Deutsches BiomasseForschungsZentrum
gemeinnützige GmbH

DBFZ

DBFZ Report Nr. 8

- Kompakt -

Ulrike Seyfert, Katja Bunzel, Daniela Thrän, Eric Mauky, Barbara Fritsche, André Schreiber, Jan Liebetrau, Thomas Schmidt, Tobias Ulbricht, Volker Lenz

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis 1
Vorwort 3
Biomassepotenziale in Deutschland 2008 bis 2020 5
1 Einführung 6
2 Potenziale aus dem Energiepflanzenanbau 2008 und 2020 6
3 Forstwirtschaftliche Potenziale 11
4 Rest- und Abfallstoffe 15
4.1 Waldrestholz 15
4.2 Stroh 16
4.3 Exkremente aus der Tierhaltung 18
4.4 Landschaftspflegematerial 20
4.5 Altholz 22
4.6 Industrierestholz 24
4.7 Bio- und Grünabfall 26
5 Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen 27
6 Abbildungsverzeichnis 31
7 Tabellenverzeichnis 31
8 Literaturverzeichnis 32
Robustes Prozessmodell zur dynamischen Simulation der anaeroben Fermentation 35
Abkürzungsverzeichnis 36
Verzeichnis der Formelzeichen 37
1 Einleitung 38
2 Simulationsumgebung „DBFZ-Biogasmodell“ 39
2.1 Nichtlineares Prozessmodell zur anaeroben Fermentation 40
2.1.1 Substratcharakterisierung und Stöchiometrie 41
2.1.2 Substratabbaukinetik und mathematische Prozessbeschreibung 42
2.1.3 Halbempirisches Modell zur Berechnung des pH-Wertes 45
2.2 Identifikation der kinetischen Parameter 48
2.2.1 Grundlegende Funktionsweise des Identifikationsverfahrens Maximum-Likelihood 48
2.2.2 Implementierung des Parameteridentifikationsalgorithmus 50
2.3 Derivat „DBFZ-Pocketsimulator für Biogasanlagen“ 51
3 Anwendung und Validierung 52
3.1 Laborversuche mit unterschiedlichen Substraten 52
3.1.1 Vergärung von Rindergülle und Maissilage 52
3.1.2 Substratumstellungen und gezielte Versäuerung 60
3.1.3 Schlempevergärung bei unterschiedlichen Verweilzeiten und Raumbelastungen 62
3.2 Simulation großtechnischer Biogasanlagen 64
3.2.1 Prozessstörung durch zu schnelle Substratumstellung 64
3.2.2 Störung durch Spurenelementmangel bei Vergärung von Maissilage als einziges Substrat 65
4 Zusammenfassung und Ausblicke 68
5 Abbildungsverzeichnis 70

6 Tabellenverzeichnis 71

7 Literaturverzeichnis 71

8 Anhang 1 72

Abscheider für biogene Kleinfeuerungsanlagen 73

1 Abgrenzung 74
1.1 Systematik der Staubabscheider 74
1.2 Bewertung von Staubabscheidern 79
1.3 Abscheider für Biomassekleinfeuerungsanlagen 79

2 Entwicklungen für Feuerungsleistungen < 50 kW 80
2.1 Einteilung 80
2.2 Filternde Abscheider 80
2.3 Elektrostatische Abscheider 83
2.4 Wäscher / Nassabscheider 89
2.5 Andere Abscheideprinzipien 93

3 Entwicklungen für Feuerungsleistungen > 100 kW 94
3.1 Einteilung 94
3.2 Filternde Abscheider 95
3.3 Elektroabscheider 96
3.4 Wäscher / Nassabscheider 97
3.5 Katalysatoren 97
3.6 sonstige Abscheider 98

4 Entwicklungsstand 98
4.1 Stand der Entwicklungen 98
4.2 Erkenntnisse aus Abscheidermonitorings und Felduntersuchungen 99
4.2.1 filternde Abscheider 99
4.2.2 Elektrostatische Abscheider 99
4.2.3 Nassabscheider / Wäscher 100
4.2.4 Katalysatoren 100
4.2.5 Problematik der Abreinigung 100

5 Marktverfügbarkeit 100
5.1 Baurechtliche Zulassung 100
5.2 Preisstruktur 102

6 Schlussfolgerungen 104

7 Literaturverzeichnis 106

8 Anhang 112

A1 Erhältliche eigenständige Abscheider (Herstellerangaben) 112

A2 Erhältliche feuerungsbezogene Lösungen (Herstellerangaben) 113

Vorwort

Liebe Leserinnen und Leser,

die Wissenschaftler des Deutschen BiomasseForschungsZentrums (DBFZ) suchen nach Wegen, um Bioenergie technisch effizient, wirtschaftlich und verbunden mit möglichst positiven Umweltwirkungen in das Energiesystem zu integrieren. Ausgewählte Ergebnisse ihrer Forschungsarbeiten werden seit Mitte des Jahres 2010 in der Schriftenreihe „DBFZ Report“ veröffentlicht.

Nun freut es mich sehr, Ihnen den ersten „DBFZ Report Kompakt“ vorstellen zu können. Dieser Band gibt einen Überblick über unterschiedliche Fragestellungen, die von den Forschern der verschiedenen Fachbereiche im DBFZ bearbeitet wurden. In der vorliegenden Ausgabe finden Sie unter dem Titel **„Biomassepotenziale in Deutschland 2008 bis 2020“** eine Zusammenfassung der Potenzialanalysen des DBFZ im Bereich der Energiepflanzen, Forstwirtschaft sowie der Rest- und Abfallstoffe. Der Artikel gibt ein umfassendes Bild über die Biomassepotenzialsituation in Deutschland.

Der Beitrag **„Robustes Prozessmodell zur dynamischen Simulation der anaeroben Fermentation“** befasst sich mit dem Aufbau eines DBFZ-eigenen Simulationsmodells der Biogasproduktion, welches speziell für die Anforderungen des praktischen Einsatzes entwickelt wurde.

Ein Artikel zum Thema **„Abscheider für biogene Kleinfeuerungsanlagen“** gibt dann eine Übersicht über die Entwicklungen von Staubabscheidern für Biomasse-Kleinfeuerungsanlagen der letzten Jahre. Dieser Beitrag soll Wissenschaftlern und Studenten den Einstieg in diesen speziellen Anwendungsfall der Entstaubungstechnik erleichtern.

Wir wünschen Ihnen eine interessante Lektüre mit zahlreichen Impulsen für Ihre eigene Arbeit.

Frank Scholwin

(wissenschaftlicher Geschäftsführer)

Leipzig, im Dezember 2011

Biomassepotenziale in Deutschland 2008 bis 2020

Ulrike Seyfert
Katja Bunzel
Daniela Thrän

1 Einführung

Die Europäische Union und die Bundesregierung setzen ambitionierte Ziele zum Ausbau der Erneuerbaren Energien und speziell der Bioenergienutzung bis zum Jahr 2020. Festgehalten sind diese unter anderem im Nationalen Aktionsplan für Erneuerbare Energien. Der folgende Artikel fasst die Potenzialanalysen des Deutschen BiomasseForschungsZentrums im Bereich der Energiepflanzen, Forstwirtschaft sowie der Rest- und Abfallstoffe zusammen und gibt ein umfassendes Bild über die Potenzialsituation in Deutschland ab. Die Berechnungen wurden auf Bundeslandebene für die Jahre 2008 und 2020 durchgeführt.

2 Potenziale aus dem Energiepflanzenanbau 2008 und 2020

Aufgrund verschiedener Zielvorgaben aus der Politik wie der Biokraftstoffquote hat der Anbau von Energiepflanzen in Deutschland in den letzten Jahren stark an Bedeutung gewonnen. Im Jahr 2008 wurden nach der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR) insgesamt etwa 2 Mio. ha Ackerfläche für den Anbau Nachwachsender Rohstoffe genutzt. Davon entfielen neben knapp 300.000 ha für verschiedene stoffliche Nutzungen etwa 1 Mio. ha auf Raps für Biodiesel, 250.000 ha für Pflanzen aus denen Stärke und Zucker für Bioethanol gewonnen wurde sowie 500.000 ha für den Anbau von Pflanzen für die Biogasproduktion. Zusammen ergibt sich ein Flächenanteil in Deutschland für nachwachsende Rohstoffe von etwa 17 % der Ackerfläche.

Energiepflanzen gehören zu den nachwachsenden Rohstoffen und werden ausschließlich für eine energetische Nutzung angebaut, d.h. sie liefern Biomasse zur Strom- und Wärmeerzeugung sowie zur Herstellung von Kraftstoffen. Hierzu zählen auch die etablierten landwirtschaftlichen Kulturen wie verschiedene Getreidesorten. Diese können neben der Nutzung für die menschliche und tierische Ernährung auch energetisch verwertet werden. Denkbar ist die Verarbeitung zu Bioethanol oder die Herstellung von Biogas in Biogasanlagen aus Getreideganzpflanzenslage (GPS). Andere Kulturen, die sich für eine energetische Verwertung eignen, sind Raps, Silomais und Holz von Kurzumtriebsplantagen (KUP). Dabei kann das Öl aus der Rapssaat für die Produktion von Biodiesel eingesetzt werden, während Silomais als Biogassubstrat Verwendung findet.

Das DBFZ hat das technische Brennstoffpotenzial von Energiepflanzen in Deutschland für das Jahr 2008 bestimmt. Zur Berechnung der Biomassepotenziale in Deutschland auf Bundeslandebene wurden landwirtschaftliche Statistiken verwendet, die das statistische Bundesamt z.B. im Statistischen Jahrbuch zur Verfügung stellt. Diese beinhalten unter anderem Daten zur Ackerfläche und den angebauten Feldfrüchten sowie deren durchschnittliche Hektarerträge. Als weitere Grundlage wurden Daten zu den Naturschutzgebieten in den Bundesländern eingesetzt, welche durch die zuständigen

Ämter der entsprechenden Bundesländer bereitgestellt werden konnten. Auf diesen Flächen wurden Ertragsminderungen angenommen, die z.B. durch verringerte Düngung und andere Einschränkungen im Anbau auftreten. In Tabelle 1 sind die Annahmen zu den Ertragsminderungen in Schutzgebieten der verschiedenen Kategorien dargestellt.

Tabelle 1: Ertragsminderungen auf Schutzgebieten verschiedener Kategorien [1]

	Ertragsminderung			
Schutzgebiet	**2007**	**2020 BAU**	**2020 B&U**	**2020 B**
Naturschutzgebiete	Kein Anbau von Energiepflanzen			
Nationalpark	Kein Anbau von Energiepflanzen			
Biosphärenreservate	5 %	5 %	10 %	5 %
Natura 2000-Gebiete	5 %	5 %	10 %	5 %
Landschaftsschutzgebiete	-	-	-	-
Naturpark	-	-	-	-
Wasserschutzgebiet-Zone I	Kein Anbau von Energiepflanzen			
Wasserschutzgebiet-Zone II	5 %	5 %	10 %	5 %
Wasserschutzgebiet-Zone III	2,5 %	2,5 %	5 %	2,5 %
Überschwemmungsgebiete	Erst ab 2012 relevant	10 %	Kein Energie-pflanzenanbau	10 %

Zur Bestimmung der aktuellen Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen (NawaRo) wurden Annahmen getroffen, welche Anteile der gesamten Anbaufläche einzelner Fruchtarten für die Produktion von Bioenergie genutzt werden. So wird beispielsweise die auf 73 % der gesamten Rapsanbaufläche (1 Mio. ha) in Deutschland geerntete Rapssaat für die Produktion von Biodiesel genutzt [2]. Dieser Anteil wird für alle Landkreise in Deutschland angewendet, so dass in Landkreisen mit einem hohen Anteil an Rapsanbauflächen auch größere Mengen an Biodiesel produziert werden und damit das Potenzial höher ist, als in Regionen mit geringem Rapsanbau. Diese Methodik wurde ebenfalls für die anderen Energiepflanzen Silomais, Getreide und Zuckerrüben durchgeführt. So ist aus Erhebungen der FNR bekannt, dass 2008 der Anbau von Biogassubstraten auf etwa 500.000 ha erfolgte. Die FNR gibt weiterhin für den Anbau von Bioethanolrohstoffen eine Fläche von 250.000 ha in Deutschland an [2]. Aus der Mengenverteilung der eingesetzten Rohstoffe für Biogas und Bioethanol konnte schließlich auf die Anbauflächen der einzelnen Fruchtarten geschlossen werden. Kurzumtriebsplantagen wurden 2008 nicht berücksichtigt, da die Anbauflächen nur etwas mehr als 1.000 ha betragen und vor allem zu Versuchszwecken angelegt wurden. Mit Hilfe der landkreisspezifischen Erträge konnten nun die Erntemengen der einzelnen Fruchtarten berechnet werden. Berücksichtigt wurden dabei auch die Anteile der Ackerflächen, die in geschützten Gebieten wie Naturparks und Biosphärenreservaten liegen.

Das technische Potenzial von Silomais, Getreideganzpflanzensilage und Zuckerrüben wurde über den Ertrag an Biogas aus den berechneten Mengen der Energiepflanzen ermittelt. Dieser wurde wiederum mit Hilfe des spezifischen Heizwertes von Biogas von 22,5 MJ/m^3 in das technische Brennstoffpotenzial umgerechnet.

Das errechnete technische Brennstoffpotenzial in Deutschland aus Energiepflanzen beträgt im Jahr 2008 etwa 169 PJ/a. Den größten Anteil am Potenzial stellt dabei mit 98 PJ/a der Winterraps aus dem Biodiesel produziert wird (vgl. Abbildung 3). Silomais trägt etwa 42 PJ/a und Getreide (Körner) etwa 18 PJ/a zum gesamten Potenzial bei. Zuckerrübe und Getreideganzpflanzensilage (GPS) haben hingegen mit knapp 7 PJ/a bzw. 4 PJ/a daran einen relativ geringen Anteil.

Die räumliche Verteilung des Potenzials aus dem Energiepflanzenanbau in Deutschland auf die Bundesländer ist in Abbildung 1 dargestellt. Es wird deutlich, dass das größte technische Brennstoffpotenzial von Energiepflanzen pro Hektar Bundeslandfläche in Sachsen-Anhalt, Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern vorliegt, was vor allem durch die starke agrarische Prägung dieser Bundesländer zu erklären ist.

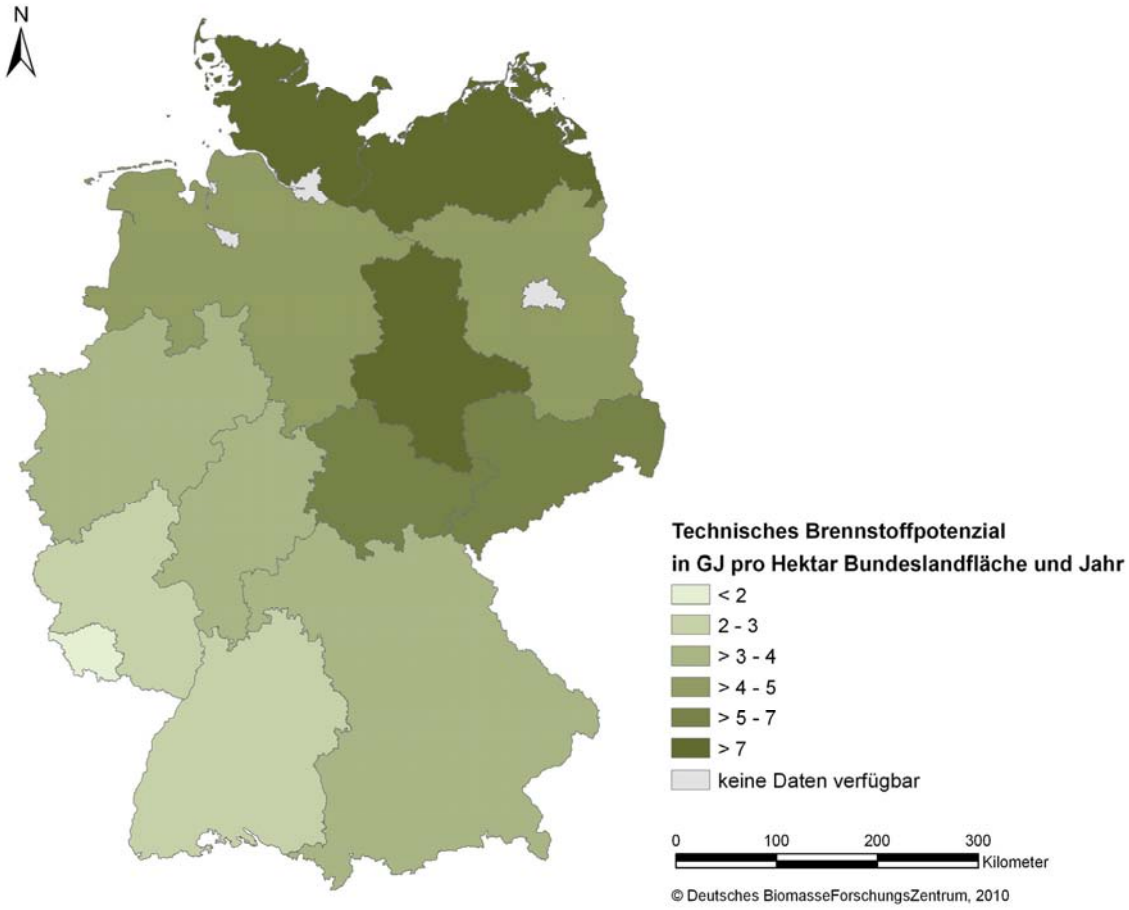


Abbildung 1: Räumliche Verteilung des technischen Brennstoffpotenzials von Energiepflanzen in den Bundesländern 2008 (Quelle: Eigene Berechnungen 2010)

Zur Ermittlung der Potenziale für das Jahr 2020 wurden drei Szenarien entwickelt, die die mögliche Entwicklung in der Landwirtschaft unter bestimmten Annahmen widerspiegeln. Als Grundlage werden hier Berechnungen von Flächenpotenzialen verwendet, die von der Uni Hohenheim durchgeführt wurden [3]. Diese geben, an welche Flächen zusätzlich zu den bereits im Ausgangsjahr 2007 vorhandenen NawaRo-Flächen frei werden und für den Anbau von Energiepflanzen in Deutschland 2020 jeweils in den drei Szenarien bereitstehen.

Tabelle 2: Angenommene jährliche Ertragssteigerungen in den drei Szenarien (Annahme DBFZ)

	BAU dt/ha*a	**B** dt/ha*a	**B & U** dt/ha*a
Getreide	0,65	0,98	0,98
Silomais	8,1	12,1	12,1
Winterraps	0,71	1,1	1,1
Zuckerrüben	8,1	12,1	12,1
KUP	4,3	4,3	4,3
Kartoffel	8,1	12,1	12,1

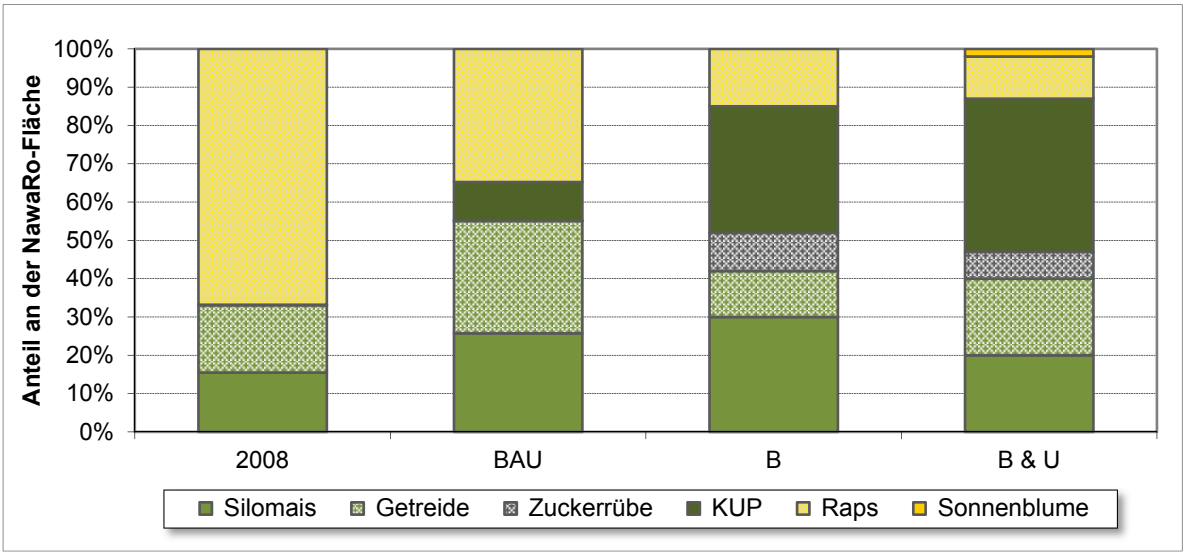


Abbildung 2: Flächenanteile der Fruchtarten an der NawaRo-Fläche (Quelle: DBFZ 2010)

So ergibt sich im Szenario „BAU“ eine Ackerfläche von 3,3 Mio. ha für den Anbau von Energiepflanzen. Im Szenario „B“ stehen 3,9 Mio. ha und im Szenario „B & U“ immerhin noch 2,7 Mio. ha zur Verfügung. Auf diesen Flächen können Kulturen für die energetische Nutzung angebaut werden. Die Anteile der einzelnen Fruchtarten an der NawaRo-Fläche werden für die Szenarien unterschiedlich festgelegt. So beträgt der Anteil der Kurzumtriebsplantagen im Szenario „Business as usual“ etwa 10 % der Non-Food-Fläche, im Szenario „Bioenergie“ aber immerhin 30 %, da hier

verstärkt Kulturen mit hohen Hektarerträgen angebaut werden sollen. Abbildung 2 zeigt die prozentuale Verteilung der Fruchtarten im Jahr 2007 und für die Szenarien von 2020. Dabei wird deutlich, dass vor allem der Anteil der Rapsanbaufläche von 2007 zum Szenario „B & U“ stark abnimmt, während der Anteil der KUP-Fläche deutlich zunimmt.

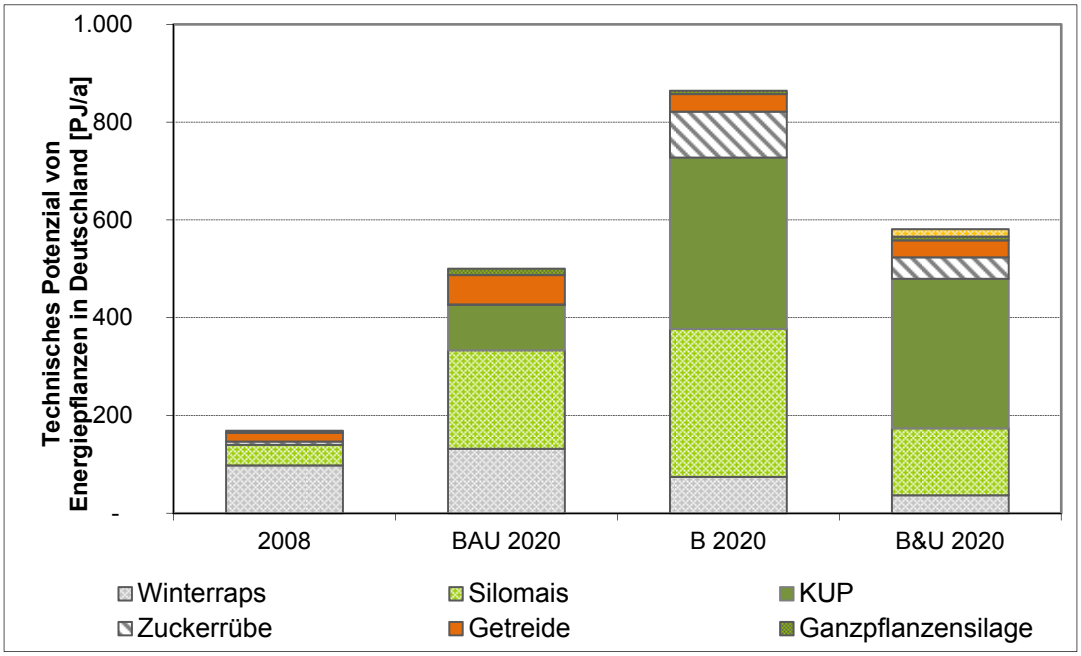


Abbildung 3: Technisches Potenzial von Energiepflanzen 2008 und in den Szenarien im Vergleich (Quelle: DBFZ 2010)

Aus den Berechnungen ergibt sich schließlich folgendes technisches Potenzial für die drei Szenarien:

- für das Szenario „Business as usual“ ergibt sich 2020 ein technisches Brennstoffpotenzial von 511 PJ,
- im Szenario „Bioenergie“ entstehen 860 PJ aus Energiepflanzen und
- im Szenario „Bioenergie mit erhöhten Umwelt- und Naturschutzrestriktionen“ ergeben die Berechnungen ein technisches Brennstoffpotenzial von 580 PJ.
- Im Vergleich zu 2008 ist also von einer deutlichen Steigerung des Potenzials auszugehen (vgl. Abbildung 3).

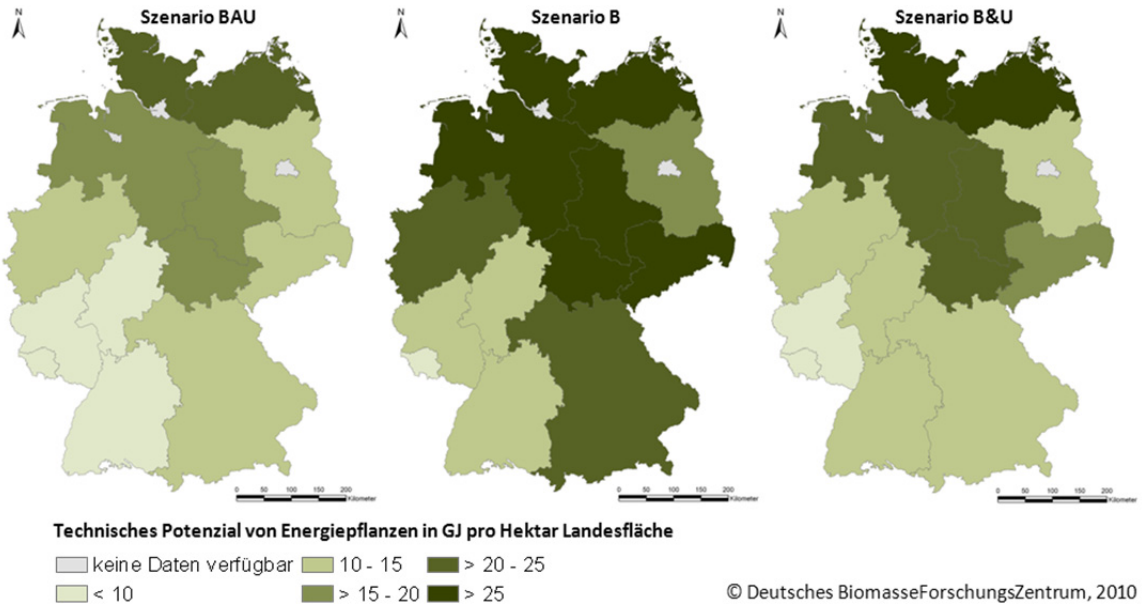


Abbildung 4: Technisches Potenzial von Energiepflanzen in Deutschland 2020 in den Szenarien bezogen auf die Landesfläche (Quelle: DBFZ 2010)

In Abbildung 4 sind die technischen Potenziale von Energiepflanzen bezogen auf die Landesfläche in 2020 dargestellt. Es wird erneut deutlich, dass die flächenbezogenen Potenziale wie auch die absoluten Werte im Szenario BAU am geringsten und im Szenario B am größten sind. In allen Szenarien liegen die größten Potenziale pro Hektar im Norden Deutschlands, vor allem in Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Mitteldeutschland.

3 Forstwirtschaftliche Potenziale

Forstwirtschaftliche Biomassen umfassen das bereits energetisch genutzte Derbholz (inkl. Rinde), Waldrestholz sowie den aktuell noch ungenutzten Zuwachs an oberirdischer Biomasse. Obwohl forstwirtschaftliche Biomassen bereits in erheblichem Umfang genutzt werden (z. B. stoffliche Nutzung ca. 37 Mio. t_{atro}/a, Scheitholzfeuerungen ca. 6 Mio. t_{atro}/a [4]) bestehen noch weitere Ausbauoptionen. Generell wurde bei den Berechnungen ein Vorrang der stofflichen Nutzung von Holz angenommen und der entsprechende Holzbedarf aus dem Potenzial herausgerechnet.

Das technische Potenzial aus der Forstwirtschaft wird mit Hilfe eines Excel-basierten Modells auf Bundeslandebene bestimmt. Als Datengrundlage dienen die statistischen Daten der Bundeswaldinventur 2 [5], Statistiken zum aktuellen Holzeinschlag (Holzmarktberichte 2002 - 2008) [6] sowie eigene Hochrechnungen (vgl. Abbildung 5).

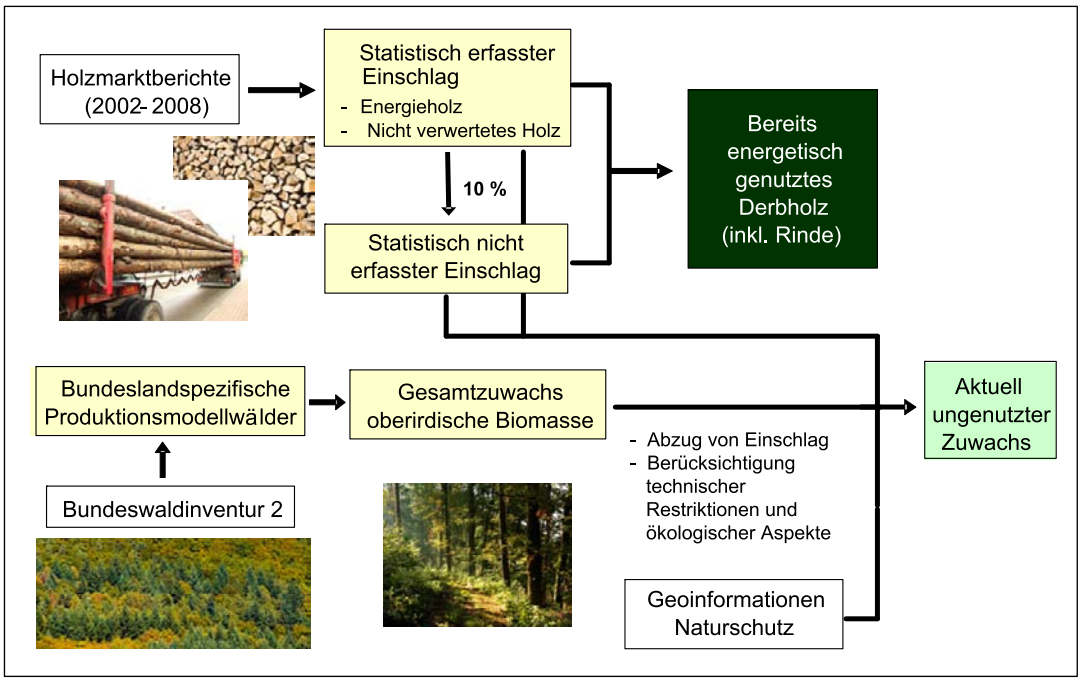


Abbildung 5: Darstellung der Methodik zur Bestimmung des forstwirtschaftlichen Potenzials (Quelle: DBFZ 2009)

In den Holzmarktberichten werden Daten zu den bundeslandspezifischen Anteilen des bereits energetisch genutzten Derbholzes (inkl. Rinde) bereitgestellt. Darin ist neben den in den Holzmarktberichten ausgewiesenen Fraktionen „Energieholz“ und „nicht verwertetes Holz“ auch der nicht statistisch erfasste Derbholzeinschlag enthalten. Letzterer ist in den letzten Jahren konstant angestiegen und ist vor allem auf die Nutzung von Privatwäldern und weiteren nicht verzeichneten Brennholzeinschlag zurückzuführen [7]. Es wird davon ausgegangen, dass jährlich etwa 10 % der statistisch erfassten Mengen zusätzlich eingeschlagen werden, ohne verzeichnet zu werden.

Zusätzlich zum Derbholzpotenzial wird der aktuell ungenutzte Zuwachs basierend auf bundeslandspezifischen Produktionsmodellwäldern ermittelt. In diesen Modellwäldern werden die durchschnittliche Verteilung von Laub-, Nadel- und Mischwald sowie die Altersstruktur der Bäume berücksichtigt. Vom berechneten Gesamtzuwachs an oberirdischer Biomasse (Derbholz und Reisholz) wird anschließend der statistisch erfasste sowie der statistisch nicht erfasste Holzeinschlag abgezogen (Durchschnitt 2002 – 2008). In einem letzten Schritt erfolgt die Einbeziehung von technischen Restriktionen, wie z. B. Mobilisierungsraten und Ernteverluste sowie ökologische Aspekte. So werden mittels eines Geoinformationssystems Waldflächen verschiedener Naturschutzkategorien berücksichtigt und der Grad des Nutzungsverzichts in diesen geschützten Gebieten festgelegt. Weitere ökologische Restriktionen sind z. B. der Verbleib von 3 % Totholzanteil im Wald und der Verzicht auf 10 % des Zuwachses zur Sicherung des forstlichen Aufbaubetriebs.

Aus den Berechnungen ergibt sich für Deutschland ein technisches Potenzial von forstwirtschaftlichen Biomassen von 17,9 Mio. t_{atro} bzw. 346,8 PJ/a. 246 PJ/a werden von diesem Potenzial bereits energetisch genutzt. In den Bundesländern Hessen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Thüringen wird bereits heute der Zuwachs komplett eingeschlagen, so dass hier kein weiteres ungenutztes Potenzial verfügbar ist (vgl. Abbildung 6).

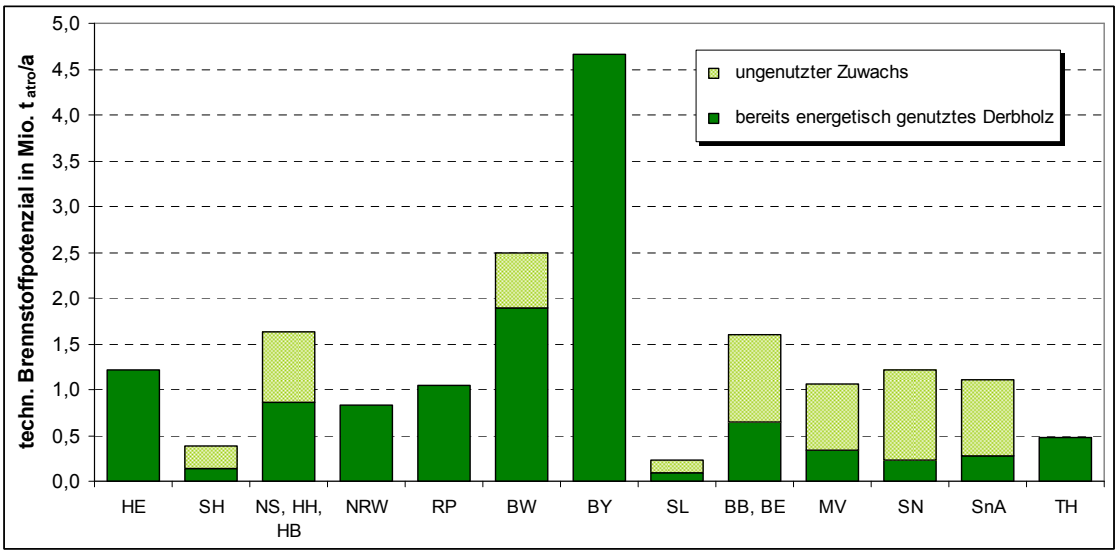


Abbildung 6: Technisches Brennstoffpotenzial der forstwirtschaftlichen Biomassen (Quelle: DBFZ 2010)

Das technische Brennstoffpotenzial auf Bundeslandebene ist in Abbildung 7 in GJ pro ha Bundeslandfläche dargestellt. In den waldreichen Bundesländern wie Bayern und Baden-Württemberg aber auch Hessen liegt ein hohes Potenzial pro Hektar vor. Das größte absolute Potenzial weisen ebenfalls Bayern und Baden-Württemberg mit 90 bzw. 48 PJ/a auf und verfügen damit über insgesamt 40 % des gesamtdeutschen forstwirtschaftlichen Potenzials.

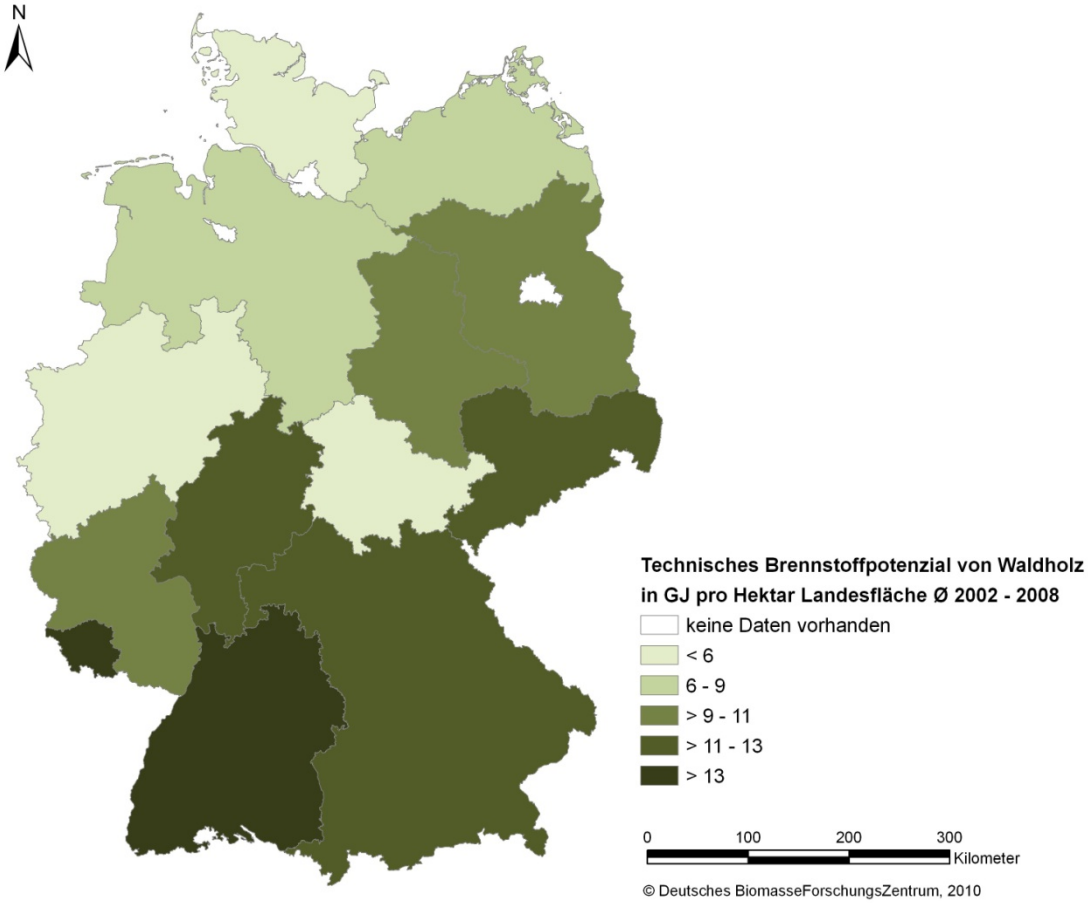


Abbildung 7: Technisches Brennstoffpotenzial von forstwirtschaftlichen Biomassen Ø 2002-2008 (Quelle: DBFZ)

Zur Bestimmung des technischen Potenzials von Waldholz im Jahr 2020 wird auf Ergebnisse auf Basis des Waldholzentwicklungs- und Holzaufkommensmodells (WEHAM) [8] zurückgegriffen. Dieses zeigt die Entwicklung des Potenzials forstwirtschaftlicher Biomassen in den Bundesländern bis 2020 auf.

Insgesamt kann davon ausgegangen werden, dass das Aufkommen von Waldholz in Deutschland bis 2020 um etwa 11 % auf 386 PJ/a steigen wird. In den Bundesländern hingegen stellt sich die Entwicklung sehr unterschiedlich dar. In Bayern, Nordrhein-Westfalen, Sachsen und Rheinlandpfalz nimmt das Potenzial voraussichtlich deutlich zu, während beispielsweise in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Niedersachsen das Aufkommen sinken wird. Diese Unterschiede ergeben sich beispielsweise aus einer unterschiedlichen Waldstruktur (Arten und Alter) sowie den Auswirkungen verschiedener Schadereignisse wie der Orkan Kyrill und unterschiedlichen aktuellen Nutzungsgraden.

4 Rest- und Abfallstoffe

4.1 Waldrestholz

Waldrestholz kann sehr unterschiedlich definiert werden. In den folgenden Betrachtungen gilt Kronenderbholz (gemessen vom Trennschnitt bis zum Mindestschaftdurchmesser von 7 cm), Reisholz (alle oberirdisch verholzten Teile mit einem Durchmesser von weniger als 7 cm) und kurze Stammabschnitte als Waldrestholz. Unterirdische Holzteileile sowie Laub/Nadeln, Blüten und Fruchtstände werden aus Nachhaltigkeitsgesichtspunkten nicht mit in das Potenzial der energetisch nutzbaren Potenziale einbezogen. Die Ermittlung der Waldrestholzpotenziale erfolgt mit Hilfe der Modellwälder (siehe Kapitel 3) und von baumartspezifischen Faktoren sowohl für den statistisch erfassten als auch statistisch nicht erfassten Einschlag (z. B. Baumholz-Derbholz-Reisholz-Verteilungsfunktion, Rinden-/Derbholzanteil).

Die Berechnungen ergeben ein technisches Rohstoffpotenzial von Waldrestholz von 8,5 Mio. t_{atro}/a. Die größten Mengen fallen dabei analog zum forstwirtschaftlichen Potenzial in den Bundesländern Bayern, Baden-Württemberg und Hessen an. Aus dem Aufkommen ergibt sich ein technisches Brennstoffpotenzial von 164,7 PJ/a. Die Verteilung auf die Bundesländer ist in Abbildung 8 dargestellt. Sie zeigt, dass in den Bundesländern Hessen und Rheinland-Pfalz das technische Brennstoffpotenzial pro Hektar Landesfläche am höchsten ist, während in den waldärmeren Bundesländern wie Schleswig-Holstein und Mecklenburg-Vorpommern die Potenziale deutlich niedriger ausfallen.

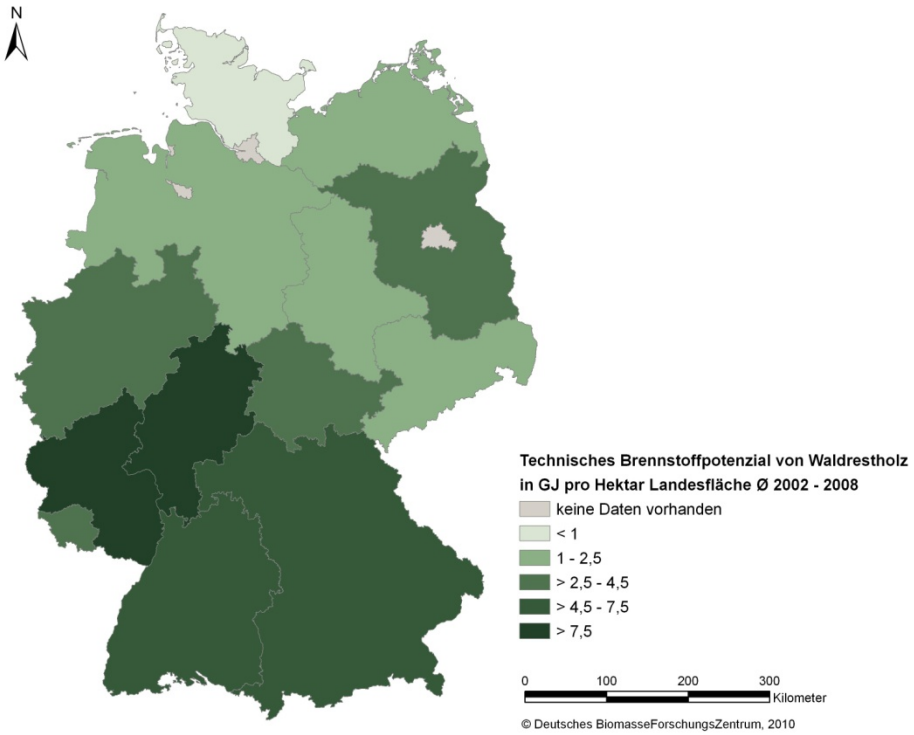


Abbildung 8: Technisches Brennstoffpotenzial von Waldrestholz auf Bundeslandebene Ø 2002 – 2008 (Quelle: DBFZ 2010)

Die Entwicklung bis 2020 wird auch für Waldrestholz basierend auf [8] dargestellt, da das Aufkommen von Waldrestholz direkt mit der Verfügbarkeit von Stammholz verknüpft ist. Es wird daher von einer Steigerung des technischen Potenzials um 11 % auf 183 PJ/a ausgegangen.

4.2 Stroh

Als Stroh wird im Allgemeinen der Ernterückstand von Körner liefernden Kulturen wie Getreide und Ölsaaten bezeichnet. Im Folgenden werden die Methodik zur Berechnung des technischen Potenzials für Getreide- und Rapsstroh erläutert und die Ergebnisse dargestellt. Das technische Brennstoffpotenzial wird für das Jahr 2008 sowie in drei Szenarien für 2020 dargestellt.

Ein großer Teil des anfallenden Strohs wird bereits einer stofflichen Nutzung zugeführt. Dazu gehören beispielsweise der Verbleib auf dem Acker zur Erhaltung der Nährstoff- und Humusbilanz, der Einsatz in der Tierhaltung und als Bodenverbesserer in Gartenbaubetrieben und Kleingärten. Daher bleibt nur ein Anteil von etwa 25 % des gesamten Aufkommens für eine energetische Nutzung verfügbar [9]. Datenbasis für die Bestimmung des Potenzials von Stroh in Deutschland sind die Anbauflächen sowie die Hektarerträge von Getreide und Raps. Für das Potenzial im Jahr 2008 werden die statistischen Werte verwendet. Die Szenarien für 2020 werden die Anbauflächen im Non-Food-Bereich genutzt, die bereits im Kapitel 1 beschrieben wurde. Weiterhin können auch die Strohmengen von Getreide und Raps einbezogen werden, die für die Nahrungsmittelproduktion angebaut werden. Wie bereits im

Kapitel 1 werden auch hier spezifische Ertragssteigerungen bis 2020 je nach Szenarium angenommen. Weiterhin wird von einer leichten Abnahme des Korn-Stroh-Verhältnisses aufgrund des Züchtungsfortschrittes zu Gunsten höherer Kornerträge ausgegangen [9]. In Tabelle 3 sind die Korn-Stroh-Verhältnisse für das Jahr 2008 und 2020 dargestellt.

Tabelle 3: Korn-Stroh-Verhältnis 2008 und 2020 [9]

	2008	**2020**
Weizen	1 : 0,80	1 : 0,72
Gerste	1 : 0,80	1 : 0,72
Roggen	1 : 0,90	1 : 0,81
Hafer	1 : 1,10	1 : 0,99
Triticale	1 : 0,90	1 : 0,81
Raps	1 : 1,70	1 : 1,53

Wird davon ausgegangen, dass das so berechnete Gesamtaufkommen des Strohs zu 25 % genutzt werden kann und einen Wassergehalt von 15 % aufweist, ergibt sich ein technisches Potenzial von 8,6 Mio. t_{TM}/a bzw. 153 PJ/a.

In den drei Szenarien ist das Potenzial von Stroh vor allem aufgrund abnehmender Flächen für Getreide und Raps auf der Non-Food-Fläche deutlich geringer. So erreicht Stroh 2020 im Szenario BAU ein Potenzial von 117 PJ/a, im Szenario B 106 PJ/a und im Szenario B&U 124 PJ/a.

Die Verteilung des Potenzials auf die Bundesländer ist in Abbildung 9 dargestellt und macht deutlich, dass die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt die höchsten Potenziale von Stroh, bezogen auf die Landesfläche, aufweisen.

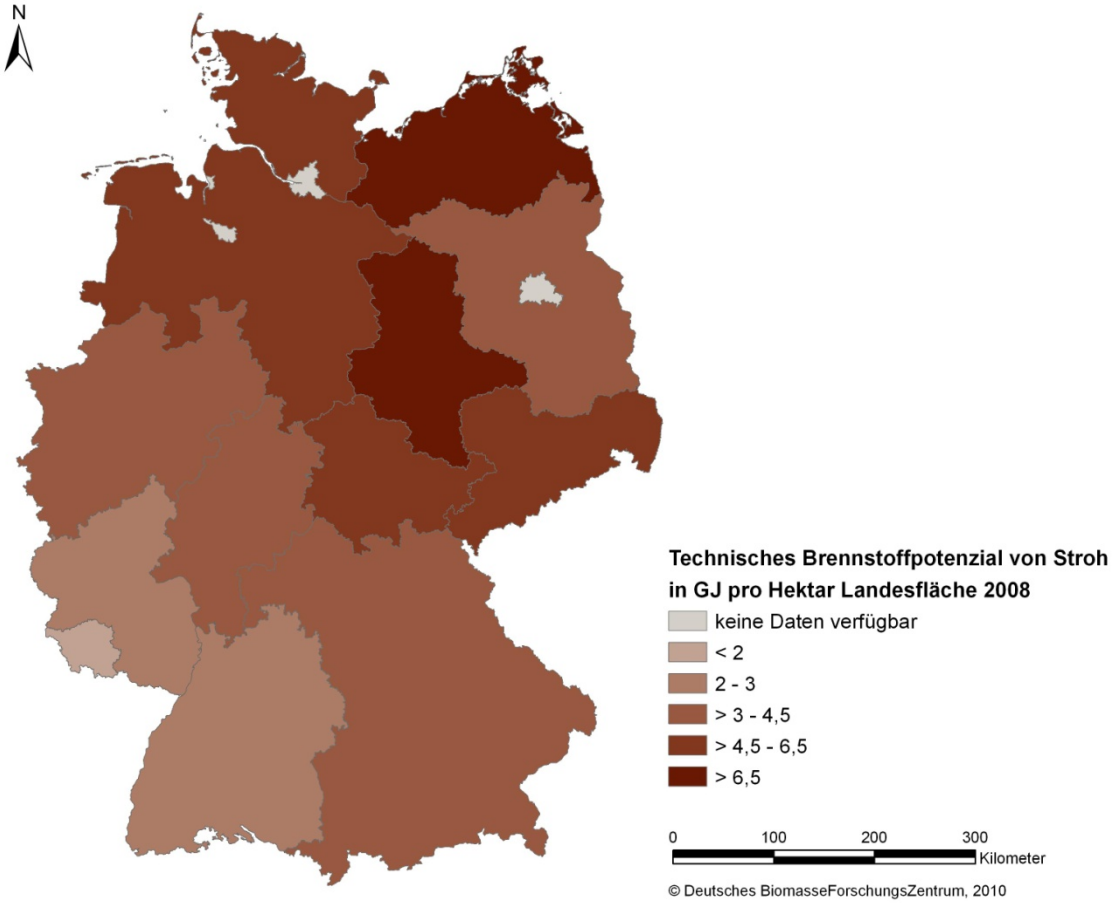


Abbildung 9: Technisches Brennstoffpotenzial von Stroh aus Bundeslandebene im Jahr 2008 (Quelle: DBFZ 2010)

4.3 Exkremente aus der Tierhaltung

Relevante Mengen von Exkrementen aus der Nutztierhaltung fallen vor allen bei Rindern und Schweinen und in geringeren Mengen in der Hühnerhaltung an. Andere Tierarten wie Schafe, Ziegen, Pferde, Gänse und Enten werden aufgrund einer überwiegenden Freilandhaltung bzw. eines sehr geringen Anfalls von Exkrementen nicht berücksichtigt. Eine energetische Verwertung von tierischen Exkrementen findet ausschließlich in Biogasanlagen statt, da sie aus technischer Sicht leicht zu vergären sind. Die daraus resultierenden Gärreste können anschließend als Dünger auf den Acker ausgebracht werden, wobei die Nähstoffe im Vergleich zum direkten Einsatz von Gülle sogar besser pflanzenverfügbar sind[9].

Zur Bestimmung des Potenzials wird für Rinder eine Stallhaltung von 68 % (85 % Stallhaltung während der vier Wintermonate und 60 % Stallhaltung im übrigen Jahr) und für Schweine eine Stallhaltung von 100 % angenommen. Es wird weiterhin unterstellt, dass bei 15 % der Schweine und Rinder Stroh oder Sägespäne eingestreut werden. Für die Hühner wird angenommen, dass 71 % der Legehennen im Stall und 21 % der Legehennen sowie 92 % der anderen Hühner mit Einstreu gehalten werden [10,11].

Datengrundlage für die Berechnung des Potenzials sind die Viehbestände in Großvieheinheiten (GVE) und die Viehbestandsgrößen auf Bundeslandebene. Da die Sammlung der Gülle erst ab einer bestimmten Größe der Bestände rentabel ist, werden nur Rinderbestände mit mehr als 50 GVE und Schweinebestände ab 100 GVE betrachtet. Zur Bestimmung der Hühnerexkremente werden ebenfalls die kleinen Bestandsgrößen ausgeklammert. Die Tierbestände werden aber nicht in GVE umgerechnet sondern der Exkrementanfall nach Legehennen, Küken etc. unterschieden. Es wird weiterhin davon ausgegangen, dass nur Legehennen nutzbare Gülle erzeugen. Schlacht- und Masthühner sowie Tiere unter 6 Monaten werden nur für den Anfall von Einstreu berücksichtigt. Aus den Aufkommensmengen wird mit Hilfe des jeweiligen Biogasertrages das technische Potenzial abgeschätzt.

Die Berechnungen ergeben ein technisches Potenzial von 77,9 PJ/a wobei Rinderexkremente mit 50,7 PJ/a und Schweineexkremente mit 24,3 PJ/a den deutlich überwiegenden Teil ausmachen, während Hühnerexkremente nur einen Beitrag von 2,9 PJ/a leisten.

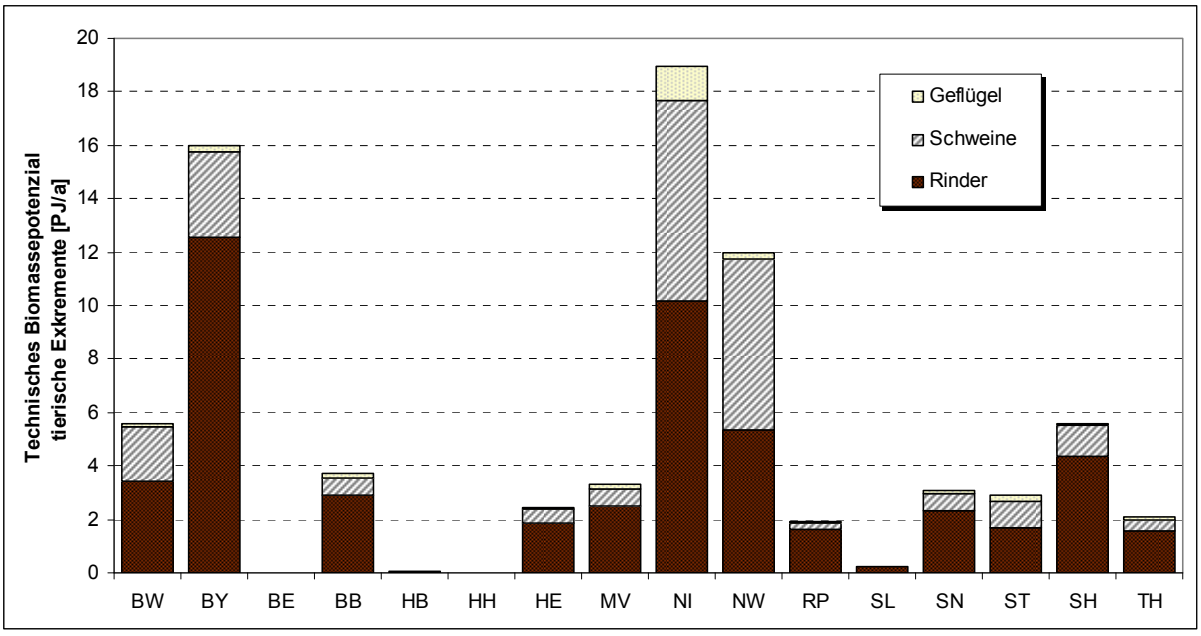


Abbildung 10: Technisches Potenzial von Exkrementen aus der Nutztierhaltung im Jahr 2008 (Quelle: DBFZ 2010)

Abbildung 10 stellt die Verteilung des Potenzials auf die einzelnen Bundesländer und den Anteil der verschiedenen Exkrementarten dar. Das größte Potenzial liegt demnach mit Abstand in Niedersachsen und Bayern. Auch wird in der Abbildung noch einmal deutlich, dass Hühnerexkremente nur eine untergeordnete Rolle spielen.

Nach Analysen des VTI Braunschweig ergibt sich bis zum Jahr 2020 eine kontinuierliche Abnahme des Rinderbestandes, die auf eine weiter steigende Milchleistung sowie einen leicht sinkenden Rindfleischkonsum zurückzuführen ist [12]. So ist bis 2020 mit einem Rückgang der Exkrementmenge aus der Rinderhaltung um 17 % zu rechnen. Die Viehbestände von Schweinen und

Hühnern bleiben hingegen bis 2020 stabil und so wird von einem unveränderten Gülleaufkommen in diesem Bereich gerechnet. Aus diesen Annahmen errechnet sich ein Potenzial an tierischen Exkrementen von 69,3 PJ/a für das Jahr 2020.

4.4 Landschaftspflegematerial

Unter Landschaftspflegematerial wird im Sinne einer weiteren Definition Holz und Grünschnitt (Halmgut) verstanden, das bei Pflegearbeiten, Baumschnittaktivitäten in der Land- und Gartenbauwirtschaft und sonstigen landschaftspflegerischen Maßnahmen anfällt [13]. Der Begriff ist ebenfalls im Erneuerbare Energien Gesetz (EEG) verankert: Pflanzen- und Pflanzenbestandteile, die im Rahmen der Landschaftspflege anfallen, werden als nachwachsende Rohstoffe angesehen und bekommen den NawaRo-Bonus [14]. Mit der Novellierung des EEG im Jahr 2009 und der Einführung des Landschaftspflegebonus wurde eine öffentliche Debatte geführt, ob Material aus der Landschaftspflege aus einen engen (nur Naturschutzpflegeflächen gehören zu Landschaftspflegeflächen) oder einen weiten Landschaftspflegebegriff (jede Fläche, die eine Pflegemaßnahme erfährt) abzielt. Daraufhin wurde der Begriff mithilfe eines Empfehlungsverfahrens der Clearingstelle folgendermaßen spezifiziert: Pflanzen und Pflanzenbestandteile fallen dann im Rahmen der Landschaftspflege an, wenn sie bei Maßnahmen zur Erhaltung und Verbesserung eines bestimmten Zustands der Natur und Landschaft anfallen. Es werden auch Materialien aus forst- und landwirtschaftlicher sowie gartenbaulicher Tätigkeit eingeschlossen, sofern diese vorrangig der Landschaftspflege dienen. Landschaftspflegematerial fällt demnach auf folgenden Flächen an:

- gesetzlich geschützte Biotope,
  besonders geschützte Natur- und Landschaftsteile (z. B. Naturschutzgebiete),
- Vertragsnaturschutzflächen, Flächen aus Agrarumwelt oder vergleichbaren Förderprogrammen,
- Flächen, auf denen Voraussetzungen freiwillig eingehalten werden (z. B. Parkanlagen, Friedhöfe) und
- Flächen, auf denen vegetationstechnische Pflegemaßnahmen durchgeführt werden (z. B. Straßenbegleitgrün) [14].

Die Reststoffmengen, die im Rahmen der Landschaftspflege anfallen, können auf verschiedene Weise verwertet werden. Zum einen wird die Biomasse stofflich genutzt und einer Kompostierung zugeführt. Zum anderen kann das Landschaftspflegematerial auch energetisch genutzt und das Holz in Heizwerken oder Biomasse(heiz)kraftwerken verbrannt und das Halmgut als Biogassubstrat eingesetzt werden. In vielen Fällen jedoch verbleibt die Biomasse direkt vor Ort, wird gehäckselt und verblasen.

Die Berechnungen zum Aufkommen basieren auf den Daten zu Flächengrößen vom Statistischen Bundesamt sowie auf Annahmen zum Ertrag von Halmgut und holzartigen Landschaftspflegematerialien auf den entsprechenden Flächentypen (siehe Tabelle 4). Zusätzlich wird mit einem Erschließungsfaktor von 50 % gearbeitet, da Teile der Biomasse auf den Flächen aus technischen oder wirtschaftlichen Gründen verbleiben.

Tabelle 4: Durchschnittliche Jahreserträge aus der Landschaftspflege

Flächentyp	**Holz [t_{FM}/ha]**	**Halmgut [t_{FM}/ha]**	**Quellen**
Grünanlagen, Friedhöfe	4-8	10-20	[9]
Heide, Moor	1	10	[9]
Obstplantagen, Rebflächen	1-8	6-10	[14], [15]
Straßen	2-4	8	[15], [16]

Abbildung 11 zeigt die Anteile der verschiedenen Flächentypen am gesamten Aufkommen. Es wird deutlich, dass das Landschaftspflegematerial von Grünflächen bei Landschaftspflegegrün und beim –holz jeweils mit etwa 50 % den größten Teil ausmacht. Aus den Berechnungen ergibt sich das Aufkommen von 3,3 Mio. t_{FM} Grünschnitt sowie 1,4 Mio. t_{FM} an holzartigen Biomassen aus der Landschaftspflege.

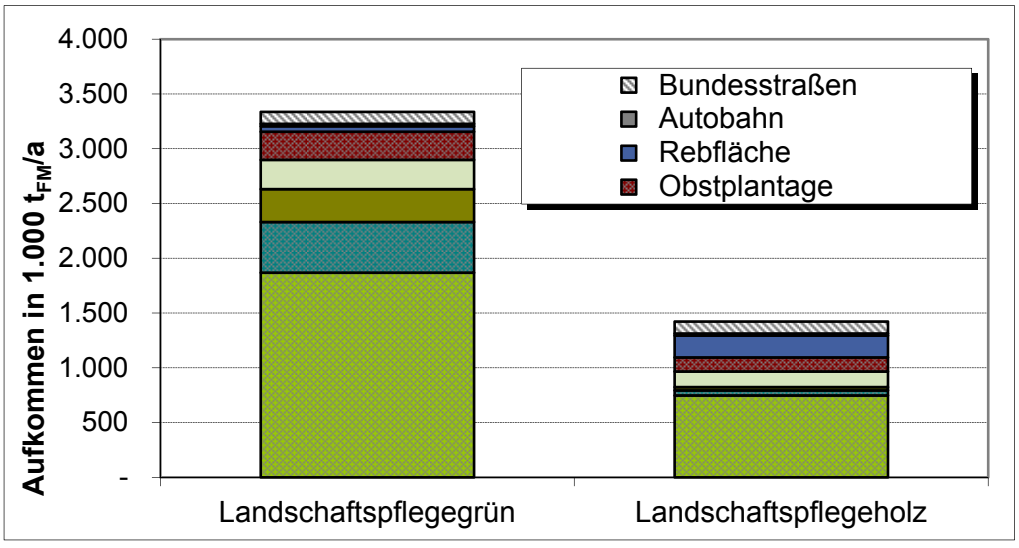


Abbildung 11: Anteil der der verschiedenen Quellen für Landschaftspflegematerial am gesamten Aufkommen

Wird angenommen, dass der Grünschnitt als Biogassubstrat verwertet wird und das Landschaftspflegeholz verbrannt wird, ergibt sich ein technisches Potenzial von 25,4 PJ/a. Bezogen auf die Fläche der Bundesländer erreichen Rheinland-Pfalz, Hamburg, Berlin und Bremen das größte technische Potenzial von Landschaftspflegematerialien (siehe Abbildung 12). Bis zum Jahr 2020 wird

im Bereich des Landschaftspflegematerials nicht von einer Veränderung des Potenzials ausgegangen. Für diesen Zeitpunkt wird daher ebenfalls das technische Potenzial von 25,4 PJ/a angenommen.

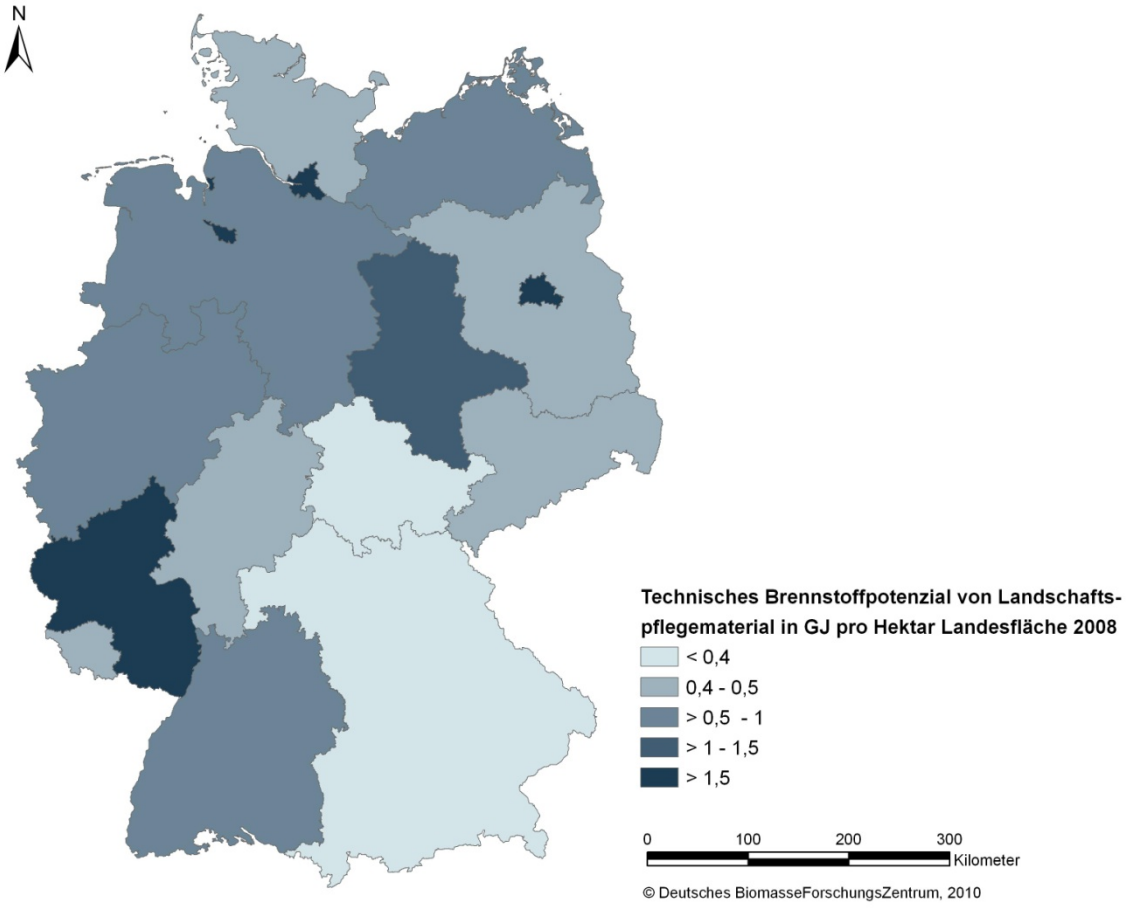


Abbildung 12: Technisches Brennstoffpotenzial von Landschaftspflegematerial auf Landesebene 2008 (Quelle: DBFZ 2010)

4.5 Altholz

Altholz fällt dort an, wo Holz aus dem Nutzungsprozess ausscheidet. Dabei ist vor allem die Abgrenzung zu Industrierestholz nicht immer einfach. In Anlehnung an die Verordnung über die Erzeugung von Strom aus Biomasse (BiomasseV) umfasst Altholz Gebrauchtholz und Industrierestholz, das als Abfall anfällt [17,18]. Gebrauchtholz beinhaltet gebrauchte Erzeugnisse aus Holz, Holzwerkstoffe oder Verbundstoffe mit überwiegendem Holzanteil, die aus der Nutzung ausscheiden z.B. bei Baumaßnahmen (Gebäudeabbrüche, Neubauten, Renovierungen) und am Ende einer bestimmten stofflichen Nutzung (Altmöbel, Verpackungsmaterial). Ein Teil des Industrierestholzes fällt ebenfalls über Verwertungs- und Entsorgungswege als Altholz an (z. B. Sägespäne einer Tischlerei ohne Verwertung). Auf Basis der Schadstoffbelastung werden vier Altholzkategorien unterschieden: A I (naturbelassenes oder lediglich mechanisch behandeltes Holz) bis A IV (mit Holzschutzmitteln belastetes Holz).

Das Aufkommen und das daraus resultierende technische Brennstoffpotenzial von Altholz wird für das Jahr 2008 auf Bundeslandebene bestimmt. Die Untersuchung stützt sich dabei auf die Erhebungen nach dem Umweltstatistikgesetz zu den Abfallmengen, die in entsprechenden Abfallentsorgungsanlagen eingesetzt werden. Es werden zunächst die für Altholz relevanten AVV-Abfallschlüssel ermittelt, wobei neben den reinen Holzfraktionen auch die Schlüssel berücksichtigt werden, in denen Holz nur als Mischfraktion vertreten ist (z. B. Sperrmüll und Verpackungen) [19]. Zusätzlich werden in die Untersuchung Daten des Umweltbundesamtes zu Im- und Exporten von Altholz einbezogen.

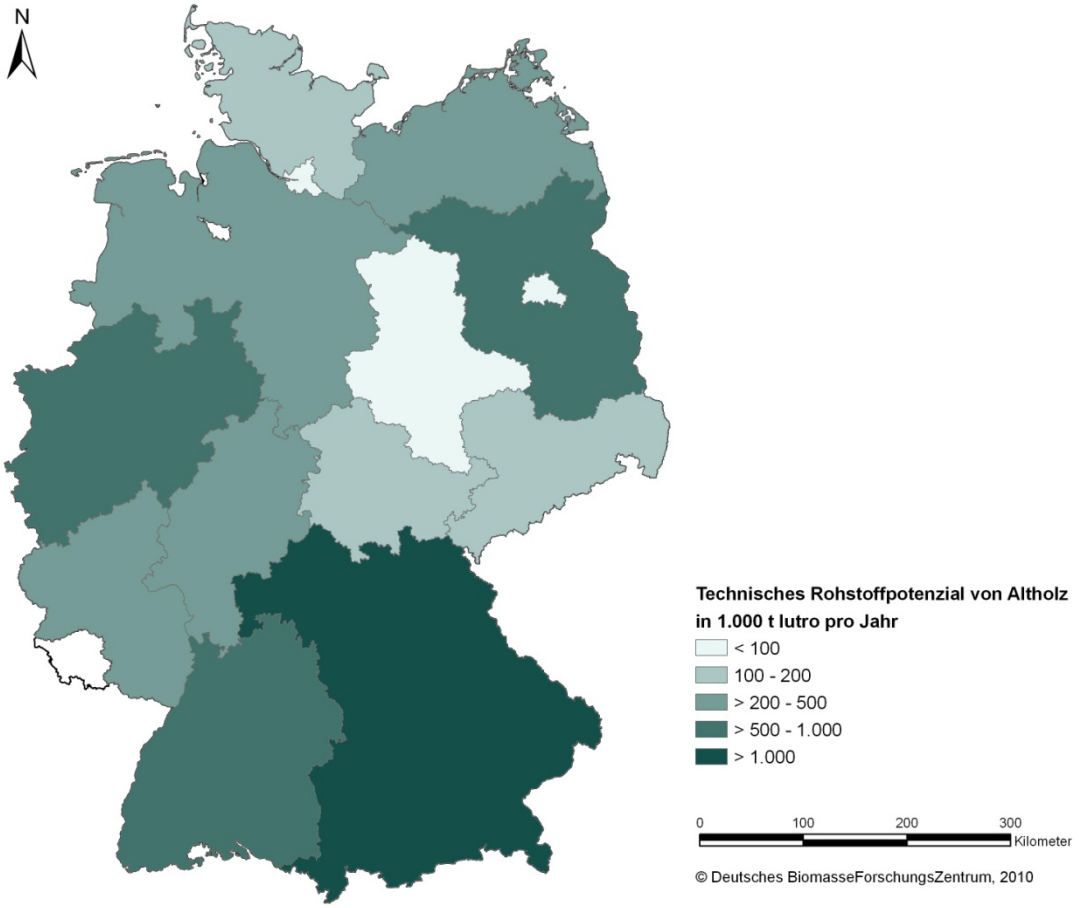


Abbildung 13: Technisches Rohstoffpotenzial von Altholz im Jahr 2008

Die Berechnungen ergeben ein Aufkommen von Altholz in Deutschland 2008 von insgesamt 9,15 Mio. t_{lutro}. Davon fallen etwa 7,8 Mio. t_{lutro} als reine Holzfraktionen und 1,37 Mio. t in gemischten Fraktionen an. Es wird davon ausgegangen, dass ein Drittel des gesamten anfallenden Altholzes stofflich genutzt wird (z. B. in der Holzwerkstoffindustrie) und zwei Drittel für eine energetische Nutzung verfügbar sind [13], was 5,2 Mio. t entspricht. Abbildung 13 zeigt die Aufteilung dieses technischen Rohstoffpotenzials auf die Bundesländer. Danach zeigt sich in Süddeutschland sowie in Brandenburg und Nordrhein-Westfalen das größte Potenzial von Altholz. Unter Annahme von 15 %

Wassergehalt im lufttrockenen Altholz sowie einem unteren Heizwert von 18,5 GJ/t_{atro} ergibt sich demnach im Jahr 2008 ein technisches Brennstoffpotenzial von Altholz von 96 PJ/a.

Um eine Entwicklung des Altholzaufkommens bis 2020 abzuschätzen, wird angenommen, dass es eine leicht steigende Tendenz aufweist [8]. So weist das Potenzial eine Steigerung von etwa 9 % bis 2020 auf. Aus dieser Annahme ergibt sich ein Gesamtaufkommen von 9,9 Mio. t_{lutro}. Wird weiterhin davon ausgegangen, dass der Anteil der stofflichen Nutzung sich nicht verändert so liegt das technische Rohstoffpotenzial für das Jahr 2020 bei 6,6 Mio. t_{lutro} bzw. das technische Brennstoffpotenzial bei 104,6 PJ/a.

4.6 Industrierestholz

Industrierestholz fällt bei der stofflichen Nutzung von Waldholz an und umfasst alle Holzreste, die in Betrieben der holzbe- und verarbeitenden Industrie aufkommen [20,21]. In der Regel handelt es sich hierbei um Hackschnitzel, Späne, Spreißel, Abschnitte, Stäube oder Rindenstücke. Die größten Rückstandsmengen treten vor allem in der Säge- und Holzwerkstoffindustrie auf [21]. Das in der Holzwirtschaft anfallende Restholzaufkommen wird im Wesentlichen einer stofflichen Verwertung entweder direkt vor Ort oder in anderen Betrieben zugeführt. So werden Sägenebenprodukte (SNP) sowohl in der Holzwerkstoffindustrie als auch in der Zellstoff- und Papierproduktion eingesetzt [22].

Bestimmt werden die Reststoffpotenziale aus der Säge-, Holzwerkstoff- sowie der Papier- und Zellstoffindustrie. Hierfür wird zunächst das Restholzaufkommen in den jeweiligen Industriezweigen anhand des Rohstoffeinsatzes (basierend auf der Clusterstudie Forst und Holz [23]) sowie eines spezifischen Reststofffaktors ermittelt.

Bei der Berechnung des Aufkommens an Sägenebenprodukten in der Sägeindustrie wird von der prozentualen Verteilung der Reststoffströme eines Sägewerkes nach Marutzky 2004 ausgegangen [22]:

Input:	Rundholz	115 %
Hauptprodukt:	Schnittholz	60 %
Reststoffe:	Hackgut	30 %
	Sägespäne	10 %
	Rinde	10 %
	Kappholz	5 %

Die berechnete Menge an Sägenebenprodukten wird schließlich um Im- und Export bereinigt, wofür die Angaben der ZMP-Marktbilanz 2008 verwendet werden.

Die Restholzmenge der Holzwerkstoffindustrie errechnet sich nach Informationsdienst Holz, nach dem bei der Verarbeitung der Einsatzstoffe etwa 20 % Rückstände von Sägespänen, Rinden oder Schleifstäuben anfallen [24].

In der Zellstoff- und Papierindustrie fallen durch mechanische Entrindung, Zerkleinerung und chemischen Aufschluss des Holzes etwa 15 - 20 % Reststoffe an, wobei allerdings neben Schlämmen, und anderen Nebenprodukten lediglich 10 % der Reststoffe Hölzer sind [25]. Es wird daher von einem Reststofffaktor von 1,8 % ausgegangen.

Für die Berechnung des technischen Rohstoffpotenzials von Industrierestholz wird die Nutzung der Sägenebenprodukte in der Holzwerkstoff- sowie Zellstoff- und Papierindustrie berücksichtigt, die sich jeweils aus dem industriespezifischen Rohstoffinput und dem prozentualen Anteil der eingesetzten Holzreststoffe ergeben. In der Holzwerkstoffindustrie handelt es sich bei etwa 50 % des Rohstoffinputs um Sägenebenprodukte. Bei der Herstellung von Zellstoff und Papier dienen etwa 3 Mio. m³ Industrie- und Sägerestholz als Rohmaterial (≙ 27,5 % des Inputs) [26,27]. Daraus resultiert in Deutschland ein technisches Rohstoffpotenzial von rund 6,3 Mio. m³/a. bzw. ein technisches Brennstoffpotenzial von rund 58 PJ/a.

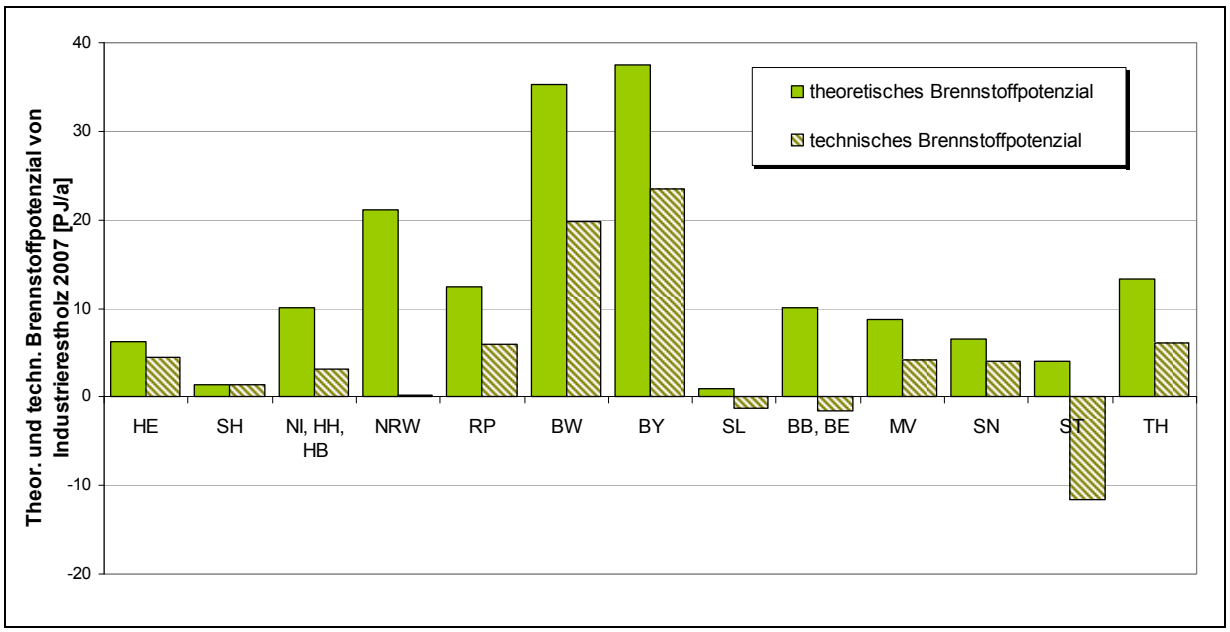


Abbildung 14: Theoretisches und technisches Brennstoffpotenzial von Industrierestholz auf Bundeslandebene 2007 (Quelle: eigene Darstellung)

Abbildung 14 zeigt, dass insbesondere Bayern und Baden-Württemberg über die größten theoretischen sowie technischen Brennstoffpotenziale in Deutschland verfügen. Demgegenüber ergibt sich für Nordrhein-Westfalen zwar ein hohes theoretisches Brennstoffpotenzial, jedoch ein sehr geringes technisches Potenzial. Bundesländer wie das Saarland, Brandenburg / Berlin sowie Sachsen-Anhalt weisen sogar ein negatives technisches Brennstoffpotenzial auf.

Nach Mantau [8] nimmt das Aufkommen von Industrierestholz zwischen 2008 und 2020 um etwa 13,6 % zu. Daraus ergibt sich ein technisches Potenzial von 7,2 Mio. m^3/a bzw. 69, 8 PJ/a.

4.7 Bio- und Grünabfall

Zu den Bioabfällen werden nach der Bioabfallverordnung (BioAbV) Abfälle verstanden, die tierischen oder pflanzlichen Ursprungs sind und durch Mikroorganismen, bodenbürtige Lebewesen oder Enzyme abgebaut werden können [28]. Es handelt sich dabei um ein sehr heterogenes Stoffgemisch, das aus privaten Haushalten sowie Gewerbe- und Kantinenabfälle. Weiterhin gehören auch Garten- und Parkabfälle wie Grasschnitt und holzige Materialien zu dieser Biomassefraktion.

In Deutschland werden die Bio- und Grünabfälle teils flächendeckend und teils lokal begrenzt über Sammelsysteme erfasst. Ein Teil der organischen Fraktion wird jedoch auch über die Restmülltonne entsorgt. Da das Einsammeln der Abfälle von verschiedenen Unternehmen organisiert wird, konnten die regionsspezifischen Sammelquoten nicht in die Betrachtungen einbezogen werden. Obwohl die Entsorgung vorrangig in biologischen Behandlungsanlagen in Form der Kompostierung erfolgt, wurden in den vergangenen Jahren zunehmend Anlagen zur Vergärung von feuchten und leicht abbaubaren biogenen Fraktionen errichtet.

Die Berechnung des technischen Potenzials aus Bio- und Grünabfällen erfolgt basierend auf dem Pro-Kopf-Aufkommen an Bio- und Grünabfall sowie bundeslandspezifischen Bevölkerungszahlen für die Jahre 2008 und 2020. Das Aufkommen pro Einwohner beträgt etwa 100 kg/a. Es wird angenommen, dass sich dieses Stoffgemisch jeweils aus 50 % Bio- bzw. Grünabfall zusammensetzt [29]. Zusätzlich werden noch 5 kg/EW*a an organischen Abfällen aus dem Gewerbe gesammelt. Bioabfälle werden vollständig für die Biogasgewinnung eingesetzt. Grünabfälle hingegen werden zu etwa 40 % vergärt und zu 60 % thermisch verwertet, da hier auch holzige Bestandteile enthalten sind.

Aus den Berechnungen ergibt sich ein jährliches Mengen aufkommen von Bio- und Grünabfällen von 8,2 Mio. t_{FM}/a. Davon werden Störstoffgehalte, Sammelverluste und der Wasseranteil abgezogen, so dass sich 2008 ein technisches Brennstoffpotenzial von 24,7 PJ/a errechnet. Im Jahr 2020 ergibt sich aufgrund leicht abnehmender Bevölkerung ein geringfügig kleineres Potenzial von 2,9 Mio. t_{TM}/a bzw. 24,1PJ/a.

Die größten Potenziale liegen wie zu erwarten in den bevölkerungsreicheren Bundesländern wie Nordrhein-Westfalen und Berlin. Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg und Sachsen-Anhalt weisen hingegen die geringsten technischen Potenziale auf (siehe Abbildung 15).

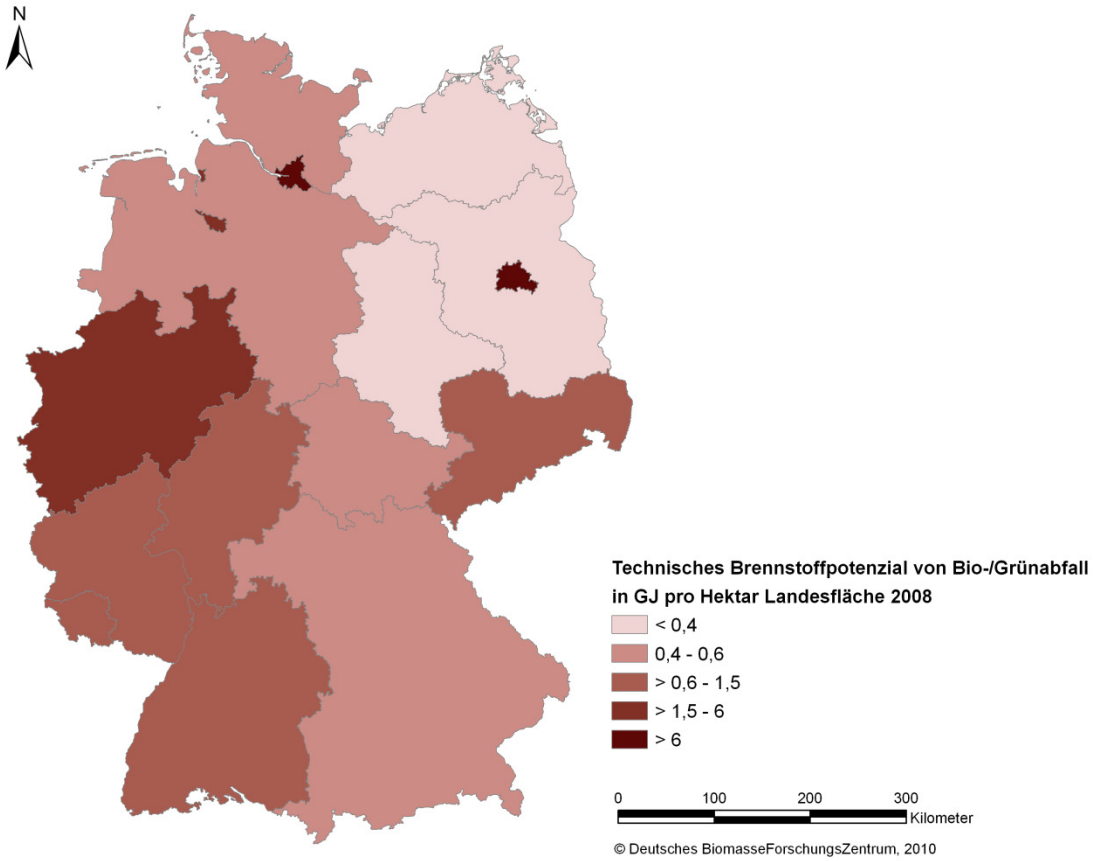


Abbildung 15: Technisches Brennstoffpotenzial von Bio- und Grünabfällen auf Bundeslandebene im Jahr 2008 (Quelle: DBFZ 2010)

5 Zusammenfassung der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Die Berechnungen zum Potenzial von Biomasse in Deutschland ergeben für das Jahr 2008 ein technisches Potenzial von 1,1 EJ/a. Den größten Anteil daran weist die forstwirtschaftliche Biomasse mit Stamm- und Waldrestholz auf. Die regionale Auflösung zeigt, dass die größten Potenziale in den Bundesländern Bayern, Baden-Württemberg und Niedersachsen liegen. Bis 2020 steigt das Potenzial auf bis zu 1,8 EJ/a an (vgl. Abbildung 16).

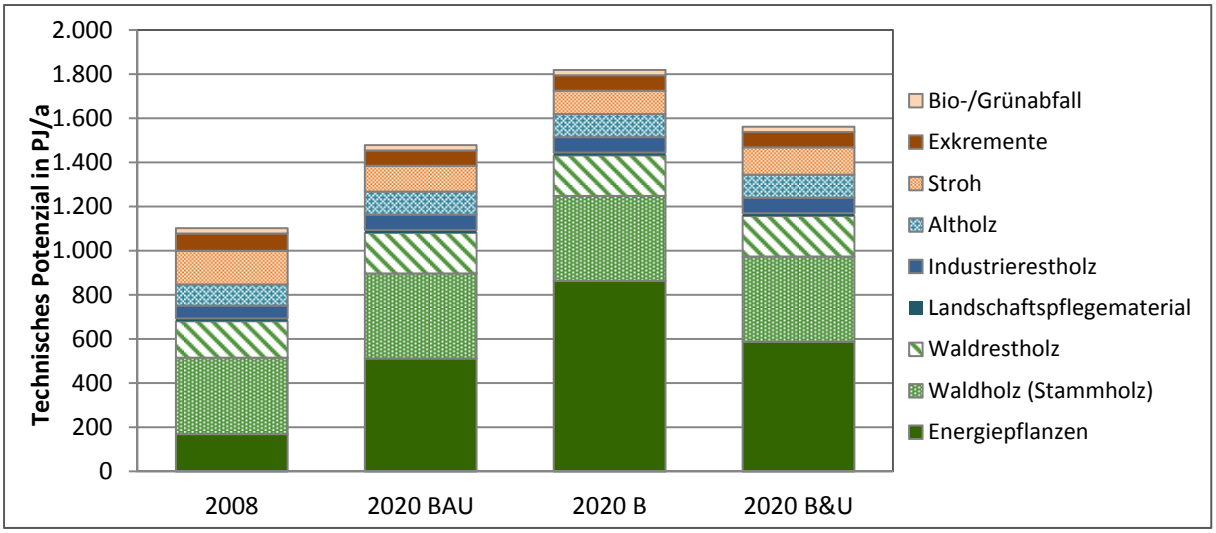


Abbildung 16: Technisches Potenzial verschiedener Biomassefraktionen 2008 und 2020 im Vergleich (Quelle: DBFZ 2010)

In Abbildung 17 sind die aufsummierten technischen Potenziale aller im Rahmen dieser Studie betrachteten Biomassefraktionen bezogen auf die Landesfläche und im Vergleich 2008 und 2020 Szenario B dargestellt. Es wird noch einmal die deutliche Zunahme des gesamten Potenzials in Deutschland abgebildet und die Regionen mit den größten Potenzialen pro Hektar (Bayern, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen etc.) sind erkennbar.

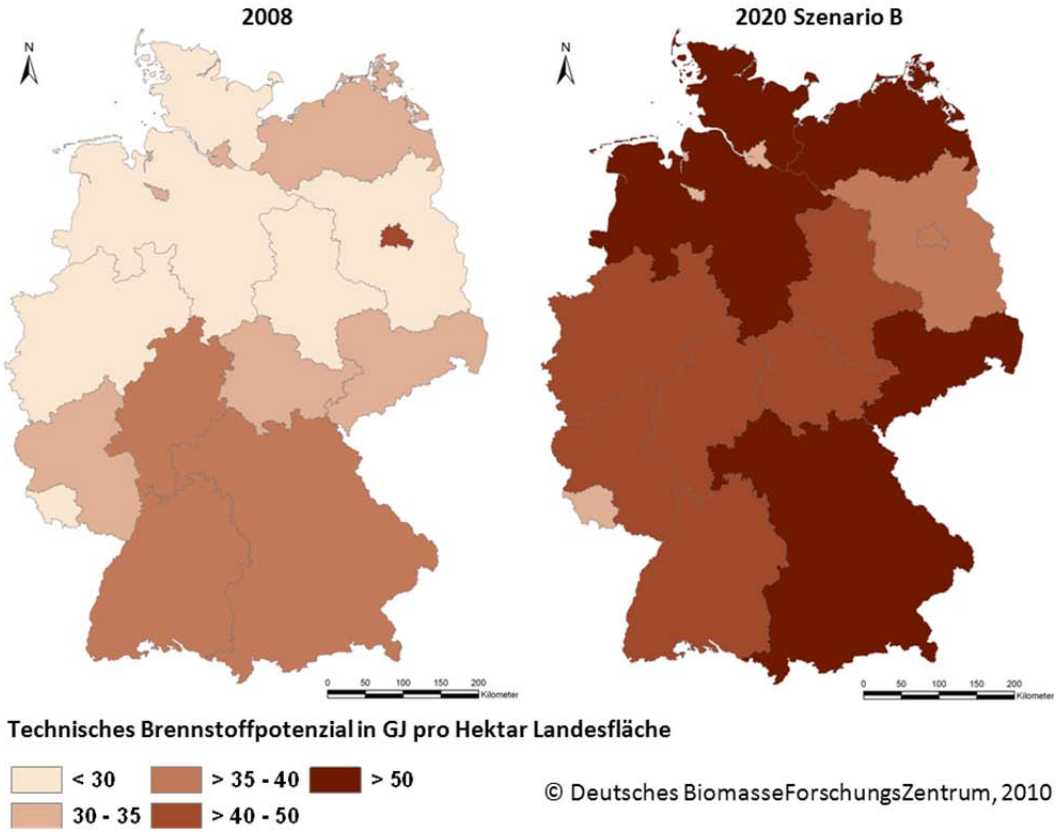


Abbildung 17: Technische Potenziale der betrachteten Biomassefraktionen im Vergleich 2008 und 2020 im Szenario Bioenergie

Basierend auf den errechneten technischen Potenzialen werden die einzelnen Biomassefraktionen verschiedenen Nutzungspfaden zugeordnet. Silomais beispielsweise wird der Nutzung als Biogassubstrat zugeordnet. Aus dem Biogas wiederum kann in einem Blockheizkraftwerk Strom und Wärme erzeugt werden. Andere Fraktionen wie Altholz und KUP können im Heizkraftwerk verfeuert werden und ebenfalls Strom und Wärme erzeugen. KUP und andere holzige Biomassen können aber auch für die Produktion von Biokraftstoffen der 2. Generation (BtL) eingesetzt werden. So wird allen Biomassen eine entsprechende Nutzung zugewiesen, so dass sich schließlich die Mengen an Wärme, Strom und Kraftstoff ergeben, die 2020 in Deutschland in den verschiedenen Szenarien unter Betrachtung des technischen Potenzials zur Verfügung stehen können. In Abbildung 18 sind die Ergebnisse dieser Berechnungen dargestellt und zusätzlich die Schätzung des Anteils der Biomasse am Energieverbrauch nach dem Nationalen Aktionsplan für Erneuerbare Energien (nREAP) abgetragen. Zunächst wird deutlich, dass in allen drei Szenarien die Wärmeerzeugung deutlich überwiegt. Im Szenario B kann hier ein technisches Bioenergiepotenzial von 800 PJ/a erreicht werden. Deutlich geringer liegt das Potenzial in Szenario BAU mit knapp 600 PJ/a und im Szenario B&U mit 700 PJ/a. Die potenziellen Strom- und Kraftstoffmengen sind ebenfalls im Szenario „Bioenergie“ (B&U) am größten und liegen zwischen 195 und 270 PJ/a bzw. 130 und 190 PJ/a. Im Vergleich mit den von nREAP angegebenen Werten zeigt sich, dass das Potenzial im Strom- und Wärmebereich hierfür ausreichend ist und noch zusätzlich Wärme bereitgestellt werden könnte. Der Bedarf an Kraftstoff

hingegen kann mit dem heimischen Potenzial nicht erreicht werden und muss über Importe zusätzlich gedeckt werden.

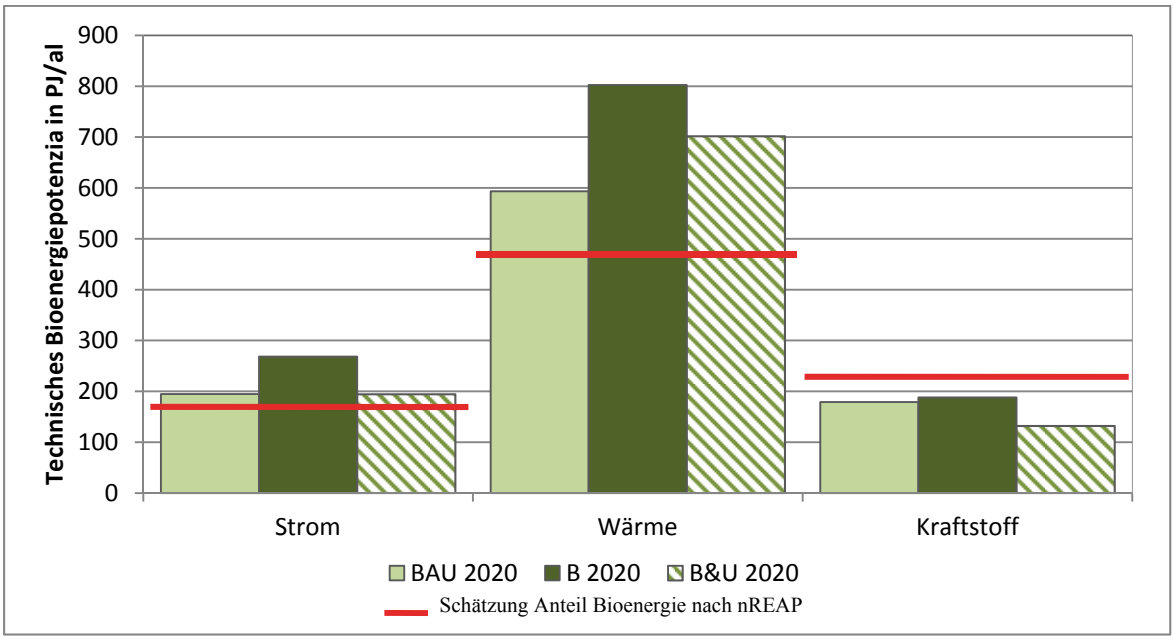


Abbildung 18: Vergleich des technischen Bioenergiepotenzials in Deutschland 2020 in den Szenarien mit den politischen Zielstellungen (Quelle: DBFZ)

Biomasse kann in Deutschland also einen wesentlichen Anteil zur Energieversorgung leisten. Vor allem im Strom- und Wärmebereich können erhebliche Mengen zur Verfügung gestellt werden und so die zukünftige Sicherheit und Umweltverträglichkeit der Energieversorgung erhöht werden. Die politische Zielstellung zum Beitrag der Biomasse zur Strom- und Wärmebereitstellung kann mit dem einheimischen Biomassepotenzial erreicht werden. Im Kraftstoffbereich ist eine Förderung innovativer Technologien wie BtL und Bio-SNG notwendig, um die Zielstellung zu erreiche, da Biokraftstoffe momentan die einzige Alternative zu fossilen Kraftstoffen darstellen. Zusätzlich sollte die Nutzung von Reststoffen gefördert werden, da diese große Potenziale für die Wärme- und Strombereitstellung aufweisen.

6 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Räumliche Verteilung des technischen Brennstoffpotenzials von Energiepflanzen in den Bundesländern 2008 (Quelle: Eigene Berechnungen 2010) 8

Abbildung 2: Flächenanteile der Fruchtarten an der NawaRo-Fläche (Quelle: DBFZ 2010) 9

Abbildung 3: Technisches Potenzial von Energiepflanzen 2008 und in den Szenarien im Vergleich (Quelle: DBFZ 2010) 10

Abbildung 4: Technisches Potenzial von Energiepflanzen in Deutschland 2020 in den Szenarien bezogen auf die Landesfläche (Quelle: DBFZ 2010) 11

Abbildung 5: Darstellung der Methodik zur Bestimmung des forstwirtschaftlichen Potenzials (Quelle: DBFZ 2009) 12

Abbildung 6: Technisches Brennstoffpotenzial der forstwirtschaftlichen Biomassen (Quelle: DBFZ 2010) 13

Abbildung 7: Technisches Brennstoffpotenzial von forstwirtschaftlichen Biomassen Ø 2002-2008 (Quelle: DBFZ) 14

Abbildung 8: Technisches Brennstoffpotenzial von Waldrestholz auf Bundeslandebene Ø 2002 – 2008 (Quelle: DBFZ 2010) 16

Abbildung 9: Technisches Brennstoffpotenzial von Stroh aus Bundeslandebene im Jahr 2008 (Quelle: DBFZ 2010) 18

Abbildung 10: Technisches Potenzial von Exkrementen aus der Nutztierhaltung im Jahr 2008 (Quelle: DBFZ 2010) 19

Abbildung 11: Anteil der der verschiedenen Quellen für Landschaftspflegematerial am gesamten Aufkommen 21

Abbildung 12: Technisches Brennstoffpotenzial von Landschaftspflegematerial auf Landesebene 2008 (Quelle: DBFZ 2010) 22

Abbildung 13: Technisches Rohstoffpotenzial von Altholz im Jahr 2008 23

Abbildung 14: Theoretisches und technisches Brennstoffpotenzial von Industrierestholz auf Bundeslandebene 2007 (Quelle: eigene Darstellung) 25

Abbildung 15: Technisches Brennstoffpotenzial von Bio- und Grünabfällen auf Bundeslandebene im Jahr 2008 (Quelle: DBFZ 2010) 27

Abbildung 16: Technisches Potenzial verschiedener Biomassefraktionen 2008 und 2020 im Vergleich (Quelle: DBFZ 2010) 28

Abbildung 17: Technische Potenziale der betrachteten Biomassefraktionen im Vergleich 2008 und 2020 im Szenario Bioenergie 29

Abbildung 18: Vergleich des technischen Bioenergiepotenzials in Deutschland 2020 in den Szenarien mit den politischen Zielstellungen (Quelle: DBFZ) 30

7 Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ertragsminderungen auf Schutzgebieten verschiedener Kategorien [1] 7

Tabelle 2: Angenommene jährliche Ertragssteigerungen in den drei Szenarien (Annahme DBFZ) 9

Tabelle 3: Korn-Stroh-Verhältnis 2008 und 2020 [9] 17

Tabelle 4: Durchschnittliche Jahreserträge aus der Landschaftspflege 21

8 Literaturverzeichnis

[1] Abschätzungen DBFZ: 2009

[2] Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR). (Zugegriffen auf: www.fnr.de), 2010

[3] Deutsches BiomasseForschungsZentrum (DBFZ): *Globale und regionale räumliche Verteilung von Biomassepotenzialen - Status Quo und Möglichkeiten der Präzisierung.* Endbericht, Leipzig, 2009

[4] Deutsches Biomasseforschungszentrum (DBFZ), Institut für Umweltplanung (IUP): *Identifizierung strategischer Hemmnisse und Entwicklung von Lösungsansätzen zur Reduzierung der Nutzungskonkurrenzen beim weiteren Ausbau der energetischen Biomassenutzung.* 1. Zwischenbericht, Leipzig, 2009

[5] Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz: Die zweite Bundeswaldinventur – BWI². 2004

[6] Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Hrsg.): *Holzmarktberichte. Abschlussergebnisse für die Forst- und Holzwirtschaft*. (www.bmelv-statistik.de/de/fachstatistiken/forst-und-holzwirtschaft), Bonn, 2002

[7] Hick, A. und Mantau, U.: *Energieholzverwendung in privaten Haushalten - Marktvolumen und verwendete Holzsortimente*. Abschlussbericht, Informationssysteme für nachwachsende Rohstoffe, Universität Hamburg, Zentrum Holzwirtschaft: Hamburg, 2008

[8] Mantau, U.: *Entwicklung der Holzverfügbarkeit in Deutschland und Europa zwischen 2010 und 2030*. Auftrag des Deutschen BiomasseForschungszentrum (DBFZ), Hamburg, 2010

[9] Kaltschmitt, M., Hartmann, H. und Hofbauer, H.: *Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 2. Aufl. (ISBN: 3540850945), Springer, Berlin, 2009

[10] Öko-Institut & Partner: *Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse*. Endbericht F&E-Vorhaben i. A. des BMU, Freiburg, Darmstadt, Berlin, 2004

[11] Institut für Energetik: *Nachhaltige Biomassenutzungsstrategien im europäischen Kontext. Analyse im Spannungsfeld nationaler Vorgaben und der Konkurrenz zwischen festen, flüssigen und gasförmigen Bioenergieträgern*.

[12] Offermann, F., Gömann, H. und Kleinhanß, W.: *vTI-Baseline 2009 - 2019: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland*. Sonderheft 333, Johann Heinrich von Thünen-Institut: Braunschweig, 2010

[13] Kaltschmitt, M., Hartmann, H. und Hofbauer, H.: *Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 2. Aufl. (ISBN: 3540850945), Springer, Berlin, 2009

[14] Clearingstelle EEG: Empfehlung 2008-48 - Landschaftspflege-Bonus. (Zugegriffen auf: http://www.clearingstelle-eeg.de/EmpfV/2008/48), 2010

[15] Rommeiß, N., Thrän, D., Schlägle, T., Daniel, J. und Scholwin, F.: *Energetische Verwertung von Grünabfällen aus dem Straßenbetriebsdienst*. Herausgegeben von der Bundesanstalt für

Straßenwesen, 2006

[16] Kretzschmar, J. und Thrän, D.: Energetische Verwertung von Straßenbegleitgrün. *Müll und Abfall*, Bd. 42, (11) 2009

[17] Altholzverordnung: *Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz*. 2002

[18] Aretz, A. und Hirschl, B.: *Biomassepotenziale in Deutschland – Übersicht maßgeblicher Studienergebnisse und Gegenüberstellung der Methoden*. Dendrom-Diskussionspapier Nr. 1, Eberswalde, 2007

[19] Institut für Energetik und Umwelt (IE): *Monitoring zur Biomasseverordnung auf Basis des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) aus Umweltsicht*. Endbericht, Leipzig, 2003

[20] Altholzverordnung: *Verordnung über Anforderungen an die Verwertung und Beseitigung von Altholz*. 2002

[21] Aretz, A. und Hirschl, B.: *Biomassepotenziale in Deutschland – Übersicht maßgeblicher Studienergebnisse und Gegenüberstellung der Methoden*. Dendrom-Diskussionspapier Nr. 1, Eberswalde, 2007

[22] Marutzky, R.: Biomassen auf Basis von Holz in Österreich, der Schweiz und Deutschland. Nutzungssituation – Theoretische und reale Potenziale – Qualitäten – Wettbewerbssituation – Preistendenzen. Gehalten auf der VDI-Wissensforum, Salzburg, 2004

[23] Ochs, T., Duschl, C. und Seintsch, B.: Struktur und Rohstoffbedarf der Holzwirtschaft. *Holzzentralblatt Nr. 10*, 2007

[24] Informationsdienst Holz Spezial: *Span- und Faserplatten, OSB*. Fraunhofer-Institut für Holzforschung, Verband der Deutschen Holzwerkstoffindustrie e. V. (VHI), 2009

[25] Schwetlick, W.: *Ökologische Sicherheit in der Zellstoff- und Papier-Industrie*. Scientific Publications, OecoNatura AG. IIA International Informatization Acadamy German Headquarter e.V.: Zürich, 2008

[26] Leps, T.: Holzwerkstoffe – Stand der Technik - Chancen, Entwicklungen und Trends. Gehalten auf der C.A.R.M.E.N Forum, Hochschule Rosenheim. Fakultät Holztechnik, Werkstoffkunde, Produktprüfung und –entwicklung, 2009

[27] Ochs, T., Duschl, C. und Seintsch, B.: Struktur und Rohstoffbedarf der Holzwirtschaft. *Holzzentralblatt Nr. 10*, 2007

[28] Bioabfallverordnung (BIOABFV): *Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Ausfertigungsdatum 21.09.1998, BGBl. I S. 2955, durch Artikel 5 der Verordnung vom 20.102006 BGBl. I S. 2298 geändert*.

[29] Öko-Institut & Partner: *Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse*. Endbericht F&E-Vorhaben i. A. des BMU, Freiburg, Darmstadt, Berlin, 2004

Robustes Prozessmodell zur dynamischen Simulation der anaeroben Fermentation

>Implementierung, Evaluierung und Anwendung<

Eric Mauky
Barbara Fritsche
André Schreiber
Jan Liebetrau
Thomas Schmidt

Oktober 2011

Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Erklärung
DBFZ	Deutsches BiomasseForschungsZentrum
FOS	Flüchtige Organische Säuren
HAc	Essigsäure
HBut	Buttersäure
HPr	Propionsäure
HVal	Valeriansäure
ML	Maximum-Likelihood
NfE	Stickstofffreie Extraktstoffe, Kohlenhydrate
NH_3	Ammoniak
oTS	Organische Trockensubstanz
RF	Rohfett
RFA	Rohfaser
RP	Rohprotein
TS	Trockensubstanz

Verzeichnis der Formelzeichen

Formelzeichen	Erklärung	Einheit
$\dot{V}$	Volumenstrom	*m³/s*
[HAc]	Essigsäurekonzentration	*[g/l]*
[NH_3]	Konzentration NH_3 gelöst	*[g/l]*
[S]	Säurekonzentration	*[g/l]*
[T−NH_3]	Konzentration NH_3 gesamt	*[g/l]*
F	Organische Fracht	*[g_{oTS}/d]*
F (pH)	*Michaelis*-Funktion	
f(x|y)	Wahrscheinlichkeitsfunktion	einheitslos
$K_{i\,,\,xx}$	Inhibierungskonstante (Hemmungskonstante) (xx:NH3 bzw. HAc)	*[g/l]*
K_S	Wachstumskonstante	*[g/l]*
$K_{S,NH3}$	Konstante zur Stickstoffverfügbarkeit	
p(x|y)	Wahrscheinlichkeit	einheitslos
s(t)	Empfindlichkeitsfunktion	einheitslos
t	Zeit (kontinuierlich)	*d*
u(t)	Eingangsvektor	je nach Eingangsgröße
V	Volumen (Reaktionsvolumen)	*[l] bzw. [m³]*
x(t)	Zustandsvektor	je nach Zustandsgröße
y(t)	Ausgangsvektor	je nach Ausgangsgröße
θ	Parametervektor	Parameterabhängig
$\Re_{max}$	Maximale spezifische Wachstumsrate	*[1/d]*

1 Einleitung

Die Effizienz einer Biogasanlage wird in der Literatur [8] definiert durch die Auslastung und Verfügbarkeit. Dies lässt sich auf die einfache Forderung einer maximalen Biogasproduktion und Verstromung im BHKW bei optimaler Substratausnutzung reduzieren. Dafür ist es nötig einen stabilen Betrieb der Anlage zu gewährleisten und Prozessstörungen zu vermeiden bzw. zeitnah zu detektieren, denn diese verringern die Performance und können bis zum Zusammenbruch der Fermenterbiologie führen und damit erheblichen ökonomischen Schaden verursachen. Ein neuer Aspekt der Wirtschaftlichkeit und Effizienz von Biogasanlagen könnte in Zukunft der Betrieb der Anlagen in Abhängigkeit vom schwankenden Energiebedarf sein. Die damit verbundene dynamische Fahrweise der Anlage stellt völlig neue Anforderungen für den Prozess dar. Die daraus resultierenden Vorgaben sind mittels Verfahren der Prozessüberwachung, -steuerung und -regelung, basierend auf einem aussagefähigen und robusten Simulationsmodel erreichbar. Bisher werden solche automatisierten Monitoring und Regelungsverfahren, welche den gesamten Prozess einbeziehen, praktisch kaum eingesetzt.

In der Literatur sind zahlreiche Versuche (u. a. [4]) dokumentiert, dass Anaerobic Digestion Model No.1 (ADM1) [3], als Grundlage für die Entwicklung von Prozessbeobachter und -regelung zu verwenden. Das ADM1 gilt als das komplexeste Modell zum anaeroben Abbau. Dabei ist zu beobachten, dass gerade die hohe Komplexität und die damit verbundene hohe Parameterzahl ein Hemmnis für die weite Verbreitung ist. Unter anderem in der Arbeit von Cimatoribus [4] wird auf die unbedingte Notwendigkeit der Parameterreduktion als Grundlage für den erfolgreichen Einsatz des ADM1 hingewiesen. Die hohe Parameterzahl im ADM1 (je nach Implementierung bis zu 32 Komponenten, 19 Prozesse und 7 Bakteriengruppen) erschwert die Entwicklung von anwendbaren und zwischen unterschiedlichen Anlagen übertragbaren Applikationen zur Prozessbeobachtung und Regelung, da für die Modellkalibrierung ausreichend Prozessdaten mit entsprechend hoher Qualität und Quantität nötig sind. Diese Daten sind meist auf Biogasanlagen in der Praxis nicht verfügbar. Der Automatisierungsgrad landwirtschaftlicher Biogasanlagen ist in der Regel gering. Bei modernen Anlagen werden zwar Daten über die Ein- und Ausgangsgrößen des Prozesses (Fütterungs- und Gasmengen), Momentanwerte wie beispielsweise Temperatur, pH-Wert oder Anlagenfüllstände gemessen und aufgezeichnet [5]. Weiterhin existieren verschiedene Visualisierungen von Teilsystemen bei Biogasanlagen und Datenaufzeichnungen für Anlagen- und Prozessdaten. Eine direkte messtechnische Überwachung ist aber nach wie vor begrenzt, da bisher kaum Messverfahren zu vertretbaren Kosten verfügbar sind, die es ermöglichen, die für eine optimierte Prozessführung notwendigen Parameter kontinuierlich zu erfassen [5]. Deshalb ist ein Kompromiss zwischen möglichst einfacher Identifikation des Prozesszustandes und ausreichender Genauigkeit der Ergebnisse zu finden. Dies gilt ebenso für die Entwicklung einer robusten

Regelungseinrichtung, die in der Lage sein muss, mit den begrenzt auf regulären Biogasanlagen zur Verfügung stehenden Daten (Qualität und Quantität) umzugehen.

Aus diesem Grund unternahm das Deutsche BiomasseForschungsZentrum (DBFZ) bzw. vormals das Institut für Energetik und Umwelt (IE Leipzig) [6] Anstrengungen zum Aufbau eines eigenen Simulationsmodells, welches speziell nach den Anforderungen des praktischen Einsatzes konditioniert wurde. Ein Ziel dieser Abhandlung ist es, die Übertragbarkeit und Robustheit der gewählten kinetischen und stöchiometrischen Ansätze an unterschiedlichen Substratkonstellationen und Prozesszuständen durch verschiedene Beispiele aus Labor und Praxis zu veranschaulichen. Diese Beispiele beinhalten Substratumstellungen zwischen unterschiedlichsten Substraten (siehe Kapitel 3.1.2 und 3.2.1), Vergärung von Einzelsubstraten wie Schlempe (Kapitel 3.1.3) oder Maissilage (Kapitel 3.2.2) wie auch vielfältige Störungssituationen.

Modelle zur Simulation des anaeroben Abbaus können nicht allgemeingültig sein, sondern müssen für jeden Spezialfall neu kalibriert werden. Für diese Anpassung ist eine geeignete Strategie zur Ermittlung der Modellparameter notwendig. Diese sind veränderlich und beschreiben die Aktivität des Systems.

Um die Prozedur der Parameterfindung zu optimieren und zu automatisieren, wurde ein Verfahren entwickelt, welches anhand von aussagefähigen Messdaten die kinetischen Parameter der Monod-Kinetik iterativ identifiziert. Für eine erfolgreiche und zuverlässige Parameteridentifikation müssen die Messdaten ein Mindestmaß an Dynamik enthalten, um genügend Information über den Prozesszustand bereitzustellen. Für den Fall, dass die vorhandenen Daten nicht für eine Identifikation ausreichen, wurde ein dynamisches Versuchsregime entwickelt, um den notwendigen Informationsgehalt zu generieren. Diese Abhandlung soll einen Überblick über den Entwicklungsstand des am DBFZ entwickelten Modells zur Simulation und Modellierung des Biogasprozesses geben.

2 Simulationsumgebung „DBFZ-Biogasmodell“

Das am Deutschen BiomasseForschungsZentrum (DBFZ) entwickelte dynamische Prozessmodell zur Simulation und Modellierung der Biogasproduktion ist eingebunden in eine Modellumgebung, welche neben einer Datenbank und Auswertungsmöglichkeiten für die Ergebnisse einen Modul zur automatisierten Identifikation der kinetischen Parameter anhand von Messdaten enthält. Die Abbildung 1 zeigt stark vereinfacht die Modellumgebung mit den zentralen Komponenten und ihre Verknüpfung.

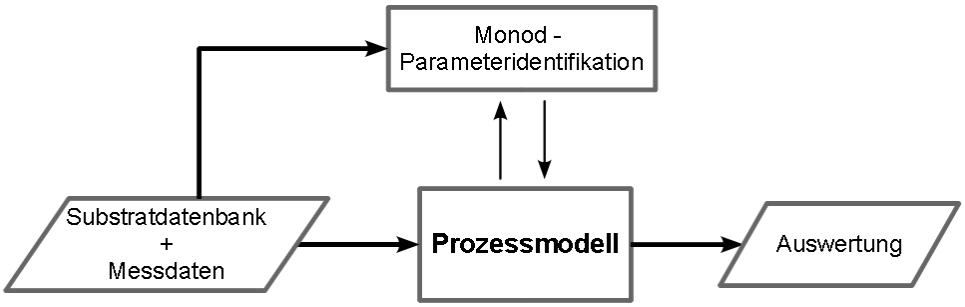


Abbildung 1: vereinfachtes Blockschaltbild der DBFZ-Modellumgebung mit dem Datenmanagement und der Parameteridentifikation

Weiterhin ist ein mobiles Derivat „DBFZ-Pocketsimulator“ auf Basis des Prozessmodells entwickelt worden, welches auf einem PDA dem Anlagenbetreiber für betriebstechnische Entscheidungen zu Verfügung stehen kann [7].

2.1 Nichtlineares Prozessmodell zur anaeroben Fermentation

Das Prozessmodell beruht auf dem in der Reaktionstechnik üblichen Modell eines ideal durchmischten Rührkessel mit einem konstanten aktiven Volumen und quasikontinuierlicher Substratzuführung. Diese Annahme bedeutet für das vorliegende Modell, dass der Fermenter, wie in der Praxis üblich, in regelmäßigen Abständen mit einer gleichbleibenden oder zeitlich veränderlichen Menge Substrat beschickt wird. Dabei wird im Fermenter eine vollkommen homogene Vermischung des Inhaltes angenommen. Das in Biogasanlagen eingesetzte Substratgemisch wird dabei durch einfache Summenparameter und ihre Beziehungen zueinander beschrieben. Um Prozessveränderungen möglichst zeitnah detektieren zu können, werden auch die als Zwischenprodukte auftretenden flüchtigen organischen Fettsäuren bilanziert. Das Grundmodell entspricht einer einstufigen Anlage. Durch eine Aneinanderreihung des Grundmodells ist es möglich, beliebig viele Stufen zu modellieren und darüber hinaus die Charakteristik eines Pfropfenstrom-Reaktors zu realisieren. Das Modell wurde mit der Zielstellung entwickelt, unter Nutzung einfach zu messender Parameter wie z.B. pH-Wert, Säurekonzentration, Charakterisierung des Substratinputs und Gärrestuntersuchungen, die Stabilität des Biogasbildungsprozesses durch mathematische Simulation vorausschauend zu berechnen. Das entwickelte Prozessmodell stellt dabei einen Kompromiss aus möglichst einfacher Parametrierung bzw. Identifizierbarkeit des Modelles und andererseits möglichst genauen Simulationsergebnissen mit einer hohen Prognosefähigkeit praxisrelevanter Zustände dar.

Es ist strukturell gegenüber dem ADM1, welches ein detailliertes, allgemein anerkanntes Modell für den anaeroben Abbau ist, weniger komplex, was hinsichtlich der verwendeten Kinetiken eine leichtere Identifizierbarkeit ermöglicht.

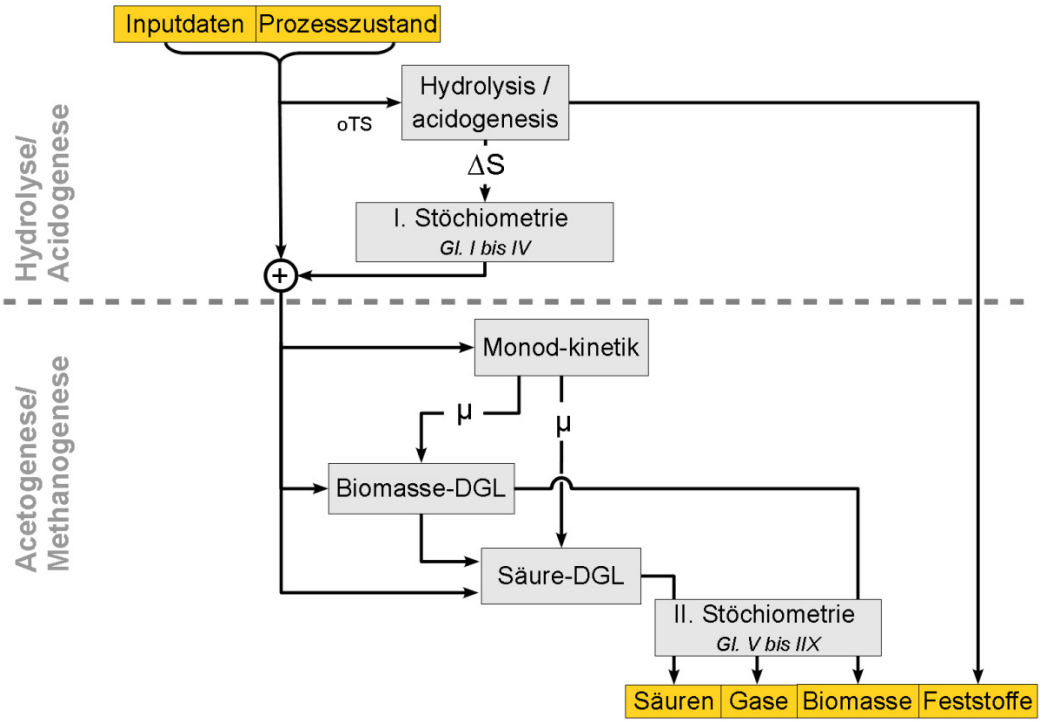


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Programmablaufes (Stöch.-Gl. I bis IIX in Tabelle A-1)

2.1.1 Substratcharakterisierung und Stöchiometrie

Die Substrate, welche dem Prozess zugeführt werden bestehen aus verschiedenen organischen und anorganischen Substanzen. Betrachtet werden bei diesem Modell nur die Substanzen, welche als Prozess beeinflussend gelten [6].

Diese sind:

- NFE : Sticktofffreie Extraktstoffe, Kohlenhydrate,
- RF : Rohfett,
- RP : Rohprotein,
- RFA : Rohfaser,
- HAc : Essigsäure,
- HPr : Propionsäure,
- HBut : Buttersäure,
- HVal : Valeriansäure und
- NH3 : Ammoniak
- H2S : Schwefelwasserstoff

Die Grundstruktur des vorliegenden Prozessmodells ist in Abbildung 3 dargestellt. Dieser Grundstruktur sind verschiedene stöchiometrische Gleichungen zugrunde gelegt (siehe dazu Tabelle A-1 im Anhang).

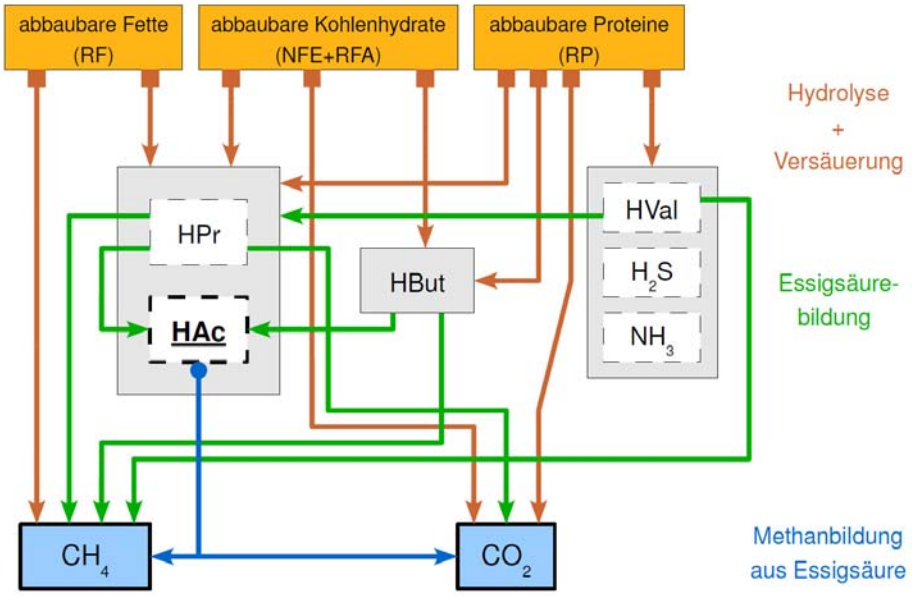


Abbildung 3: Struktur des stöchiometrischen Basismodells

Eine gravierende Vereinfachung gegenüber der klassischen Modellbetrachtung von Vergärungsprozessen ist die Zusammenfassung von Hydrolyse und Versäuerung zu einem Prozess. Da als Modellinput bereits von abbaubarer organischer Trockensubstanz ausgegangen wird, ist diese Annahme gerechtfertigt. Die einzelnen Prozessstufen wurden hierbei bewusst einfach gehalten. Grund sind die hohen Anforderungen an das Modell hinsichtlich der Anwendbarkeit für eine Vielzahl unterschiedlicher Substrate. Bei dem DBFZ-Prozessmodell kann die Modellstruktur durch den modularen Aufbau leicht modifiziert und spezialisiert werden. Dieser robuste und modulare Aufbau ist ein wesentlicher Vorteil gegenüber anderen Prozessmodellen.

2.1.2 Substratabbaukinetik und mathematische Prozessbeschreibung

Dieser Abschnitt erläutert die mathematischen Zusammenhänge des am DBFZ entwickelten Prozessmodells.

Hydrolyse und Versäuerung

Die Prozesse Hydrolyse und Versäuerung (Acidogenese) werden zusammengefasst und als Reaktion I. Ordnung angenommen. Die Gleichung 2.1 zeigt diese Abbaufunktion.

$$\frac{dS}{dt} = -k_i \cdot S \tag{2.1}$$

Dabei ist k_i die Abbaukonstante und S die Stoffkonzentration des abzubauenden Stoffes. Die Erweiterung der Gleichung 2.2 mit dem Volumenstrom der Substratbeschickung als Quelle und dem Gärrestabzug als Senke ergibt:

$$\frac{dS}{dt} = -k_i \cdot \left(S + [S_i - S] \cdot \frac{dV}{V_R}\right) \tag{2.2}$$

Aus dem aus der Differenzialgleichung bestimmten Konzentrationsabbau werden anhand der Stöchiometrie (Gl.-Nr. I bis IV) in Tabelle A-1 die Endprodukte des Abbauschrittes berechnet.

Acetogenese und Methanbildung aus Essigsäure

Die Prozesse Acetogenese (Essigssäurebildung) und Aceticlastic step (Methanbildung aus Essigsäure) werden durch die Monod-Kinetik limitiert. Diese beschreibt für eine Bakterienpopulation die spezifische Wachstumsrate, die unter anderem von der Konzentration S der limitierenden Säure abhängig ist. Entsprechend dem Modellansatz werden den abzubauenden Säuren (Essig-, Propion-, Butter- und Valeriansäure) vier Bakteriengruppen zugeordnet und bilanziert. Sie unterliegen unterschiedlichen kinetischen Bedingungen bezüglich des Biomassewachstums. Im vorliegenden Prozessmodell enthalten die Ansätze der Monod-Kinetik weitere Faktoren, welchen die Wachstumsgeschwindigkeiten spezifizieren. Diese Faktoren modulieren Hemmungen, die Stickstoffverfügbarkeit, und die Abhängigkeit vom pH-Wert. Die Gleichung 2.3 berechnet die Wachstumsgeschwindigkeit für die Bakteriengruppen des Propion-, Valerian- und Buttersäureabbaus. Diese ist abhängig von der jeweiligen Säurekonzentration, dem Stickstoffangebot und enthält einen Term zur Essigssäureinhibierung.

$$\mu = \mu_{\max}(T) \cdot \left(\frac{1}{1 + \frac{K_S}{[S]}}\right) \cdot \left(\frac{1}{1 + \frac{K_{S,NH_3}}{[T - NH_3]}}\right) \cdot \left(\frac{1}{1 + \frac{[HAc]}{K_{i,HAc}}}\right) \cdot F(pH) \tag{2.3}$$

Die Gleichung 2.4 beschreibt die Wachstumsgeschwindigkeit für die methanogene Bakteriengruppe, welche vom gelösten Ammoniak und der Essigsäure gehemmt wird.

$$\mu = \mu_{\max}(T) \cdot \left(\frac{1}{1 + \frac{K_S}{[HAc]}}\right) \cdot \left(\frac{1}{1 + \frac{K_{S,NH_3}}{[T - NH_3]}}\right) \cdot \left(\frac{1}{1 + \frac{[NH_3]}{K_{i,NH_3}}}\right) \cdot F(pH) \tag{2.4}$$

Die Konzentration des freien Ammoniaks wird entsprechend der Gleichung 2.5 nach dem Modell nach Østergaard [1] berechnet.

$$\frac{NH_3}{T-NH_3} = \left(1 + \frac{10^{-pH}}{10^{-\left(0{,}09018+\frac{2729{,}92}{\vartheta+273{,}15}\right)}}\right)^{-1} \tag{2.5}$$

Die Modellierung des Biomassewachstums in Abhängigkeit vom pH-Wert wird in Gleichung 2.3 und 2.4 über die Michaelis-Funktion [6] Gleichung 2.6 realisiert.

$$F(pH) = \frac{1 + 2 \cdot 10^{(0{,}5 \cdot [pK_l - pK_u])}}{1 + 10^{(pH - pK_u)} + 10^{(pK_l - pH)}} \tag{2.6}$$

Die Werte pK_l und pK_u beschreiben dabei den unteren und oberen pH-Wert, bei denen das Biomassewachstum 50 % der Wachstumsrate ohne Inhibierung beträgt.

Mittels der in Gleichung 2.3 und 2.4 ermittelten Wachstumsgeschwindigkeit kann das zeitabhängige Wachstum der Biomasse nach Gleichung 2.7 errechnet werden.

$$\frac{dX}{dt} = \mu X - \frac{1}{\tau} X - \frac{\dot{V}}{V_R} X \tag{2.7}$$

Dabei enthält Gleichung 2.7 neben dem Biomassewachstum zwei Senken:

Senke 1: Biomasse, die abstirbt. Die Konstante $\frac{1}{\tau}$ wird dabei als Mortalität bzw. Sterberate bezeichnet.

Senke 2: Biomasse, die mit dem Gärrest ausgespült wird.

Die Gleichung 2.8 beschreibt die zeitliche Änderung der Säurekonzentration.

$$\frac{dS}{dt} = \dot{S}_H + (S_I - S)\frac{\dot{V}}{V_R} - \frac{\mu}{Y} X \tag{2.8}$$

Dabei werden die folgenden Vorgänge berücksichtigt:

- Säurezuwachs S_H aus der Hydrolyse. Dieser wird als Raumquelle bezeichnet und ist bereits durch die Hydrolyse-Differenzialgleichung eine zeitliche Ableitung
- die im zugeführten Substrat enthaltene Säuremenge $S_I \cdot \dot{V}$
- die mit dem Gärrest ausgespülte Säuremenge $S \cdot \dot{V}$
- durch Biomasseaufbau verbrauchte Säuremenge $\frac{\mu}{Y} \cdot X$

Aus diesen Konzentrationsänderungen der Säuren kann mittels des stöchiometrischen Ansatzes (Gl.-Nr. V bis IIX) in Tabelle A-1 die Umwandlung in die Endprodukte berechnet werden. In Tabelle 2-1 sind die Parameter für die Bestimmung des Monod-Faktors aus den Gleichungen 2.3 und 2.4 zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 2-1: Parametervektor der Monod-Kinetik

Säuren	Parameter der *Monod*-Kinetik			
Propionsäure	μ_{max}	K_S	$K_{S,NH3}$	$K_{i,HAc}$
Buttersäure	μ_{max}	K_S	$K_{S,NH3}$	$K_{i,HAc}$
Valeriansäure	μ_{max}	K_S	$K_{S,NH3}$	$K_{i,HAc}$
Essigsäure	μ_{max}	K_S	$K_{S,NH3}$	$K_{i,NH3}$

Es sind für jede der 4 Säuren jeweils die maximale Wachstumsgeschwindigkeit μ_{max} die Wachstumskonstante K_S, die Konstante zur Stickstoffverfügbarkeit $K_{S,NH3}$ und die Inhibierungskonstante $K_{i,HAc}$ bzw. $K_{i,NH3}$ zu bestimmen. Als Inhibierungskonstante ist bei der Bildung von Propion-, Valerian-, und Buttersäure jeweils eine Essigsäureinhibierung einzusetzen. Bei der Bildung der Essigsäure wird eine Ammoniakhemmung integriert. Die Parameter charakterisieren somit die anlagenspezifischen Eigenschaften des Biomassewachstums. Sie verändern sich nur durch bestimmte extreme Prozesszustände, Adaptionseffekte oder erhebliche Änderungen in der Substratzusammensetzung. Nach solchen Ereignissen ist es erforderlich, die Parameter erneut anzupassen.

2.1.3 Halbempirisches Modell zur Berechnung des pH-Wertes

Der pH-Wert ist ein entscheidender Parameter zur Milieubeschreibung des Biogasprozesses und somit auch für die Modellierung wichtig. Auf Grund dessen wurde von *Naumann* [10] ein halbempirisches Modell entwickelt, welches nachfolgend beschrieben werden soll. Grundlage der pH-Wertänderung ist der Verbrauch des Puffersystems. Dies kann durch Anreicherung von Säuren, wie z.B. Essigsäure, geschehen. Das Puffersystem besteht aus verschiedenen Puffern die ineinander übergehen bzw. sich

überlagern. Die Abbildung 4 verdeutlicht die ineinander übergehenden Puffer in Abhängigkeit zum pH-Wert.

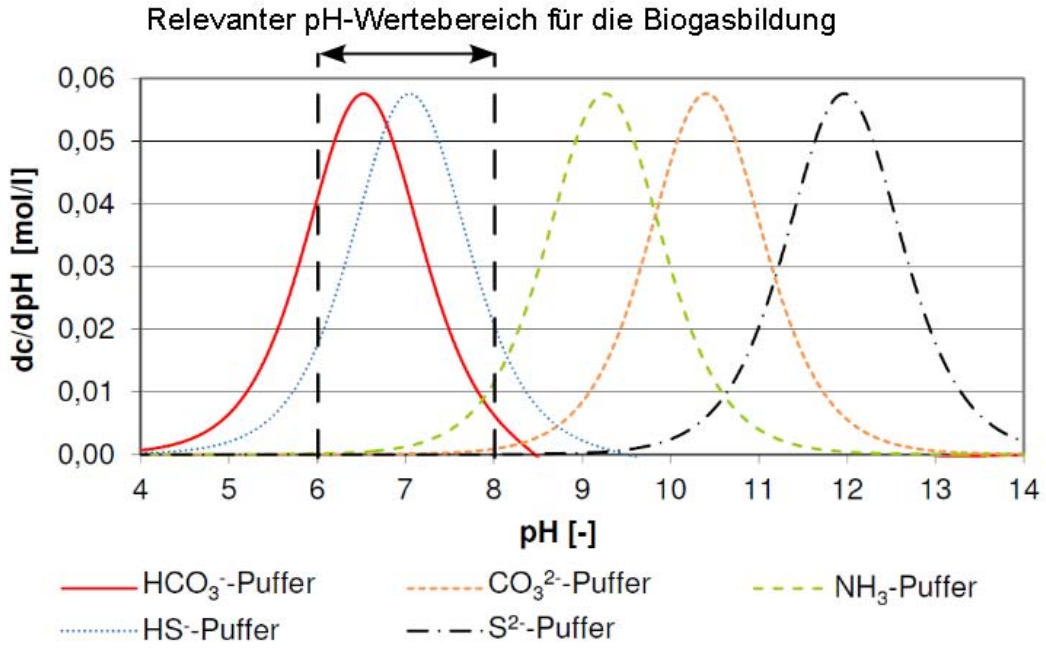


Abbildung 4: Pufferkapazität der verschiedenen Puffer in Abhängigkeit vom pH-Wert

Der für die Biogasbildung relevante pH-Wertebereich zwischen pH 6 bis 8 ist in der Abbildung 4 gekennzeichnet. In den Untersuchungen von *Naumann* [10] zeigte sich, dass der Hydrogensulfidpuffer eine zu vernachlässigende Rolle im Puffersystem im Bereich pH 6 bis 8 einnimmt. Somit konnte nachgewiesen werden, dass bei der Vergärung von Rindergülle mit Maissilage (später zusätzliche Substrate) sich die Berechnung des pH-Wertes auf den Hydrogencarbonatpuffer beschränken lässt. Durch diese Abstraktion war es möglich einen Algorithmus zu entwickeln, welcher aus den vom Prozessmodell bereitgestellten Daten eine halbempirische Berechnung des pH-Wertes ermöglicht.

Die Gleichungen 2.9 bis 2.11 beschreiben das Modell in Abhängigkeit der Konzentration an Kohlenstoffdioxid [CO_2] und des Summenparameters [A_T], welcher sich aus den Konzentrationen aller relevanter flüchtigen organischen Säuren FOS (Essig-, Propion-, Butter und Valeriansäure) zusammensetzt. Für die Herleitung des Algorithmus sei auf die Diplomarbeit von *Naumann* [10] verwiesen.

$$pH = -lg\left(\frac{[K_{SC1}]\cdot[H_2CO_3{}^*]}{2\cdot([C_T]-[H_2CO_3{}^*])}+\sqrt{\left(\frac{[K_{SC1}]\cdot[H_2CO_3{}^*]}{2\cdot([C_T]-[H_2CO_3{}^*])}\right)^2+\frac{[K_{SC1}]\cdot[K_{SC2}]\cdot[H_2CO_3{}^*]}{([C_T]-[H_2CO_3{}^*])}}\right) \quad (2.9)$$

$$[H_2CO_3{}^*] = k_{HCO_2}\cdot\frac{c_{CO_2}}{100}\cdot p_R \quad (2.10)$$

Die Gleichung 2.11 beschreibt den Zusammenhang der mittels Prozessmodell vorausberechenbaren FOS [A_T] und dem Hydrogencarbonat $[H_2CO_3{}^*]$.

$$[C_T] = -[A_T] + 2\cdot[H_2CO_3{}^*] + 2\cdot\left(\frac{[K_{SA}]}{2}+\sqrt{\frac{[K_{SA}]^2}{4}+[K_{SA}]\cdot[A_T]}\right)+[CO_3{}^{2-}] \quad (2.11)$$

Des Weiteren gehen in die Berechnung des pH-Wertes verschieden Konstanten ein, welche in Tabelle 2-2 dargestellt sind.

Tabelle 2-2: Verwendete Konstanten im pH-Modell

Symbol	Beschreibung	Wert	Einheit
K_{SC1}	Säurekonstante H_2CO_3 / $HCO_3{}^-$	$3{,}020\cdot10^{-7}$	*mol/l*
K_{SC2}	Säurekonstante $HCO_3{}^-$ / $CO_3{}^{2-}$	$3{,}981\cdot10^{-11}$	*mol/l*
K_{SA}	Säurekonstante[1] HAc / Ac^-	$1{,}778\cdot10^{-5}$	*mol/l*
k_{HCO_2}	Henry-Konstante	$3{,}466\cdot10^{-7}$	*mol/(l · Pa)*
p_R	Reaktorinnendruck	101325	*Pa*
$[CO_3{}^{2-}]$	Carbonatkonzentration[2]	0,177	*mol/l*

[1] Die Säurekonstante der Essigsäure wird stellvertretend für alle betrachteten Flüchtigen organischen Säuren verwendet

[2] als einmaliger Messwert (ist je nach eingesetztem Substrat und Prozesszustand gegebenenfalls neu zu bestimmen)

2.2 Identifikation der kinetischen Parameter

Wie in Kapitel 2.1.2 erläutert, ist die Kenntnis der kinetischen Parameter der Monod- Kinetik, welche das Bakterienwachstum beschreiben, entscheidend, um dynamische Abbauprozesse simulieren zu können. Die zur Berechnung des Bakterienwachstums benötigten kinetischen Parameter aus Tabelle 2-1 sind unbekannt und müssen aufwändig manuell an experimentell erhobenen Messdaten angepasst werden. Ein Hauptnachteil der manuellen Anpassung ist die Subjektivität der Einschätzung, wann die Parameter den Prozess hinreichend genau beschreiben. Es ist sehr schwer bis unmöglich, den für einen Arbeitspunkt optimalen Parametersatz, bestehend aus 16 kinetischen Konstanten, „per Hand“ zu identifizieren. Aus diesem Grund wurde ein Identifikationsalgorithmus entwickelt, welcher anhand von Messdaten automatisiert die kinetischen Parameter identifiziert. Auf Grund des nichtlinearen Charakters des Prozessmodells wurde als zugrundeliegendes Verfahren das Maximum-Likelihood-Verfahren ausgewählt und von *Schreiber* [12] entsprechend den Anforderungen des Biogasprozesses entwickelt und anschließend von *Mauky* [9] zur Anwendung an reale Messdaten konditioniert und validiert.

2.2.1 Grundlegende Funktionsweise des Identifikationsverfahrens *Maximum-Likelihood*

Ein dynamisches System wird im Allgemeinen durch seine Differenzialgleichung im Zeitbereich beschrieben, welche sich wie in Gleichung 2.12 und 2.13 formulieren lassen [14].

$$\dot{x}(t) = f\big((x(t), u(t), \theta)\big) \quad mit \quad x(t_0) = x_0 \tag{2.12}$$

$$y(t) = h\big((x(t), u(t), \theta)\big) \tag{2.13}$$

Dabei ist $x(t)$ der Zustandsvektor, $u(t)$ der Eingangsvektor, $y(t)$ der Ausgangsvektor und θ der Parametervektor. Der Parametervektor θ beinhaltet dabei die zu betrachtenden Modellparameter und ist in Gleichung 2.14 dargestellt.

$$\theta = [\beta^T \; {x_0}^T]^T \tag{2.14}$$

Das zugrundeliegende Verfahren betrachtet nun den Fehler, der zwischen dem realen Prozess und dem berechneten Prozessmodell bei falschen Parametern existiert. Entsprechend Gleichung 2.15 kann dieser Sachverhalt als Dichtefunktion der Wahrscheinlichkeit für das Eintreten des gewünschten Ereignisses bei den gewählten Parametern formuliert werden.

$$p\big(Z\big|U, \hat{\theta}\big) = \max_{\theta} p(Z|U, \theta) \tag{2.15}$$

In der Praxis ist es häufig günstiger, diese Likelihood als log-Likelihood zu logarithmieren, da diese somit als Fehlerfunktion betrachtet werden kann und mittels üblicher Optimierungsverfahren minimiert werden kann. Wird die Maximierung der Verteilungsdichte in Gleichung 2.15 wie beschriebenen logarithmiert und entsprechend einer Gauß-Verteilung approximiert, so resultiert nach Umformung die reduzierte Zielfunktion $J(\theta)$:

$$J(\theta) = \frac{1}{N}\sum_{k=1}^{N} w^T(t_k)\, R^{-1}\, w(t_k) \tag{2.16}$$

Mit dieser reduzierten Zielfunktion wird eine Korrektur des aktuellen Parametervektors, entsprechend Gleichung 2.17 vorgenommen.

$$\theta_{h+1} = \theta_h + \Delta\theta_h \quad mit \quad h = 1, 2, 3, \dots H \tag{2.17}$$

Zur Bestimmung der Korrektur wird eine *Taylor-Reihe* der Zielfunktion an der Stelle θ_h entwickelt und nach dem zweiten Glied abgebrochen. Das Minimum der Zielfunktion wird dann erreicht, wenn der Anstieg Null ist, das bedeutet die erste Ableitung der Zielfunktion wird Null. Zur Minimierung der Zielfunktion bzw. Bestimmung des Korrekturfaktors $\Delta\theta_h$ wird in diesem Fall das *Newton-Raphson-Verfahren* genutzt. Befindet sich der Startparametervektor in der Nähe des Optimums so konvergiert das Verfahren sehr schnell. Ist allerdings der Startparametervektor weit entfernt vom Optimum, so kommt es zur Instabilität und die Prozedur divergiert. Dies muss durch eine schrittweise Annäherung an das Optimum kompensiert werden. Die Gleichung 2.18 zeigt die Berechnung des Korrekturfaktors mittels gedämpftem Newton-Raphson-Verfahren. Dabei ist λ die einstellbare Schrittweite der Annäherung.

$$\Delta\theta_h = -\lambda \left[\frac{\partial^2 J(\theta)}{\partial\, \theta^2}\right]_{\theta_h}^{-1} \left[\frac{\partial\, J(\theta)}{\partial\, \theta}\right]_{\theta_h} \quad mit \quad 0 < \lambda \leq 1 \tag{2.18}$$

Nach Erreichen eines Schrankenwertes wird das Optimierungsverfahren abgebrochen. Dabei wird der Korrekturfaktor bzw. die Gradienten ausgewertet. Das Abbruchkriterium ist in Gleichung 4.19 dargestellt.

$$\left[\frac{\partial\, J(\theta)}{\partial\, \theta}\right] < \epsilon \tag{2.19}$$

Weiterhin sind Messwertungenauigkeiten zu betrachten. Dazu wurde der Kovarianz-Vektor R^{-1} in Gleichung 2.16 eingeführt, welcher die Abweichung zwischen Messwert und realen Wert angibt. Hervorgerufen wird diese Abweichung unter anderem durch Fehler bei der Probenahme, Probenaufbereitung und Ungenauigkeiten der Analysemethode zur Fettsäurebestimmung mittels Gaschromatographie.

Für ausführliche Erläuterung zu den mathematischer Zusammenhänge und Herleitungen des Maximum-Likelihood-Verfahren wird auf die Arbeit von *Schreiber* [12] verwiesen.

2.2.2 Implementierung des Parameteridentifikationsalgorithmus

Das Maximum-Likelihood-Verfahren geht von Stichproben aus, welche über einen bestimmten Zeitraum beobachtet werden. Diese Stichprobendaten entsprechen den real gemessenen Prozesszuständen. Das Verfahren (Vereinfachtes Schaubild in Abbildung 5) vergleicht die Stichprobendaten mit den simulierten Prozesszuständen des Modells und ermittelt iterativ den Parametervektor, der die Stichproben am wahrscheinlichsten repräsentiert.

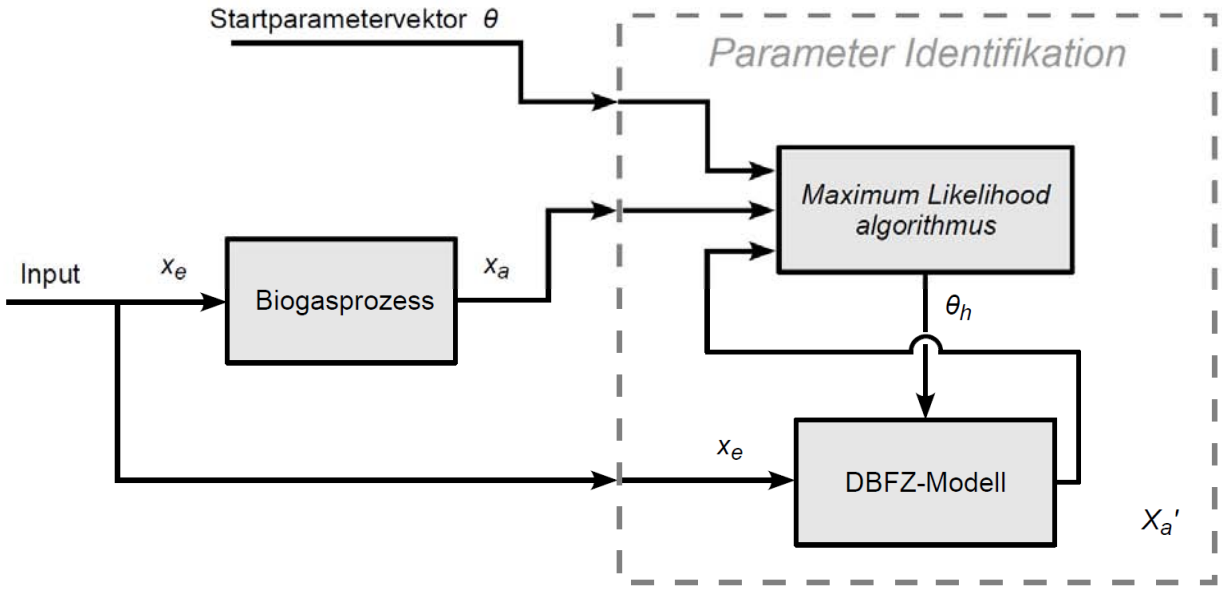


Abbildung 5: Blockschaltbild des für die Parameteridentifikation zu Verfügung stehenden Systemaufbaues

Für die Charakterisierung der Monod-Kinetik ist es notwendig, den Säureabbau über den Zeitschritt zu betrachten, denn der Säureabbau ist äquivalent mit der Gasproduktion. In der weiteren Arbeit wird dieser Säureabbau als Δ_{Monod} bezeichnet. Die Abbildung 6 verdeutlicht diesen Zusammenhang.

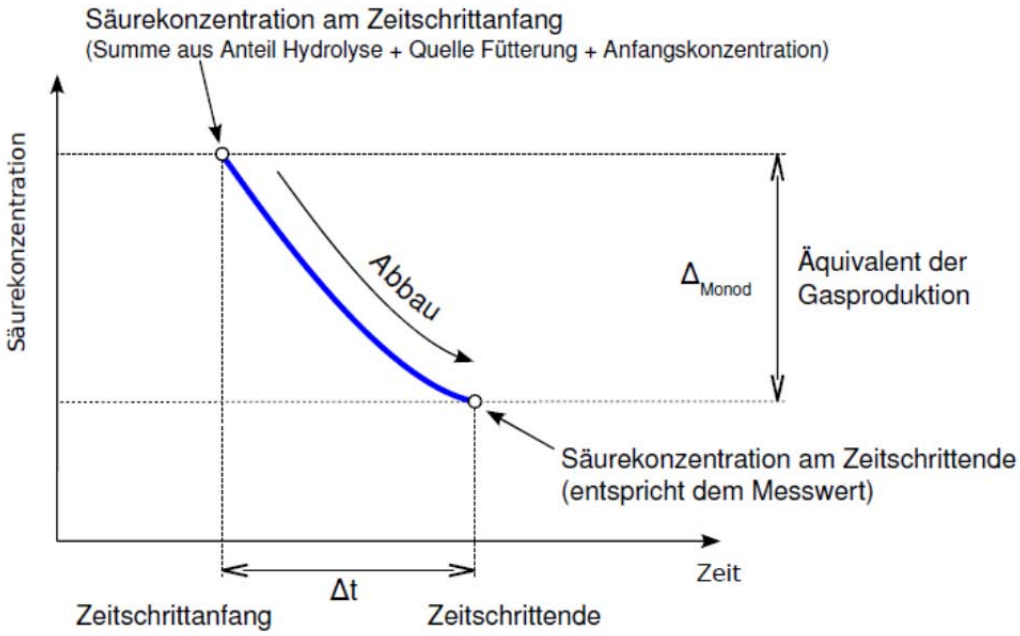


Abbildung 6: Schematische Darstellung der Bestimmung des Δ_{Monod} zur Charakterisierung des Säureabbaus limitiert durch die Monod-Kinetik

2.3 Derivat „DBFZ-Pocketsimulator für Biogasanlagen“

Im Rahmen eines weiteren Forschungsprojektes [7] wurde eine Pocket-PC-Applikation zur mobilen Simulation und Ertragsabschätzung von Biogasanlagen entwickelt. Dafür wurden die Hauptkomponenten des in Kapitel 2.1 beschriebene Prozessmodells in eine DOT-NET-Anwendung implementiert und um eine SQL-Datenbank erweitert. Die Dateneingabe, Simulation und Auswertung wird über eine unter Microsoft Visual Studio programmierte Oberfläche gesteuert. Die Daten werden in einer Microsoft SQL-Mobile-Datenbank gespeichert, die sich auf dem Pocket-PC befindet. Dort sind sowohl die Substratdatenbank als auch die Input- und Outputdaten integriert. Das Erstellen von Daten-Backups zur Sicherung und Archivierung auf Desktop PCs ist ebenso möglich. Das in Kapitel 2.1 beschriebene Prozessmodell enthält die Option zur Berechnung von Biogasanlagen mit mehreren Kaskadenstufen. Wegen der relativ geringen Leistungsfähigkeit des PDA wird diese Anwendung vom DBFZ-Pocketsimulator nicht unterstützt. Die Übernahme von Daten aus z. B. einem Überwachungssystem oder elektronischen Betriebstagebuch auf den Pocket-PC ist im direkten Datenaustausch möglich. Die Abbildung 7 zeigt ausgewählte Programmfenster des DBFZ-Pocketsimulators.

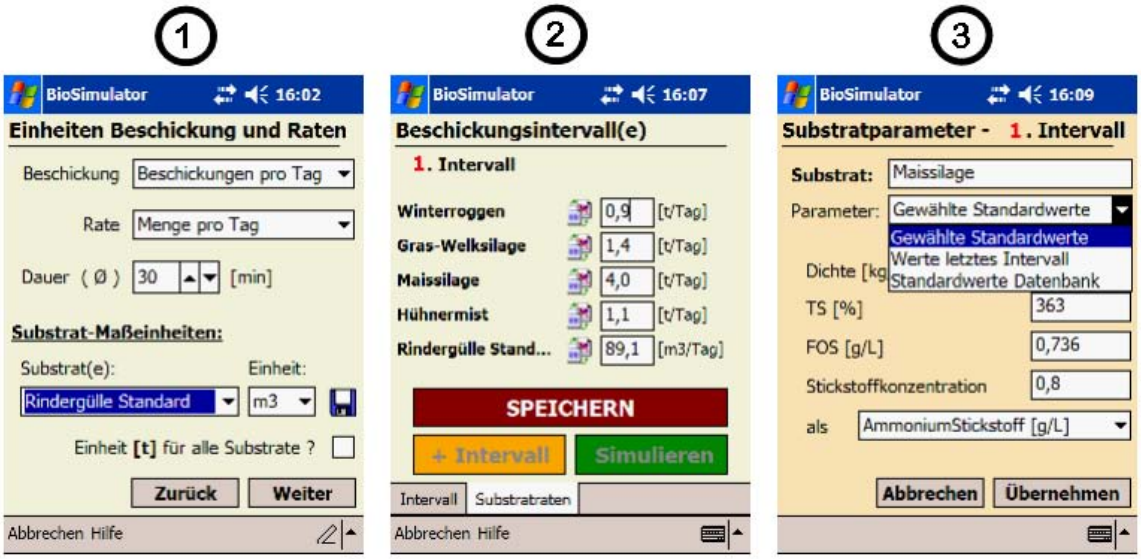


Abbildung 7: beispielhafte Programmfenster in der PDA-Anwendung „DBFZ-Pocketsimulator“: **(1)** Eingabe der Beschickungsparameter und Raten; **(2)** Eingabe der Beschickungsintervalle für die zur Simulation ausgewählten Substrate; **(3)** Eingabe von Substratparametern zur Inputcharakterisierung

3 Anwendung und Validierung

Das folgende Kapitel stellt Beispiel aus Labor (Kapitel 3.1) und Praxis (Kapitel 3.2) vor, welche hinsichtlich eines möglichst breiten Spektrums an Substraten und Prozesssituationen ausgewählt wurden, um die Übertragbarkeit und Robustheit der gewählten kinetischen und stöchiometrischen Ansätze im DBFZ-Prozessmodel zu belegen. Dabei war es nötig, das Prozessmodell an das jeweilige Substrat und den Prozess anzupassen, da es keinen allgemeingültigen Ansatz für die Vielzahl der in der Praxis Verwendung findenden Substratkombinationen und Anlagenkonzepte geben kann.

3.1 Laborversuche mit unterschiedlichen Substraten

Die folgenden Unterkapitel zeigen verschieden simulierte Laborversuche unter Nutzung verschiedener Substrate und Prozesstechnischen Randbedingungen.

3.1.1 Vergärung von Rindergülle und Maissilage

In diesem Unterkapitel soll die Durchführung der automatisierten Parameteridentifikation anhand von speziell generierten Messdaten erläutert werden.

Vorbetrachtungen

Die Konvergenz des Verfahrens zur Parameteridentifikation ist stark abhängig von der Versuchsdynamik und der Datengüte. Um die Dynamik der Messdaten zu bewerten, kann die Analyse des Frequenzspektrums verwendet werden. Ist die Dynamik der Messdaten als ausreichend bewertet worden, so können die regulär anfallenden Versuchsdaten zur Identifikation benutzt werden. Sind die vorliegenden Anlagenmessdaten in ihrer Qualität oder Quantität nicht geeignet oder ist die Dynamik nicht ausreichend, so wurde ein spezielles dynamisches Versuchsregime entwickelt, um für die Parameteridentifikation einen möglichst umfangreichen Informationsgehalt zu generieren. Dieses sollte für bspw. den Anlagenbetreiber mit so wenig Aufwand wie möglich und in minimaler Zeit umzusetzen sein. Am DBFZ wurden unterschiedliche Anregungsregime theoretisch getestet und auf ihre Eignung zur Identifikation untersucht [11]. Die Abbildung 8 zeigt ein ausgewähltes Regime, welches einen Kompromiss aus maximaler Dynamik und kurzer Umsetzungszeit darstellt. Dieses Anregungsregime und die Identifikation aus den generierten Daten soll im folgenden Vergärungsversuch getestet werden.

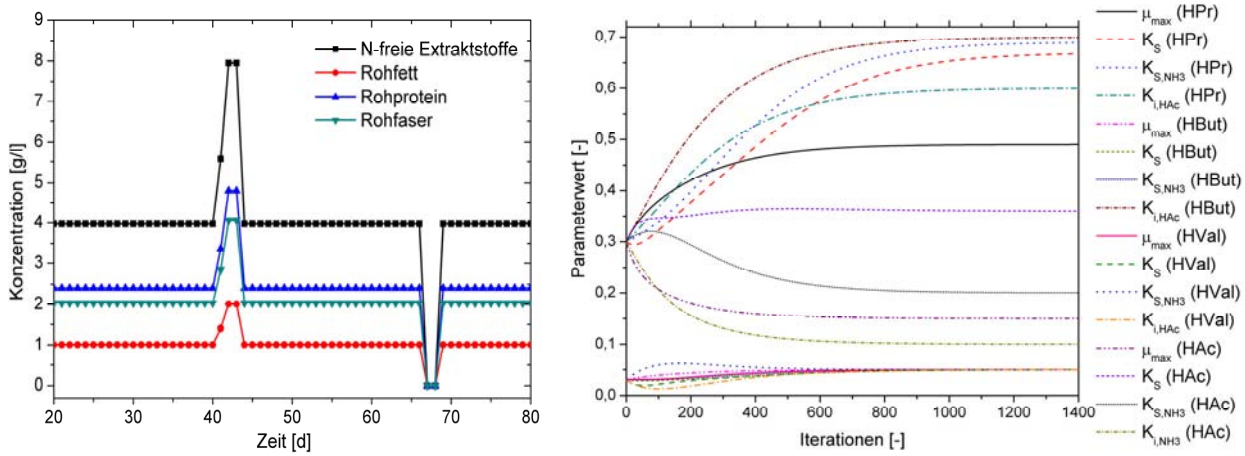


Abbildung 8: (linkes Bild) Anregungsregime, bestehend aus zwei konträren Peaks zur Prozesscharakterisierung; (rechtes Bild) Identifikation der kinetischen Parameter anhand des simulierten Anregungsregimes

Versuchsdurchführung und Ergebnisse

Dieser Laborversuch wurde durchgeführt, um das zuvor erläuterte Anregungsregime zur Identifikation der kinetischen *Monod*-Parameter zu testen und das Identifikationsverfahren an realen Versuchsdaten zu validieren. Die Abbildung 9 zeigt das durchgeführte Beschickungsregime unter Verwendung von Rindergülle und Maissilage. Die Temperatur beträgt 37 °C und das aktive Reaktionsvolumen liegt bei 100 Liter. Zur Vergleichmäßigung der hydraulischen Verweilzeit wird Wasser ergänzt. Ebenso sind die verwendeten Chargen der Rindergülle gekennzeichnet.

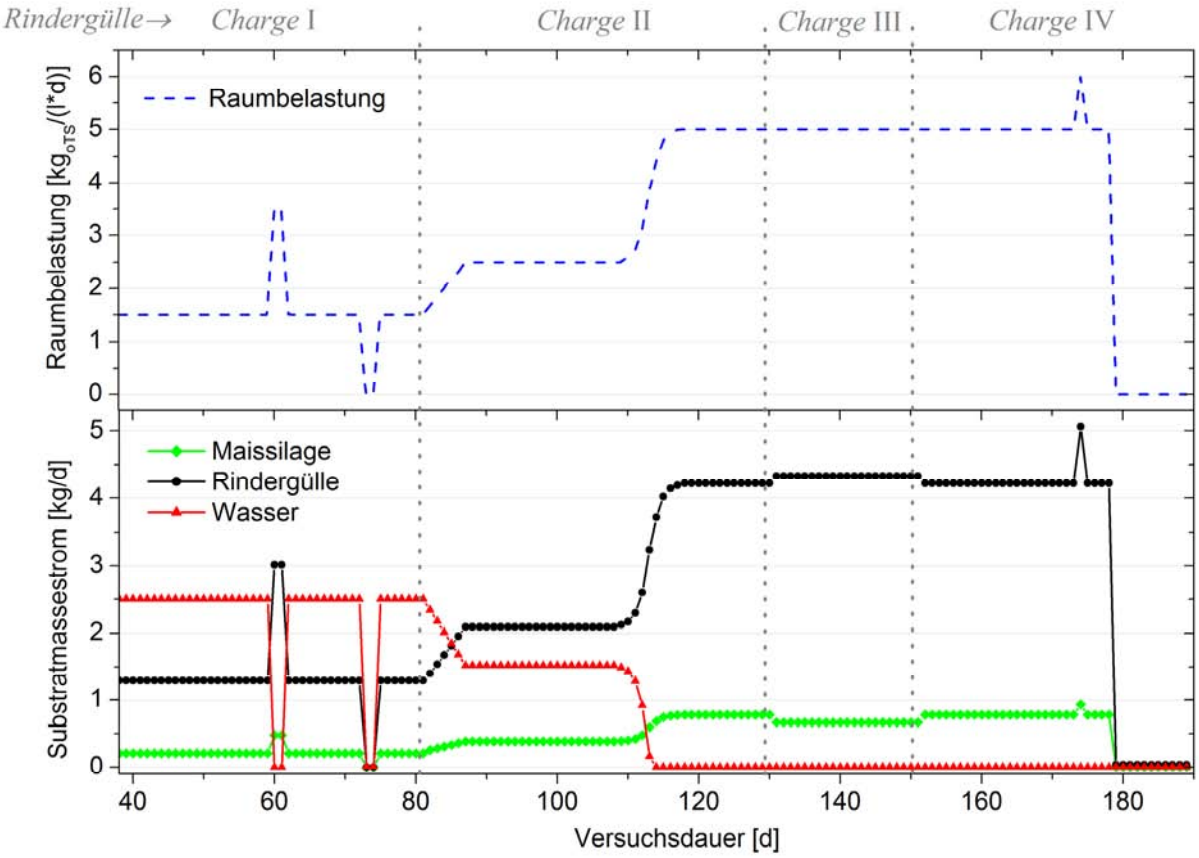


Abbildung 9: Beschickungsregime aus Maissilage, Rindergülle und Wasser und resultierende Raumbelastung zur Validierung des Parameteridentifikationsverfahrens; Kennzeichnung des Einsatzes der Rindergülle-Chargen

Der Versuch wird mit einer Raumbelastung von BR = 1,5 g_{oTS}/(l·d) begonnen. Das Anregungsregime besteht aus einer zweitägigen Raumbelastungserhöhung auf BR = 3,5 g_{oTS}/(l·d) und einer Unterbrechung der Beschickung über einem Zeitraum von ebenfalls zwei Tagen. Anschließend wird die Raumbelastung wieder auf BR = 1,5 g_{oTS}/(l·d) stabilisiert. Um in Versuch die Belastbarkeit des Prozessmodells zu überprüfen, werden zwei unterschiedliche Raumbelastungserhöhungen durchgeführt. Ab Versuchstag 44 erfolgt eine lineare Raumbelastungserhöhung auf BR = 2,5 g_{oTS}/(l·d). Nach einer konstanten Phase von 20 Tagen wird die Raumbelastung innerhalb von 10 Tagen auf Raumbelastung 5,0 g_{oTS}/(l·d) gesteigert. Um zu überprüfen, wie genau das Prozessmodell biologische Abbauprozesse wiedergeben kann, wird diese Raumbelastungssteigerung dem Verlauf des Biomassewachstums angepasst. Die Steigerung erfolgt mittels tangenshyperbolischen Anstiegs. Nach einer stationären Phase von 60 Tagen erfolgt eine eintägige Raumbelastungssteigerung auf 6 g_{oTS}/(l·d) und am Versuchstag 142 das Einstellen der Beschickung. Es wird anschließend das Abschwingen des Prozesses beobachtet.

In Abbildung 10 ist der Gehalt an flüchtigen organischen Säuren zusammen mit dem pH-Wert in Abhängigkeit der Versuchsdauer angetragen. Weiterhin ist die Raumbelastung angetragen. Im ersten Teil des Versuchszeitraumes (bis Versuchstag 100) ist ein konstanter Verlauf der FOS zu erkennen, was auf die Stabilität des Prozesses hindeutet.

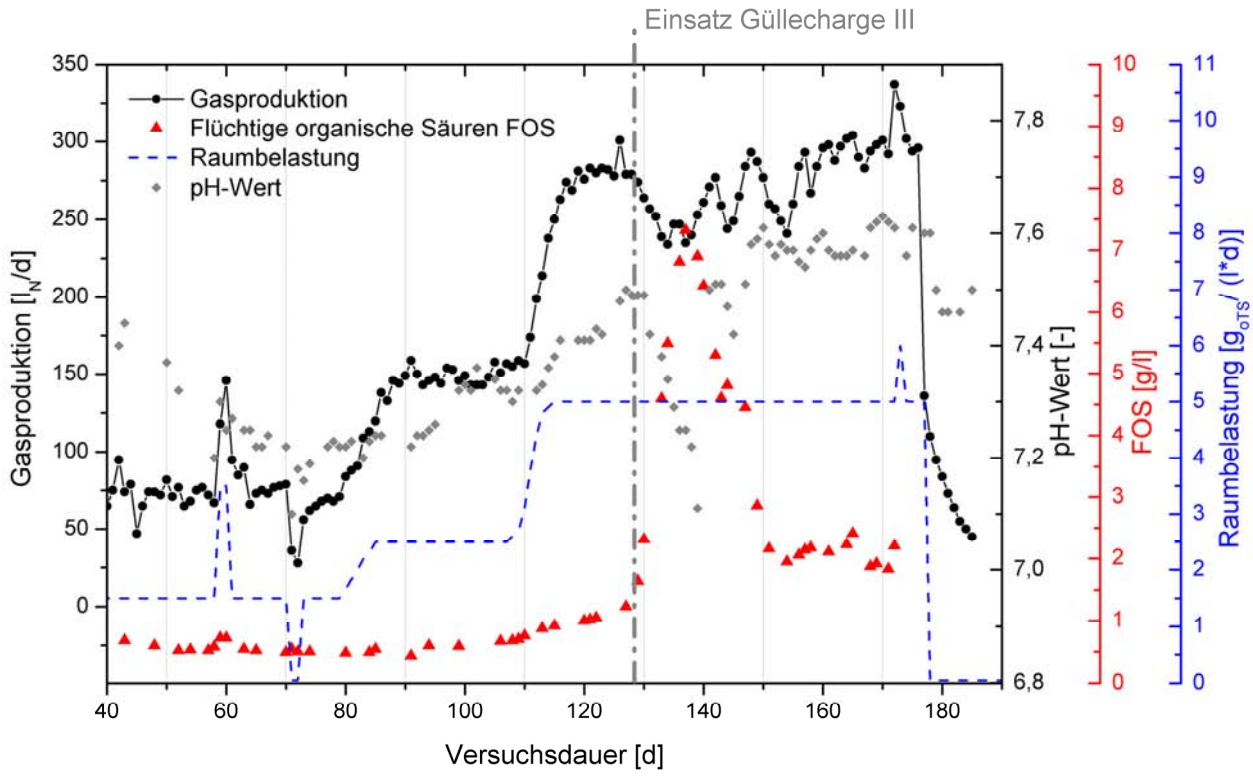


Abbildung 10: Verlauf der Gasproduktion, des pH-Wertes und der Konzentration flüchtiger organischer Säuren in Abhängigkeit der Raumbelastung

Vom 100. bis zum 127. Versuchstag ist ein gleichmäßiger Anstieg der Säurekonzentration zu verzeichnen. Am 128. Versuchstag wurde erstmals Rindergülle- Charge III verwendet.

Es zeigten sich ein sprunghafter Anstieg der Konzentration an flüchtigen organischen Säuren und ein Abfall des pH-Wertes. Dies geht einher mit einem Abfall der Gasproduktion. Die heftige Prozessreaktion ist nicht auf die Erhöhung der Raumbelastung zurückzuführen, da diese bereits 14 Tage zuvor abgeschlossen war. Jedoch besteht durch die zeitliche Übereinstimmung mit dem Einsatz der neuen Charge III der Verdacht, dass eine in der Gülle enthaltene Komponente (z.B. Desinfektionsmittel) diese kritische Situation hervorgerufen hat. Die regulären Analysedaten der Charge III lagen in der normalen Größenordnung für Rindergülle. Es konnte letztlich bis zum Ende des Versuches nicht eindeutig belegt werden, auf welche Ursache diese Prozessreaktion zurückzuführen ist. Dennoch wurde der Versuch

fortgeführt und die Daten des Versuches anschließend für Simulation und die Identifikation genutzt. Es zeigt sich bis zum 127. Versuchstag eine gute Übereinstimmung der Gasproduktion entsprechend dem durch das Beschickungsregime vorgegebenen Versuchsverlauf. Mit dem Anstieg der flüchtigen organischen Säuren ab dem 128. Versuchstag sinkt auch die Gasproduktion, da die Säuren nicht mehr ausreichend zu Biogas abgebaut werden. Nach dem instabilen Prozesszustand ab dem 128. Versuchstag wird bis zum 160. Versuchstag versucht, den Prozess zu stabilisieren.

Identifikation der Parameter anhand von Versuchsdaten

Dieses Kapitel zeigt die Ergebnisse der Identifikation der Parameter zur Monod-Kinetik mit Hilfe der vorliegenden Messdaten des Laborversuchs. In Abbildung 11 ist der Verlauf der zwischen Ausgangswert der Hydrolyse/Versäuerung und dem Messwert gebildeten Differenz Δ_{Monod} dargestellt (siehe dazu Abbildung 6). Anhand dieser Verläufe sollen die Parameter der Monod-Kinetik identifiziert werden.

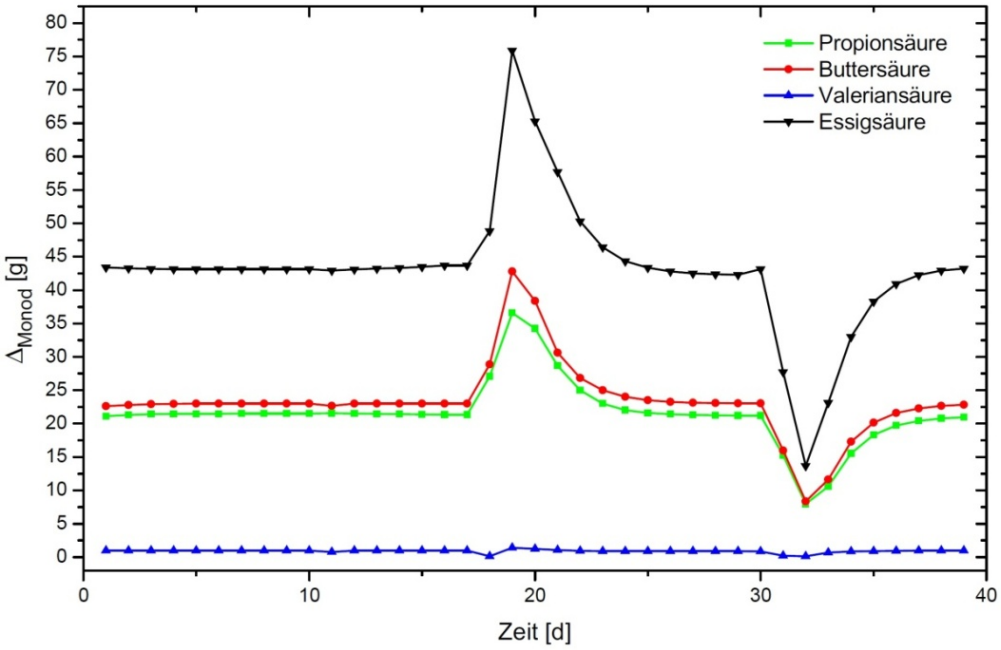


Abbildung 11: Aus den Messwerten des Fettsäurespektrums und der Hydrolyse/Acidogenese-Endwerte des Modells gebildete Differenzen Δ_{Monod} zur Identifikation der Monod-Parameter

Die Tabelle 3-1 zeigt die Startparametermatrix, welche als Ausgangspunkt für die Identifikation dient. Sie ist auf Grundlage der aus der Handanpassung gewonnenen Erfahrungen festgelegt worden und liegt im Mittel des zu erwartenden Parameterbereichs.

Tabelle 3-1 Matrix der Startparameter zur Identifikation

Säuren	μ_{max}	K_S	$K_{S,NH3}$	$K_{i,HAc/NH3}$
Propionsäure	0,3	0,06	0,05	0,3
Buttersäure	0,3	0,06	0,05	0,3
Valeriansäure	0,3	0,06	0,05	0,3
Essigsäure	0,3	0,6	0,05	0,3

Zunächst wurde mittels eines aus einer Handanpassung gewonnenen Parametersatzes der Versuch simuliert. Die daraus resultierenden Ergebnisse wurden als Messwerte definiert und ausgehend von dem oben genannten Startparameter wurde versucht, die ursprünglichen Parameter wieder zurück zu identifizieren. Die Abbildung 12 zeigt den Iterationsverlauf. Damit konnte die Funktion des Algorithmus zunächst ohne Einfluss von Messfehlern und der Abbildbarkeit der Realität durch das Prozessmodell gezeigt werden.

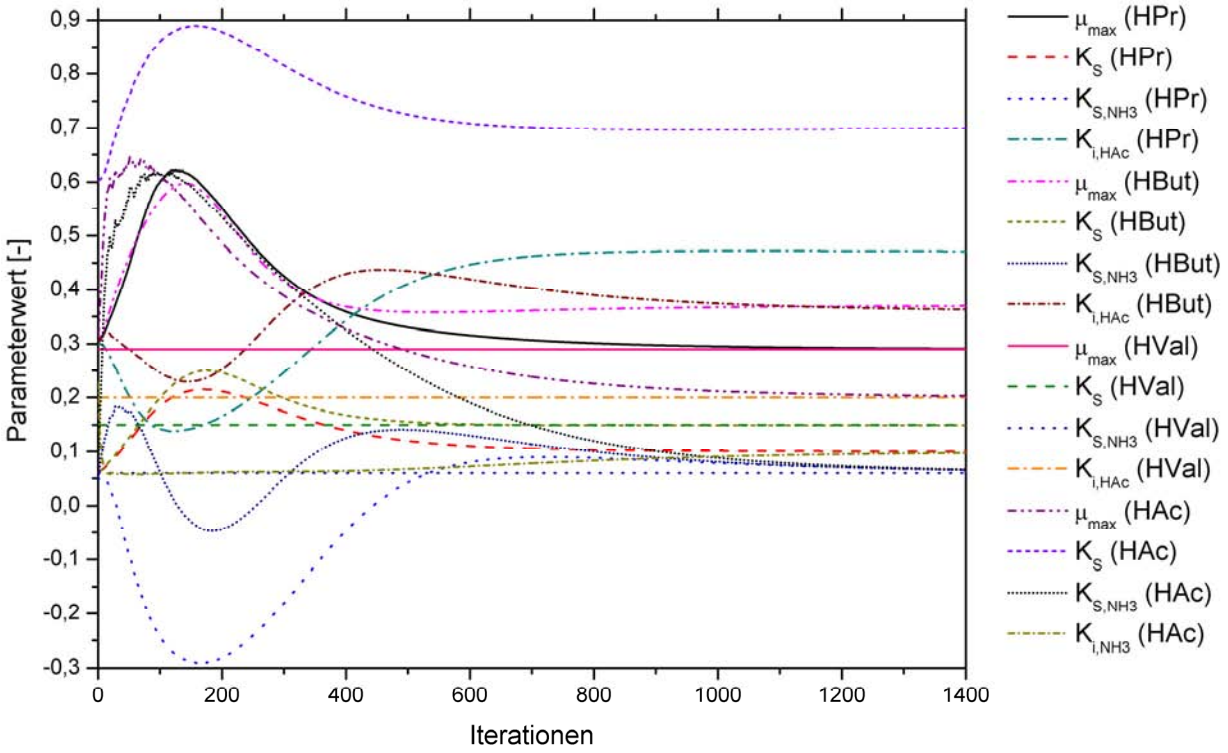


Abbildung 12: Identifikation der Parameter anhand von Simulationsdaten (Dadurch ohne Einfluss von Messfehlern und der Abbildbarkeit der Realität durch das Prozessmodell); Durchführung mit konstanten Valeriansäure-parametern auf Grund geringer Sensitivität und Dynamik

Dem folgend wurde die Identifikation an den real ermittelten Messdaten mit einer kleinen Iterationsschrittweite für das gedämpft Newton-Verfahren von $\lambda=0{,}0001$ begonnen. Die Abbildung 13 zeigt einen ausgewählten Verlauf der Parameter über die Iterationsschritte. Es ist ein stark divergentes Verhalten zu erkennen. Bereits nach 250 Iterationen ist der Wert von μ_{max} und $K_{i,HAc}$ der Propionsäure auf den Wert 5000 angestiegen und springt anschließend mehrmals vom positiven in den negativen Bereich bis der Zyklus letztendlich bei Iteration 790 abgebrochen wird.

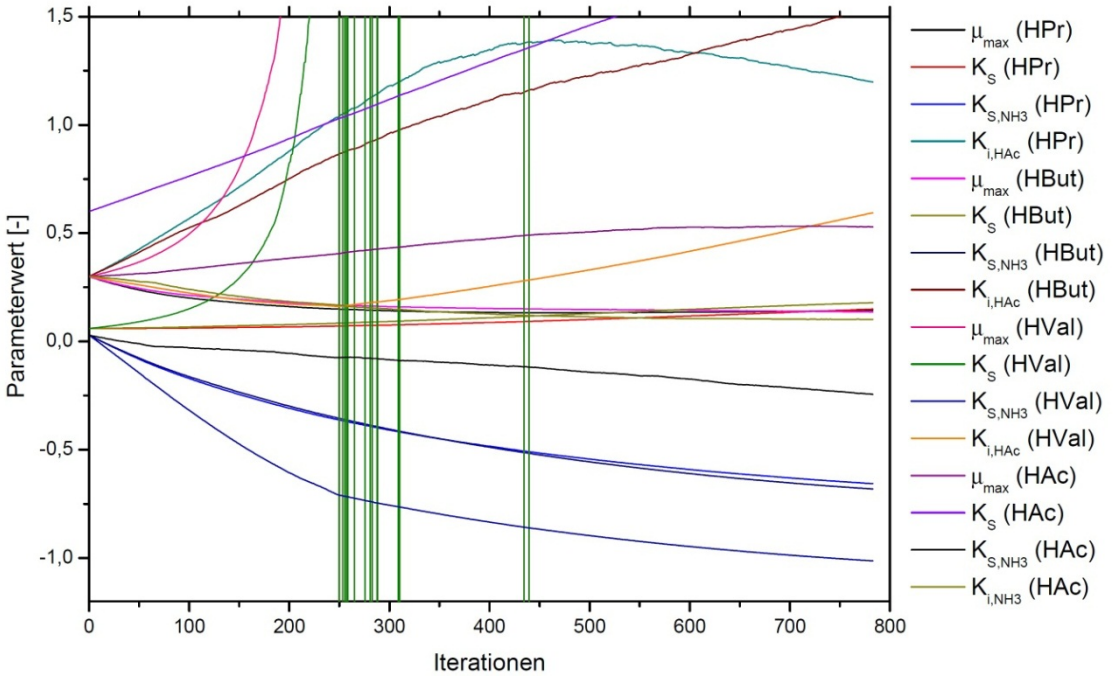


Abbildung 13: Divergenz der Parameteridentifikation

Die Valeriansäure hat entsprechend Abbildung 11 das kleinste Δ_{Monod} und die geringste Dynamik. Dies zeigte ebenso die geringe Parameterempfindlichkeit in einer durchgeführten Sensitivitätsanalyse die in [9] eingesehen werden kann. Aus diesen Gründen wurden die Parameter als konstant angenommen und auf die Werte der Zielparameter festgelegt und ausgehend von der Gesamtmassenbilanz abgeschätzt. Anschließend wurde die Identifikation der Parameter erneut durchgeführt.

Die Abbildung 14 zeigt die Identifikationsergebnisse mit kleiner Schrittweite, dem Entfernen der Valeriansäureparameter aufgrund geringer Sensitivität und Dynamik und dem Einbeziehen der errechneten Kovarianzen aus den Messfehlern. Es ist zunächst ein rapides Ansteigen der Parameterwerte zu erkennen. Nach etwa 4000 Iterationen divergiert der Algorithmus am Wert des μ_{max} und des K_S der Propionsäure sehr stark. Bei Iterationsschritt 4680 werden Parameterwerte von mehr als 50000 erreicht. Dennoch bricht der Algorithmus nicht ab, da die Zielfunktion weiter verringert und damit weiter

optimiert wird. Zu einer Divergenz des Algorithmus kann es unter anderem kommen, wenn die Schrittweite λ zu groß gewählt wird. In diesem Fall hat die Approximation des im Kapitel 2.2.1 beschriebenen Verfahrens keine Gültigkeit mehr, da die höheren Glieder der Taylorreihenentwicklung nicht mehr vernachlässigbar sind. Dieses Problem kann zum einen durch die genauere Bestimmung der Approximation, wodurch jedoch der Berechnungsaufwand extrem hoch wird, oder durch die Verkleinerung der Schrittweite behoben werden. Bei der Verkleinerung der Schrittweite behält die Approximation ihre Gültigkeit innerhalb eines Schrittes. Der Nachteil ist jedoch, dass mehr Schritte zum Finden eines Optimums nötig sind. Dennoch brachte auch eine weitere Identifikation mit geringerer Schrittweite kein stabileres Verhalten des Algorithmus.

Es ist allerdings ab der 3600 Iteration eine stabile Phase zu erkennen; bei welcher die Korrekturwerte aller Parameter über 50 Iterationen Werte kleiner 10^{-4} besaßen. Daraus wurde geschlussfolgert, dass an dieser Stelle ein lokales Optimum liegt. Das Verfahren erlaubt mathematisch durchaus weitere Lösungen, wobei nach den vorliegenden Erfahrungen biologisch inakzeptable Zustände mit negativen Parametern gefunden werden. Je besser die Datengüte bzw. der Informationsgehalt der Messwerte ist, desto stärker konvergiert der Algorithmus zu einer eindeutigen Lösung. Zu welchem Optimum der Algorithmus konvergiert kann über die Startparameter beeinflusst werden.

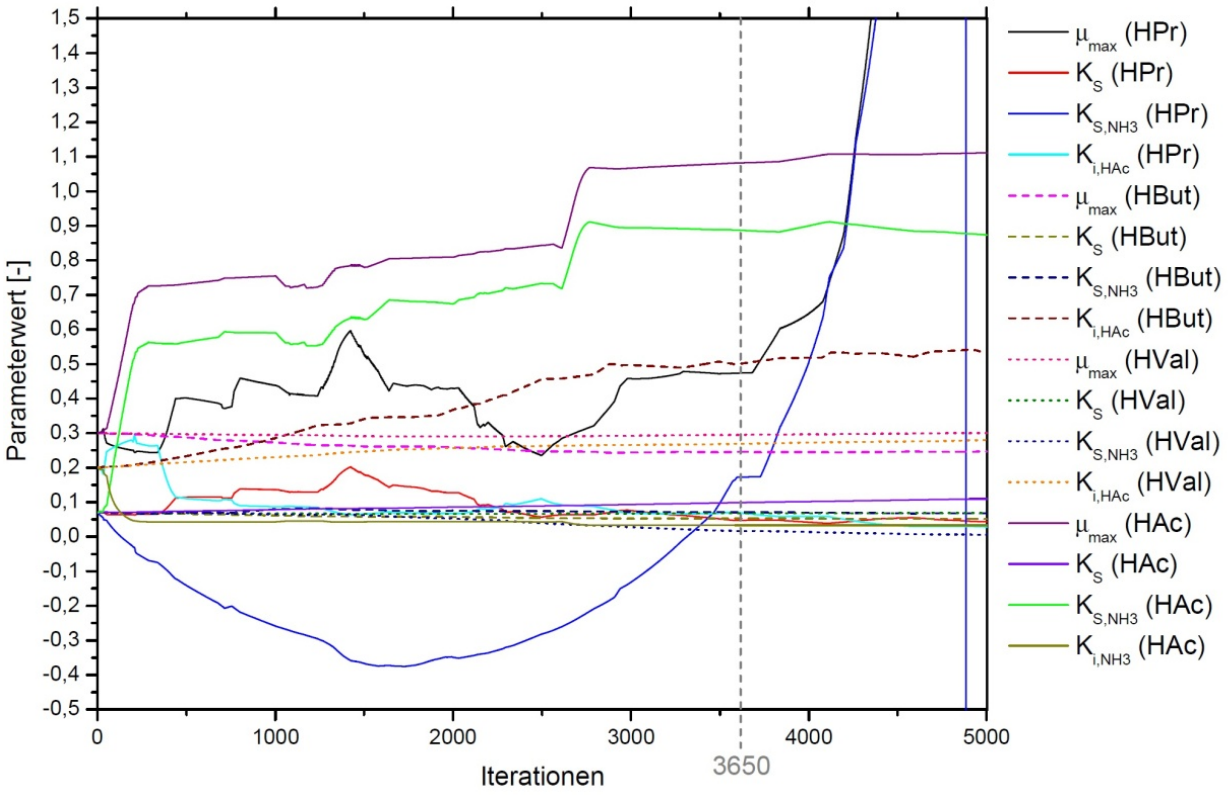


Abbildung 14: Ausschnitt der Identifikation mit lokalem Optimum

Mit diesem Parametersatz aus dem gefundenen lokalen Optimum (Iteration 3650 in Abbildung 14) ist der zugrundeliegende Laborversuch simuliert worden. In Abbildung 15 ist die simulierte Gasproduktion dargestellt. Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung der simulierten mit den gemessenen Verläufen. Die gefundene Lösung des Identifikationsalgorithmus liefert einen für den Simulator gültigen Datensatz.

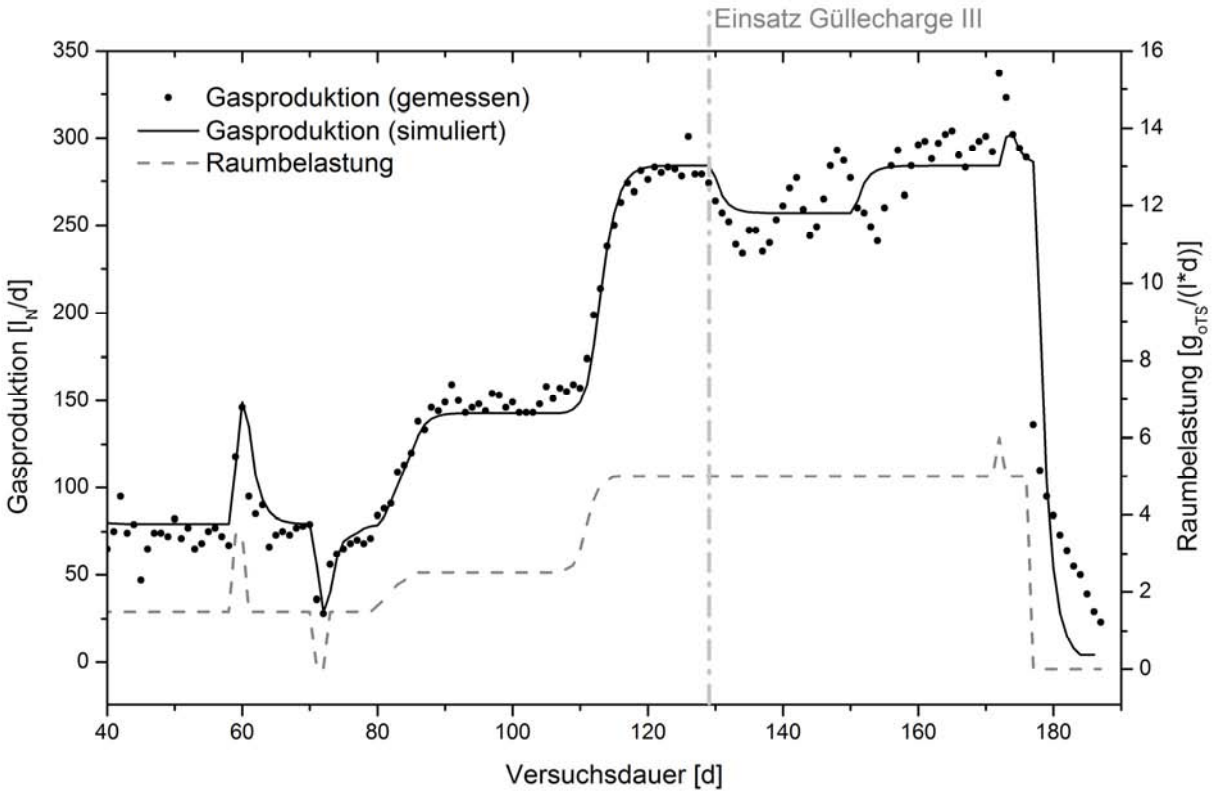


Abbildung 15: Biogasproduktion gemessen/simuliert mit automatisiert identifiziertem Parametersatz

Es zeigte sich weiterhin in Abbildung 15, dass die Verwendung der Güllecharge III eine Veränderung im Arbeitspunkt des Prozesses zur Folge hatte. Damit ist zu vermuten, dass der zuvor Identifizierte Parametersatz ab diesem Punkt den Prozesszustand nicht mehr ausreichend repräsentiert, was eine Neuanpassung nötig machte.

3.1.2 Substratumstellungen und gezielte Versäuerung

Im vorliegenden Vergärungsversuch wurde mittels verschiedener Substrate die Raumbelastung gesteigert um die Belastbarkeit des Biogasprozesses zu überprüfen. Es wurden Rindergülle, Maissilage, Roggenschrot sowie Bioabfall in unterschiedlichen Mengen verwendet. Ab dem 48. Versuchstag wurde die Raumbelastung auf 12,6 $g_{oTS}/(l \cdot d)$ gesteigert, um eine Versäuerung des Prozesses zu provozieren. Die Temperatur beträgt 37 °C und das Reaktorvolumen liegt bei 10 Liter. Die Abbildung 16 zeigt die am Versuchsstand gemessene Gasproduktion im Vergleich mit der simulierten Gasproduktion. Die Biogasproduktion kann nach der Parameteranpassung hinreichend genau nachvollzogen werden.

Die Abbildung 17 stellt die gemessenen und simulierten Verläufe der flüchtigen organischen Säuren (FOS) und des pH-Wertes dar.

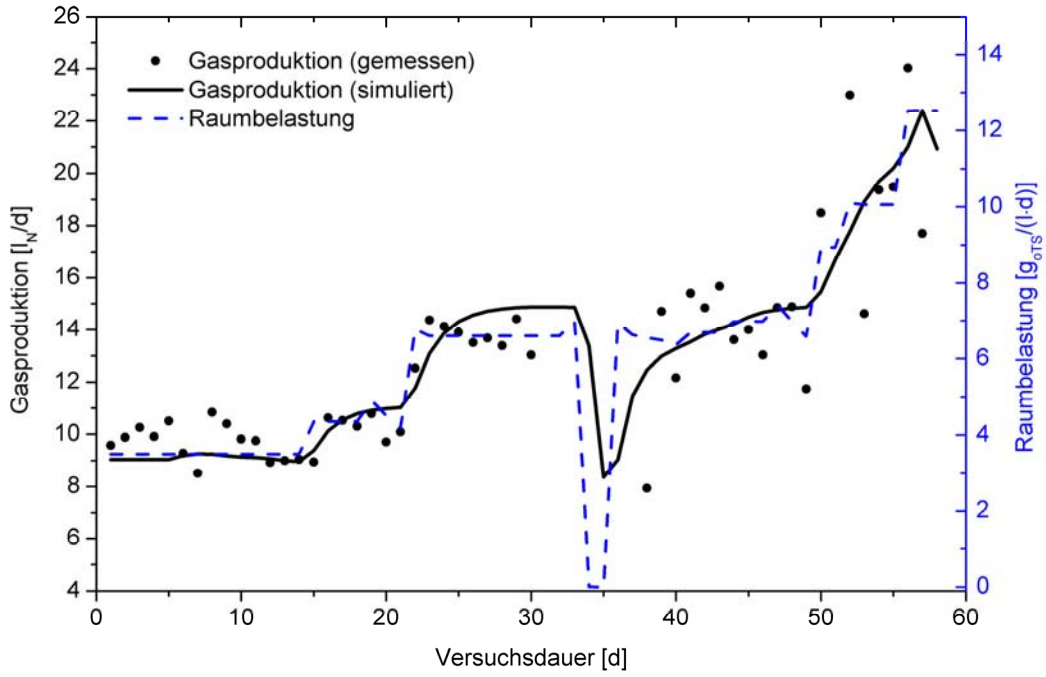


Abbildung 16: Verlauf der gemessenen und simulierten Gasproduktion sowie der Raumbelastung in Abhängigkeit der Versuchsdauer

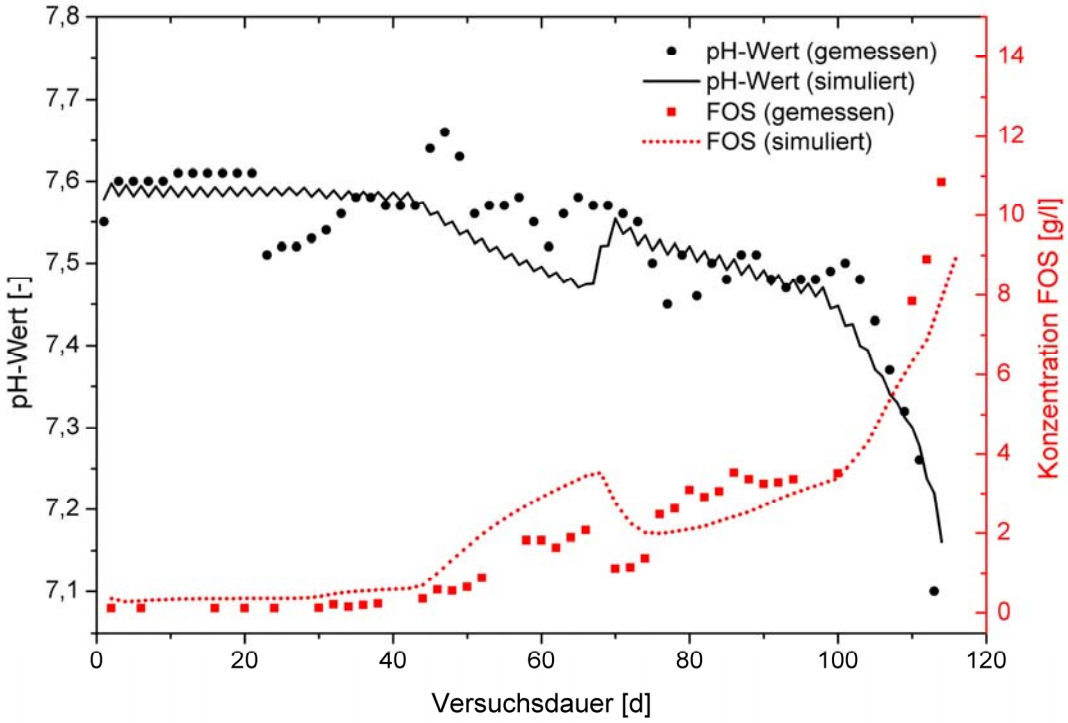


Abbildung 17: Darstellung der gemessenen und simulierten Verläufe der Konzentrationen an flüchtigen organischen Säuren und des pH-Wertes in Abhängigkeit der Versuchsdauer

Es zeigt sich eine sehr gute Übereinstimmung der simulierten und gemessenen Verläufe. Damit kann nachgewiesen werden, dass das implementierte pH-Modell in prozessentscheidenden Situationen, wie die Versäuerung bzw. der Zusammenbruch des Biogasprozesses geeignet ist um den pH-Wert zuverlässig vorherzusagen.

3.1.3 Schlempevergärung bei unterschiedlichen Verweilzeiten und Raumbelastungen

In diesem Vergärungsversuch wurden die Grenzen der Vergärbarkeit von Schlempe aus der Ethanolherstellung untersucht. Es wurde die Verweilzeit von üblich mehr als 30 Tagen bis auf 6 Tage verringert. Ebenso galt es die maximal mögliche Raumbelastung unter diesen Bedingungen zu ermitteln. Es war ein stabiler Betrieb bei Raumbelastungen von mehr als 10 $g_{oTS}/(l \cdot d)$ möglich. Die Abbildung 18 zeigt die gemessene und die mittels DBFZ-Prozessmodell simulierte Gasproduktion. Weiterhin sind die Verläufe der Verweilzeit und Raumbelastung dargestellt. Bei der Simulation konnte gezeigt werden, dass das DBFZ-Prozessmodell an Schlempe mittels Parameteranpassung adaptiert werden kann und die im Modell enthaltenen Kinetiken und Prozesse flexibel genug sind, um verschiedenen Substrate und Situationen modellieren zu können. Die Abbildung 19 zeigt, dass mit den gewählten Ansätzen auch weitere als prozessbeeinflussend geltende Größen wie die Ammoniumstickstoffkonzentration mit ausreichender Genauigkeit modelliert werden können.

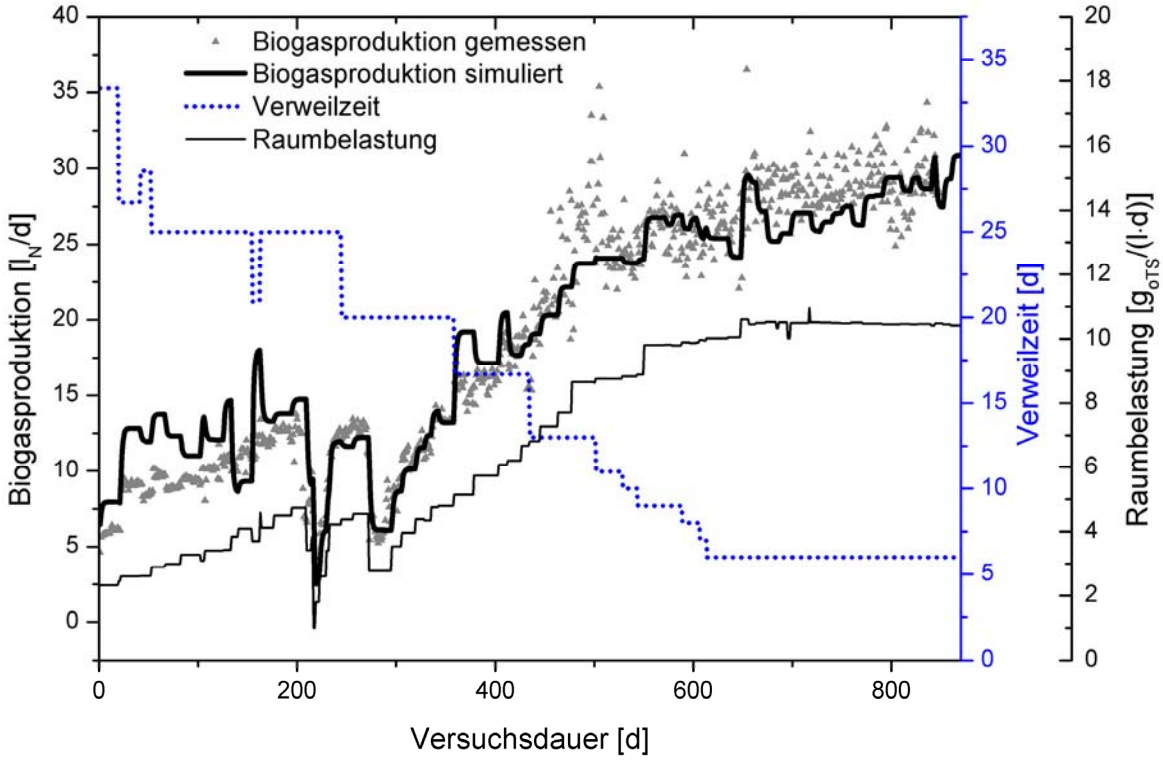


Abbildung 18: Verlauf der gemessenen und simulierten Biogasproduktion, Verweilzeit und Raumbelastung bei der Vergärung von Schlempe aus der Ethanolproduktion

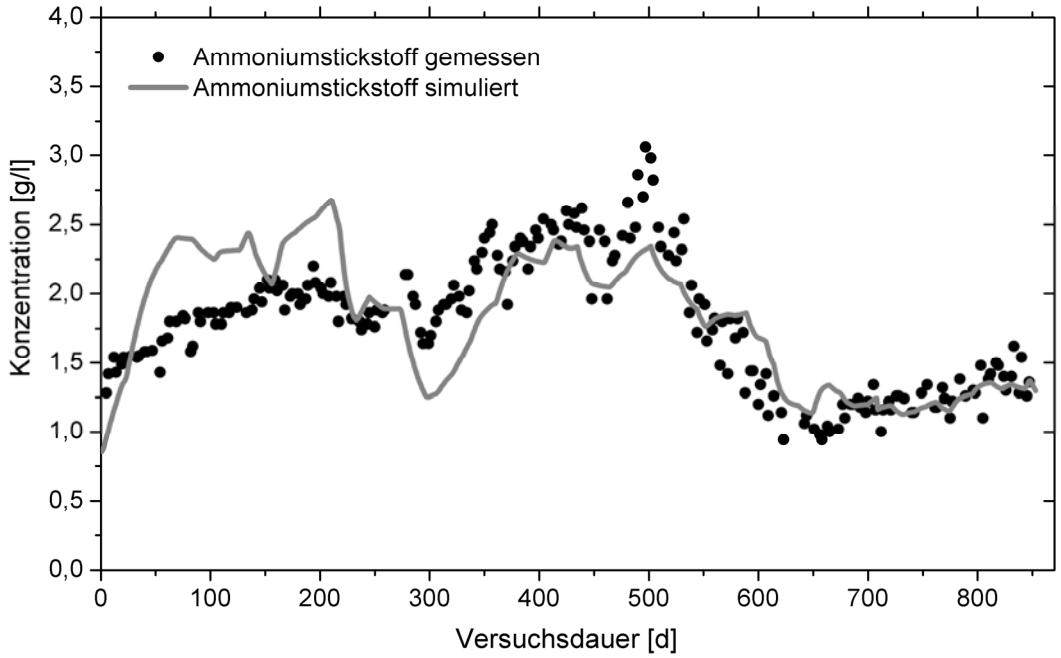


Abbildung 19: Verlauf der gemessenen und simulierten Ammoniumstickstoffkonzentration bei der Vergärung von Schlempe aus der Ethanolproduktion

3.2 Simulation großtechnischer Biogasanlagen

Die folgenden zwei Unterkapitel zeigen beispielhaft simulierte Biogasanlagen welche mit unterschiedlicher Zielstellung modelliert wurden, z.B. die Ursache für die Prozessstörung zu finden und Empfehlungen für ein schnelles Wiederanfahren zu geben. Dabei wurde wie in den zuvor gezeigten Laborversuchen das Prozessmodell an das jeweilige Substrat und Prozesszustand angepasst, was durch die flexiblen kinetischen und stöchiometrischen Ansätze ermöglicht wird.

3.2.1 Prozessstörung durch zu schnelle Substratumstellung

Am praktischen Beispiel eines realen Zusammenbruchs der Fermenterbiologie ließ sich mit dem Modell der Absturz der Biogasanlage nachträglich simulieren und Empfehlungen zum schnellen Wiederanfahren der Anlage geben. Es wurde außerdem gezeigt, wie der Zusammenbruch der Prozessbiologie zu vermeiden gewesen wäre.

Der Betreiber hat seine dreistufige Biogasanlage über längeren Zeitraum mit einer Substratmischung aus Rindergülle (68 %), Hühnerkot (20 %) und Maissilage (12 %) beschickt. Die Anlage lief stabil. Auf Grund äußerer Umstände musste kurzfristig die Zugabe von Hühnerkot eingestellt werden. Er wurde durch Verdoppelung der Menge an Maissilage ersetzt. Da es nach einer Woche zu einem Leistungsabfall kam, wurden etwa 20 % der Maissilagemenge durch Futterweizenschrot ersetzt.

Die Anlage lief zunächst stabil weiter; nach etwa sechs Wochen kam die Gasproduktion jedoch nahezu zum Erliegen. Die Substratzufuhr wurde für eine Woche unterbrochen. Danach wurde wieder in kleinen Mengen beschickt. Die Leistung steigerte sich, brach aber nach 20 Tagen wieder zusammen, um sich anschließend in plausibler Weise mit der Steigerung der Substratzufuhr zu entwickeln.

Regelmäßige Messwerte über den Zustand der Anlage liegen lediglich für den Zeitraum nach dem Crash vor. Aus der Vorgeschichte sind nur punktuell Messwerte vorhanden. Zum Zeitpunkt des Zusammenbruchs der Gasproduktion bestand eine starke Versäuerung im ersten und zweiten Fermenter mit pH-Werten um 5,3 und Säurekonzentrationen von 20 bis 25 g/l.

Die Biogasanlage wurde entsprechend ihrem Aufbau als dreistufige Kaskade modelliert. In einer Anlaufrechnung wurde der Zustand der Kaskade zu Beginn der Substratumstellung unter Einbeziehung der vorhandenen Messwerte simuliert. Die Simulation vollzieht den tatsächlichen Ablauf gut (siehe Abbildung 20). Die beiden Phasen, in denen die Gasproduktion trotz reduzierter Substratzufuhr überschwingt, werden in Anbetracht der Datenlage auch quantitativ gut nachgebildet.

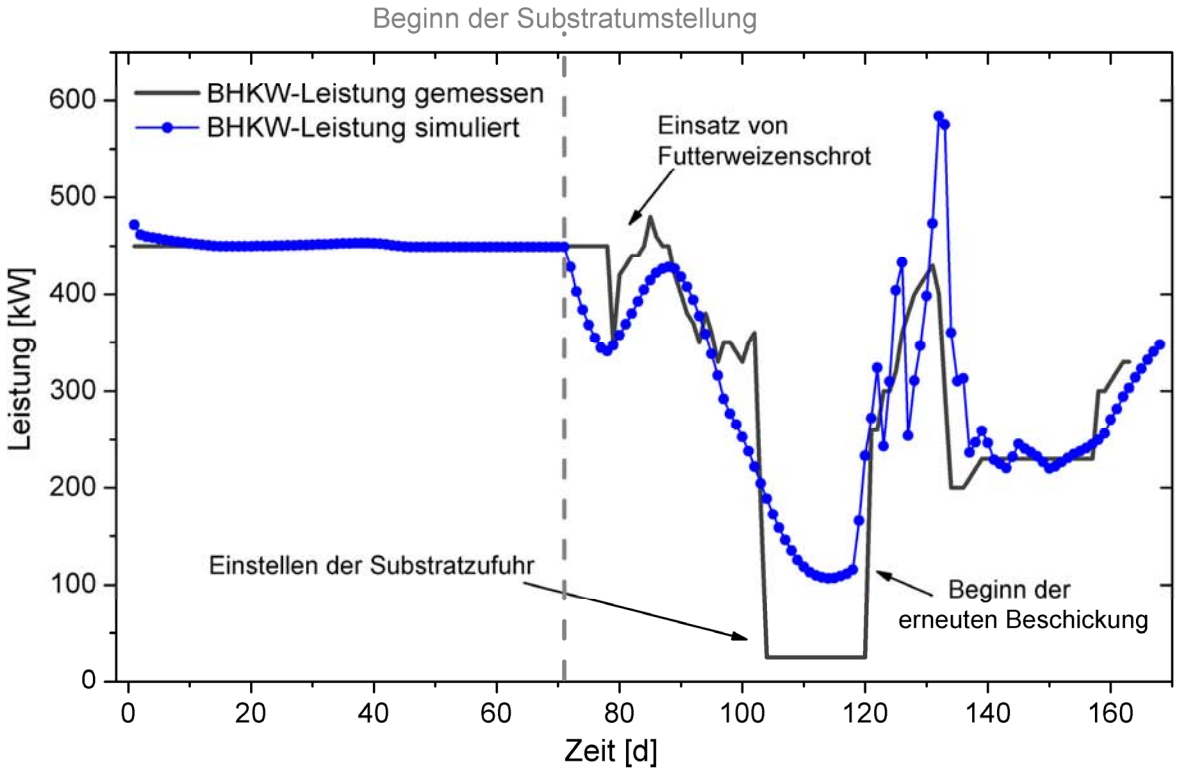


Abbildung 20: Vergleich der gemessenen und simulierten elektrischen Leistung bei einer Prozessstörung durch zu schnelle Substratumstellung

3.2.2 Störung durch Spurenelementmangel bei Vergärung von Maissilage als einziges Substrat

Die zweite betrachtete Biogasanlage wird ausschließlich mit Maissilage betrieben. Die Anlage besteht aus zwei baugleichen, parallel betriebenen Fermentern mit je rund 1200 m^3 aktivem Fermentervolumen. Die Abbildung 21 zeigt die simulierte und reale Gasproduktion für beide Fermenter sowie den Verlauf der Raumbelastung. Die Gasproduktion der kompletten Anlage wurde auf Grund unzureichender Gas-Messtechnik aus der BHKW-Arbeit errechnet. Diese Variante ist unter Korrektur mit Gasfackellaufzeiten in der Praxis oft die Möglichkeit mit der höchsten Genauigkeit zur Gasproduktionsbestimmung.

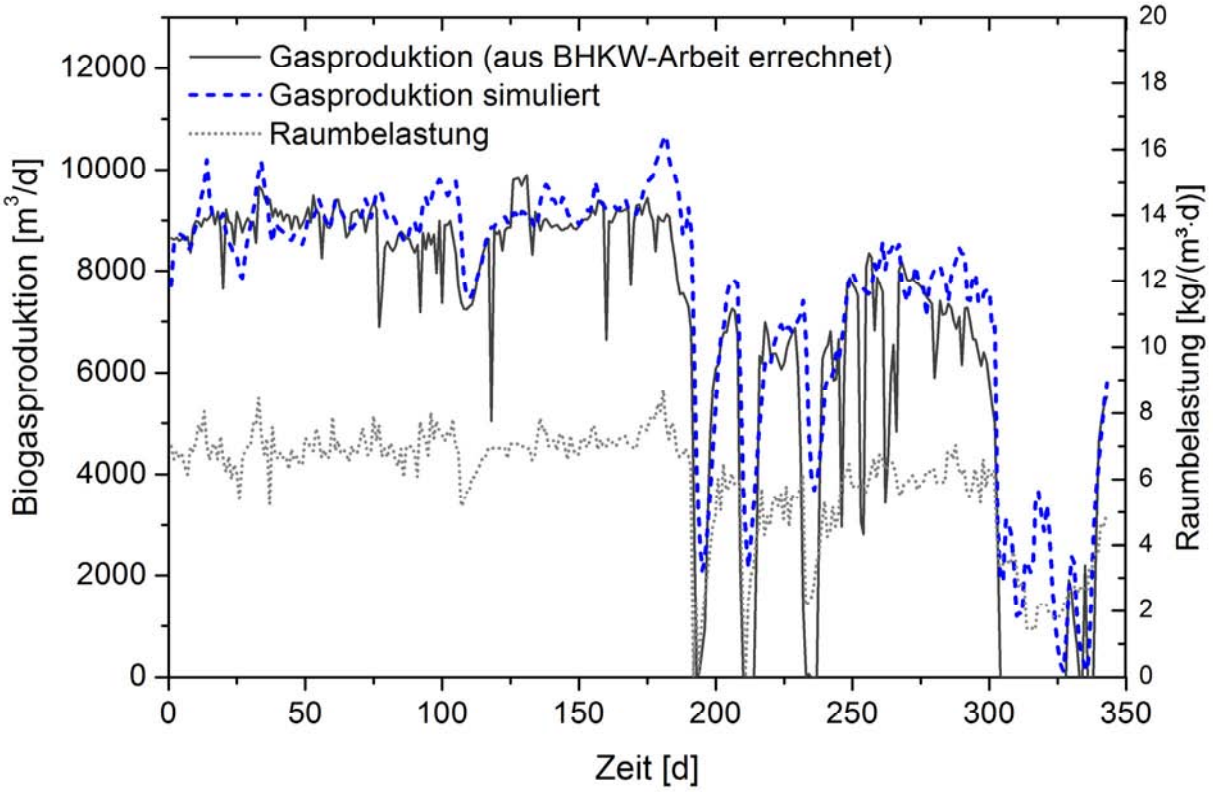


Abbildung 21: Gesamte Biogasproduktion der BGA, errechnet aus der BHKW-Arbeit und die simulierte Gasproduktion beider Fermenter sowie der Verlauf der Raumbelastung

Der Betreiber hat seine Anlage über längeren Zeitraum bei einer gleichbleibenden Raumbelastung beschickt. Die Anlage lief stabil. Auf Grund technischer Probleme durch defekte Dosiereinrichtung ab dem 180ten Beobachtungstag, wurde mehrmalig die Beschickung unterbrochen. Weiterhin zeigte sich ein langsames Akkumulieren der Propionsäure, woraufhin die Raumbelastung von rund 7 $kg_{oTS}/(m^3 \cdot d)$ auf durchschnittlich 6 $kg_{oTS}/(m^3 \cdot d)$ verringert wurde. Die Ursache für die Störung, die letztendlich im Zusammenbruch der Fermenterbiologie ab dem 280ten Tags mündete, wurde im Nachhinein auf eine Unterversorgung der Anlage mit bestimmten Spurenelementen zurückgeführt. Nach der Anpassung der Spurenelementmischung und dem Wiederanfahren der Anlage konnte ein anhaltend stabiler Prozess beobachtet werden. Es zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen der simulierten und gemessenen Gasproduktion. Die Abbildung 22 zeigt die Verläufe der gemessenen und simulierten Essig- und Propionsäure-Konzentrationen. Die Monod-Parameter der Essig- und Propionsäureverwerter wurden mittels der vorliegenden Messdaten mit dem im DBFZ-Prozessmodell implementierten Maximum-likelihood-Verfahren automatisiert identifiziert. Auf Grund der in nicht ausreichender Anzahl vorhandenen Messdaten der Butter- und Valeriansäure-Konzentrationen, konnten die zugehörigen Abbauschritte nicht automatisch identifiziert werden. Die Monod-Parameter dieser Abbauschritte

wurden auf Grundlage der Gesamtmassenbilanz angepasst und besaßen in dem vorliegenden Prozesszustand eine untergeordnete Rolle.

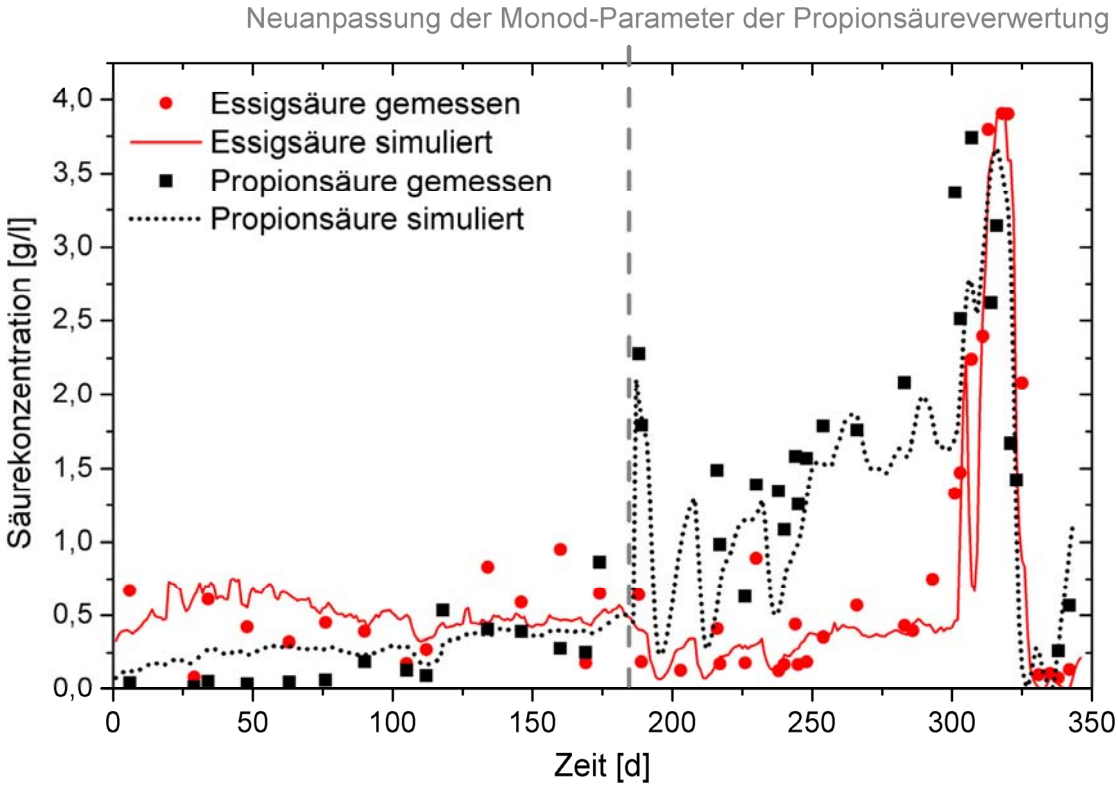


Abbildung 22: Gemessene und simulierte Konzentrationen der Essig- und Propionsäure; Auf Grund der Prozessstörung war eine Neuanpassung der Monod-Parameter zur Propionsäureverwertung nötig

Der Essigsäure-Verlauf konnten mit einem Parametersatz durchgehend mit guter Übereinstimmung simuliert werden. Es zeigte sich weiterhin, dass die Monod-Parameter der Propionsäureverwertung ab dem Beginn der vermuteten Störung durch Spurenelementmangel den Prozesszustand nicht mehr ausreichend abbildeten und neu angepasst werden mussten, da sich der Arbeitspunkt verschob. Da die Neuanpassung der Parameter nur bei der Propionsäure nötig war, ist zu vermuten, dass der Spurenelementmangel in dieser Situation einen größeren Einfluss auf den Prozessschritt der Propionsäurebildung und -verwertung besitzt und weniger auf die Essigsäureverwertung. Es ist allerdings Anzumerken, dass Prozessstörungen wie Spurenelementmangel von keinem Modell (DBFZ-Modell, ADM1 u. a.) vorauszuberechnen sind, da keine Kinetiken in Verbindung mit Messdaten, damit auch keine Modellinputdaten dazu verfügbar sind. Dies verdeutlicht den Bedarf und die Möglichkeiten, durch z.B. durch Kontrolle der Massenbilanz mittels DBFZ-Prozessmodell ein verschieben des Arbeitspunktes frühzeitig zu erkennen und damit beginnende Störungen detektieren zu können. Das heißt, solang keine Störung vorliegt, laufen das Modell und der reale Prozess parallel. Wenn Ergebnisse aus Modell und realem Prozess auseinanderdriften, dann ist eine Störung in der Realität die Ursache. Die

Simulationsergebnisse zeigen damit, dass die gewählten Modellansätze in der Lage sind, reale Biogasanlagen mit guten Ergebnissen nachzurechnen und begleitend zu überwachen.

4 Zusammenfassung und Ausblicke

In der vorliegenden Arbeit wurde das am DBFZ entwickelte nichtlineare Prozessmodell hinsichtlich der Eignung zur statischen und dynamischen Modellierung des Biogasprozesses untersucht. Es wurde ein Überblick über den aktuellen Entwicklungsstand gegeben. Hierfür wurden das betrachtete Modell zur Biogasentstehung und seine Teilmodule erläutert. Weiterhin wurden Beispiele aus Labor und Praxis mit unterschiedlichsten Substratkombinationen aufgeführt. Anhand dieser konnte die Flexibilität des Modells im Hinblick auf eine einfache Anpassbarkeit an unterschiedlichste, in der Praxis vorkommende Prozesszustände (Substratumstellung/Versäuerung; Veränderung der Verweilzeit/Raumbelastung) und Möglichkeiten in der Abbildbarkeit von Störungssituationen aufgezeigt werden. Dabei sind Störungen zu unterscheiden, die im Prozessmodell abgebildet werden können (z.B. Überfütterung, rapide Substratumstellung u. ä.) und Störungen die nicht im Modell in ihrer Gesamtheit modelliert und durch Messungen abgebildet werden können, z.B. Desinfektionsmittel oder Spurenelementmangel. Das Modell kann sie aber identifizieren und nach einer Parameteranpassung auch abbilden.

D.h. es können Störungssituationen detektiert werden, indem das Prozessmodell im Sinne eines Prozessbeobachters parallel zum realen Prozess verwendet wird. Dies ist auch bei Unkenntnis der genauen Störungsursache möglich, wenn die Abweichung zwischen Modellergebnissen und realen Messwerten geeignet interpretiert wird. Diese Störungsursachen können z.B. Prozessstabilität beeinflussende Faktoren sein, wie Spurenelementmangel, Desinfektionsmittel und Antibiotika, die analytisch nicht oder nur schwer nachweisbar sind und damit nicht im Modellinput abgedeckt werden könnten. Die vorangegangenen Simulationsbeispiele zeigten, dass sich bereits zu Beginn von Störungen der Arbeitspunkt (repräsentiert durch die Parameter der Monod-Kinetik) des Prozesses verändert hat. Damit kann eine solide modellgestützte Massenbilanzierung in Verbindung mit der Überwachung der Säurekonzentration, auch ohne Kenntnis der Ursache, dem Anlagenbetreiber wertvolle Hilfestellung in der Störungsdetektierung und damit rechtzeitiges Handeln ermöglichen. Die Ergebnisse zeigen, dass die gewählten Modellansätze mathematisch in der Lage sind, reale Biogasanlagen auch unter diesen Bedingungen mit guten Ergebnissen nachzurechnen, wenn das Modell über eine Neuidentifikation der Parameter angepasst wird. Aus den beschriebenen Beispielen und Störungssituationen wird das unterstützende Potenzial deutlich, welches der Simulation und Modellierung im Bereich der Biogastechnologie zukommt. Der Entwurf eines Beobachtungs- und Regelungssystems des Biogasprozesses ist ein Ziel für welches das vorliegende Modell verwendet werden kann. Eine Möglichkeit der Regelung ist ein Regelungsentwurf mit Hilfe adaptiver Systeme.

Bei der Simulation der Beispiele in der vorliegenden Arbeit wurde eine automatisierte Methode zur Parameterindentifikation eingesetzt. Da die Datengüte und -dynamik der Versuchsdaten in der Praxis oft nicht ausreicht, wurde ein spezielles Anregungsregime entwickelt. Dieses Anregungsregime wurde in einem Beispiel durchgeführt. Die gefundene Lösung des Identifikationsalgorithmus liefert einen für den Prozesszustand gültigen Parametersatz. Die Nachrechnung des Versuches (Kapitel 3.1.1) mittels dieses gefundenen Parametersatzes ergab eine gute Übereinstimmung und erlaubte die erfolgreiche Simulation des Versuches. Damit zeigt sich, dass das Verfahren durchaus geeignet ist anhand von Messdaten die Parameter der *Monod*-Kinetik zu identifizieren. Dabei ist allerdings festzustellen, dass das Grundrauschen der Messmethode zur Fettsäurebestimmung keine bessere Anpassung der Parameter ermöglichte. Die Schwierigkeit besteht in der exakten Identifizierung des lokalen Optimums, d.h. das Verfahren bricht verschiedentlich an dieser Stelle nicht ab, weil die Genauigkeit der Zielfunktion noch nicht erreicht ist. Es fehlt hier ein geeignetes Abbruchkriterium bzw. eine Methode, die den Zusammenhang zwischen Verfahren und Datenqualität beschreibt. Es ist geplant, ein auf das Problemzugeschnittenes Bewertungsverfahren für die Daten zu entwickeln. Für ein möglichst exaktes Ergebnis einer Modellrechnung ist neben der allgemeinen Modellstruktur (Stöchiometrie) und den kinetischen Parametern vor allem die Qualität der Messgrößen von entscheidender Bedeutung. Selbst ein genau kalibriertes Modell ist immer nur so gut wie die Qualität der gemessenen Eingangsgrößen. Vielversprechend sind neue Messverfahren, da auf Grund der kontinuierlich generierten großen Datenmengen, die Konvergenz von statistischem Identifikationsverfahren wie dem Maximum-Likelihood-Verfahrens, verbessert werden kann.

Anhand der Beispiele konnte veranschaulicht werden, dass der Kompromiss aus

- relativ einfacher Parametrierung bzw. Identifizierbarkeit des Modells und
- genauen Simulationsergebnissen mit einer hohen Prognosefähigkeit

im vorliegenden DBFZ-Prozessmodell realisiert wurde und das Potenzial besteht, in der Praxis prozessbegleitend eingesetzt zu werden.

5 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: vereinfachtes Blockschaltbild der DBFZ-Modellumgebung mit dem Datenmanagement und der Parameteridentifikation 40

Abbildung 2: Schematische Darstellung des Programmablaufes (Stöch.-Gl. I bis IIX in Tabelle A-1) .. 41

Abbildung 3: Struktur des stöchiometrischen Basismodells 42

Abbildung 4: Pufferkapazität der verschiedenen Puffer in Abhängigkeit vom pH-Wert 46

Abbildung 5: Blockschaltbild des für die Parameteridentifikation zu Verfügung stehenden Systemaufbaues 50

Abbildung 6: Schematische Darstellung der Bestimmung des Δ_{Monod} zur Charakterisierung des Säureabbaus limitiert durch die Monod-Kinetik 51

Abbildung 7: beispielhafte Programmfenster in der PDA-Anwendung „DBFZ-Pocketsimulator“: **(1)** Eingabe der Beschickungsparameter und Raten; **(2)** Eingabe der Beschickungsintervalle für die zur Simulation ausgewählten Substrate; **(3)** Eingabe von Substratparametern zur Inputcharakterisierung 52

Abbildung 8: (linkes Bild) Anregungsregime, bestehend aus zwei konträren Peaks zur Prozesscharakterisierung; (rechtes Bild) Identifikation der kinetischen Parameter anhand des simulierten Anregungsregimes 53

Abbildung 9: Beschickungsregime aus Maissilage, Rindergülle und Wasser und resultierende Raumbelastung zur Validierung des Parameteridentifikationsverfahrens; Kennzeichnung des Einsatzes der Rindergülle-Chargen 54

Abbildung 10: Verlauf der Gasproduktion, des pH-Wertes und der Konzentration flüchtiger organischer Säuren in Abhängigkeit der Raumbelastung 55

Abbildung 11: Aus den Messwerten des Fettsäurespektrums und der Hydrolyse/Acidogenese-Endwerte des Modells gebildete Differenzen Δ_{Monod} zur Identifikation der Monod-Parameter 56

Abbildung 12: Identifikation der Parameter anhand von Simulationsdaten (Dadurch ohne Einfluss von Messfehlern und der Abbildbarkeit der Realität durch das Prozessmodell); Durchführung mit konstanten Valeriansäure-parametern auf Grund geringer Sensitivität und Dynamik 57

Abbildung 13: Divergenz der Parameteridentifikation 58

Abbildung 14: Ausschnitt der Identifikation mit lokalem Optimum 59

Abbildung 15: Biogasproduktion gemessen und simuliert mit automatisiert identifiziertem Parametersatz 60

Abbildung 16: Verlauf der gemessenen und simulierten Gasproduktion sowie der Raumbelastung in Abhängigkeit der Versuchsdauer 61

Abbildung 17: Darstellung der gemessenen und simulierten Verläufe der Konzentrationen 61

Abbildung 18: Verlauf der gemessene und simulierten Biogasproduktion, Verweilzeit und Raumbelastung bei der Vergärung von Schlempe aus der Ethanolproduktion 63

Abbildung 19: Verlauf der gemessenen und simulierten Ammoniumstickstoffkonzentration bei der Vergärung von Schlempe aus der Ethanolproduktion 63

Abbildung 20: Vergleich der gemessenen und simulierten elektrischen Leistung bei einer Prozessstörung durch zu schnelle Substratumstellung 65

Abbildung 21: Gesamte Biogasproduktion der BGA, errechnet aus der BHKW-Arbeit und die simulierte Gasproduktion beider Fermenter sowie der Verlauf der Raumbelastung 66

Abbildung 22: Gemessene und simulierte Konzentrationen der Essig- und Propionsäure; Auf Grund der Prozessstörung war eine Neuanpassung der Monod-Parameter zur Propionsäureverwertung nötig 67

6 Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Parametervektor der Monod-Kinetik 45

Tabelle 2-2: Verwendete Konstanten im pH-Modell 47

Tabelle 3-1 Matrix der Startparameter zur Identifikation 57

7 Literaturverzeichnis

[1] Angelidaki, I., Ellegaard, L., Ahring, K.; A Comprehensive Model of Anaerobic Bioconversion of Complex Substrates; Applied Microbiology and Bioengineering; Vol. 63, NO. 3; 1999

[2] Angelidaki, I., Ellegaard, L., Ahring, K.; A Mathematical Model for Dynamic Simulation of Anaerobic Digestion of Complex Substrates: Focusing on Ammonia Inhibition; Biotechnology and Bioengineering; Vol. 42, Pp. 159 - 166; 1993

[3] Batstone, D.J., Keller, J, Angelidaki I., et all; Anaerobic Digestion Model No. 1; IWA Task Group for Mathematical Modeling of Anaerobic Digestion Processes; IWA Publishing 2002

[4] Cimatoribus, C; Dissertation; Simulation and nonlinear control of anaerobic digestion; Universität Stuttgart; 2009

[5] Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V.; Leitfaden Biogas – Von der Gewinnung bis zur Nutzung; Leipzig; 5. übera. Auflage 2011

[6] Fritsche, Barbara; Löhmannsroden, H.- G.; Intelligente Prozesssteuerung für Biogasanlagen auf Basis kontinuierlicher Prozessanalysen; Projektendbericht, Institut für Energetik und Umwelt; 2005

[7] Fritsche, Barbara; Pocketsimulator für Biogasanlagen; Projektendbericht, Institut für Energetik und Umwelt; 2007

[8] Kaltschmitt, M; Hartmann, H.; Hofbauer, H.; Energie aus Biomasse, Techniken und Verfahren; 2. Auflage, Springer Verlag; Berlin, Heidelberg, New York; 2009

[9] Mauky, Eric; Masterarbeit; Erweiterung und Validierung des nichtlinearen Prozessmodell „Biogasanlage“; Hochschule Für Technik Wirtschaft und Kultur Leipzig, 2010

[10] Naumann, Dirk; Diplomarbeit; Entwicklung eines halbempirischen Modells zur Berechnung von pH-Werten unter den Verhältnissen der anaeroben Gärung; Hochschule Für Technik Dresden, 2008

[11] Scholwin Frank, Fritsche Barbara, Liebetrau Jan, André Schreiber; Parameteridentifikation für ein nichtlineares Model zur Biogasgewinnung; biogas science 2009, Erding; 2009

[12] Schreiber, André; Masterarbeit; Entwicklung einer Strategie zur Identifikation von Prozessparametern für ein Simulationsmodell zur Biogasgewinnung; Hochschule Für Technik Wirtschaft und Kultur Leipzig, 2009

[13] Schulze, K.-P.; Rehberg, K.-J.; Entwurf von adaptiven Systemen – Eine Darstellung für Ingenieure; Verlag Technik; Berlin; 1988

[14] Xiuxin, Yin; Zur Identifikation zeitkontinuierlicher nichtlinearer Systeme; VDI-Verlag; Düsseldorf; 1994

8 Anhang 1

Tabelle A-1: Stöchiometrische Gleichungen [6]

Nr.		NH_3	CO_2	H_2O	X	HAc	HPr	$HBut$	$HVal$	CH_4	CO_2	H_2O	H_2S	NH_3
	Hydrolyse/Versäuerung (Acidogenesis)													
I	1 NFE	+ 0,1115			→ 0,1115	+ 0,744	+ 0,5	+ 0,4409			+ 0,691	+ 0,025		
II	1 RF	+ 0,8018	+ 12,2793	+ 25,1273	→ 0,8018	+ 26,0994	+ 0,9418			+ 10,242				
III	1 RP			+ 0,3006	→ 0,017	+ 0,2974	+ 0,029	+ 0,0228	+ 0,0132		+ 0,075		+ 0,001	+ 0,283
IV	1 RFA	+ 0,115			→ 0,1115	+ 0,744	+ 0,5	+ 0,4409			+ 0,691	+ 0,025		
	Essigsäurebildung (Acetogenesis)													
V	1 HPr	+ 0,062		+ 0,314	→ 0,062	+ 0,9345				+ 0,6604	+ 0,161			
VI	1 HBut	+ 0,0653	+ 0,5543	+ 0,8038	→ 0,065	+ 1,8909				+ 0,4452				
VII	1 HVal	+ 0,0653	+ 0,5543	+ 0,8045	→ 0,065	+ 0,891	+ 1			+ 0,4454				
	Methanbildung aus Essigsäure (Aceticlastic step)													
IIX	1 HAc	+ 0,022			→ 0,022					+ 0,945	+ 0,945	+ 0,066		

Nomenklatur:

NFE	Stickstofffreie Extraktstoffe
RF	Rohfett
RP	Rohprotein
RFA	Rohfaser
HAc	Essigsäure
HPr	Propionsäure
HBut	Buttersäure
HVal	Valeriansäure
X	Biomasse

Abscheider für biogene Kleinfeuerungsanlagen

Technologien und Marktübersicht

Tobias Ulbricht
Volker Lenz

Dieser Artikel entstand im Rahmen des Projektes

Wärme aus Holz – Feinstaubemissionen
Brennstoffeinfluss, Nutzer, Feuerungswettbewerb, Sekundärmaßnahmen, Charakterisierung und Toxizität

gefördert durch das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

1 Abgrenzung

1.1 Systematik der Staubabscheider

Für industrielle Anlagen gehören Sekundärmaßnahmen zur Abscheidung partikelförmiger Verunreinigungen in Prozess- und Abgasen seit Jahrzehnten zum Stand der Technik. Systeme zur Abscheidung von partikelförmigen Bestandteilen aus Gasströmen können nach vier Wirkmechanismen unterschieden werden.

Massenkraftabscheider umfassen alle mechanischen Abscheider, bei denen die Trennung von Gasstrom und Partikel durch Schwer-, Trägheits- oder Zentrifugalkräfte erfolgt (Abbildung 1). Diese Abscheiderart ist vorrangig für größere Partikel (aerodynamischer Durchmesser >> 1 µm) geeignet und ist für Kleinfeuerungsanlagen als alleiniger Abscheider nicht geeignet.

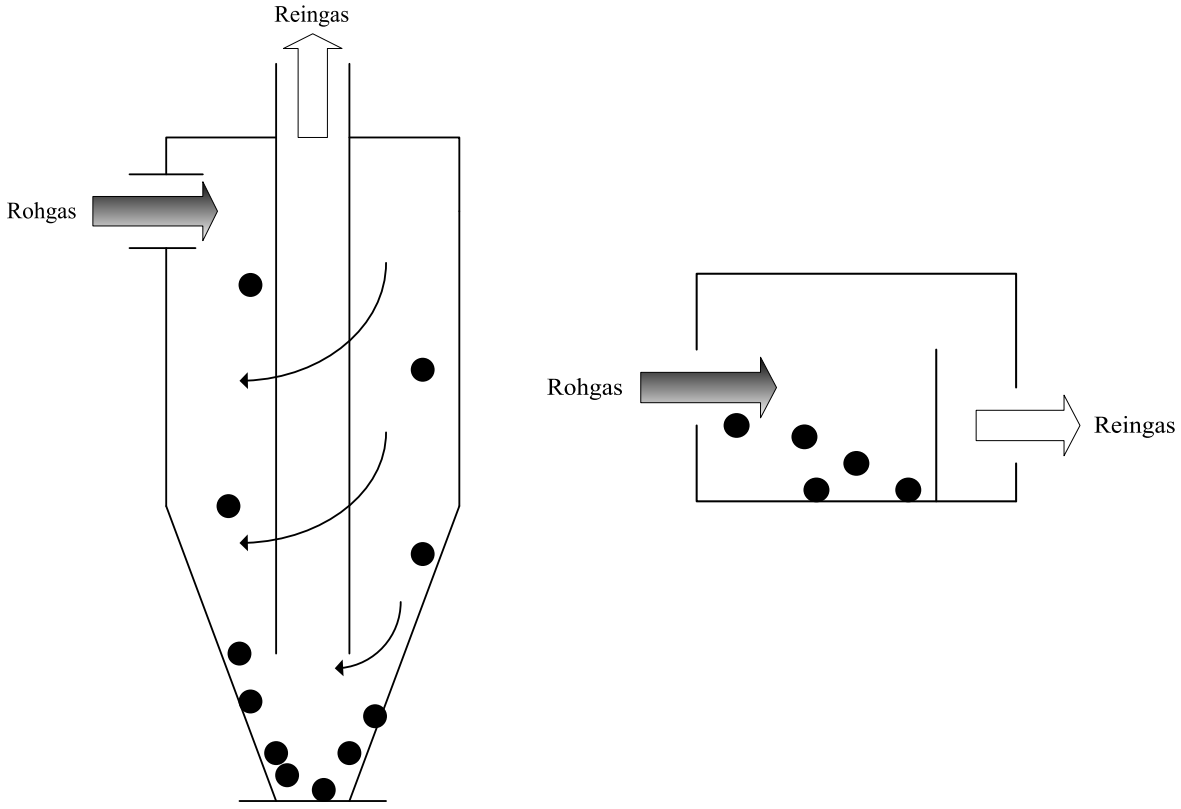


Abbildung 1: Massekraftabscheider (links Zyklon; rechts Schwerkraftabscheider)

Elektrostatische Abscheider erreichen die Separation der Partikel vom Abgas durch Aufladung unter Einwirkung eines elektrischen Gleichspannungs-Feldes und der anschließenden Abscheidung der geladenen Partikel auf einer leitenden Niederschlagsfläche [1]. Neben dem klassischen elektrostatischen Abscheider aus Sprühelektrode und parallel oder konzentrisch angeordneter Abscheideelektrode

(Abbildung 2) wurde insbesondere für Kleinfeuerungsanlage auf Basis des Penney-Prinzips ein neuer Abscheidertyp entwickelt (Abbildung 3). Beim Penney-Prinzip sind Aufladezone und Abscheidezone getrennt und können mit unterschiedlich starken elektrostatischen Feldern und Polaritäten beaufschlagt werden. Bei den neu entwickelten Abscheidern wird auf das zusätzliche Aufbauen eines elektrostatischen Feldes in der Abscheidezone verzichtet.

Grundsätzlich funktionieren beide Ansätze über eine Ionisierung der Gasmoleküle in der Aufladezone. Die ionisierten Gasmoleküle hängen sich dann an die Partikel und laden diese dadurch auf. Bei den klassischen Elektroabscheidern werden die so geladenen Partikel von der gegensätzlich geladenen Abscheideelektrode angezogen. Bei einer Überlastung durch zu hohe Partikelkonzentrationen entstehen leitfähige Brücken von Partikel zu Partikel mit Spannungsüberschlägen. Dadurch bricht zum einen kurzfristig das elektrostatische Feld zusammen und zum anderen kommt es teilweise zur Entladung der Partikel (a). Dem wird bei den neuartigen Abscheidern durch die Trennung von Aufladezone und Abscheidezone entgegengewirkt. Der Preis dafür ist, dass bei hohen Staubbeladungen nicht alle Teilchen ausreichend aufgeladen und somit auch nicht abgeschieden werden. Durch das fehlende Feld in der Abscheidezone ist die Wanderungsgeschwindigkeit der Partikel in Richtung Abscheideelektrode tendenziell geringer.

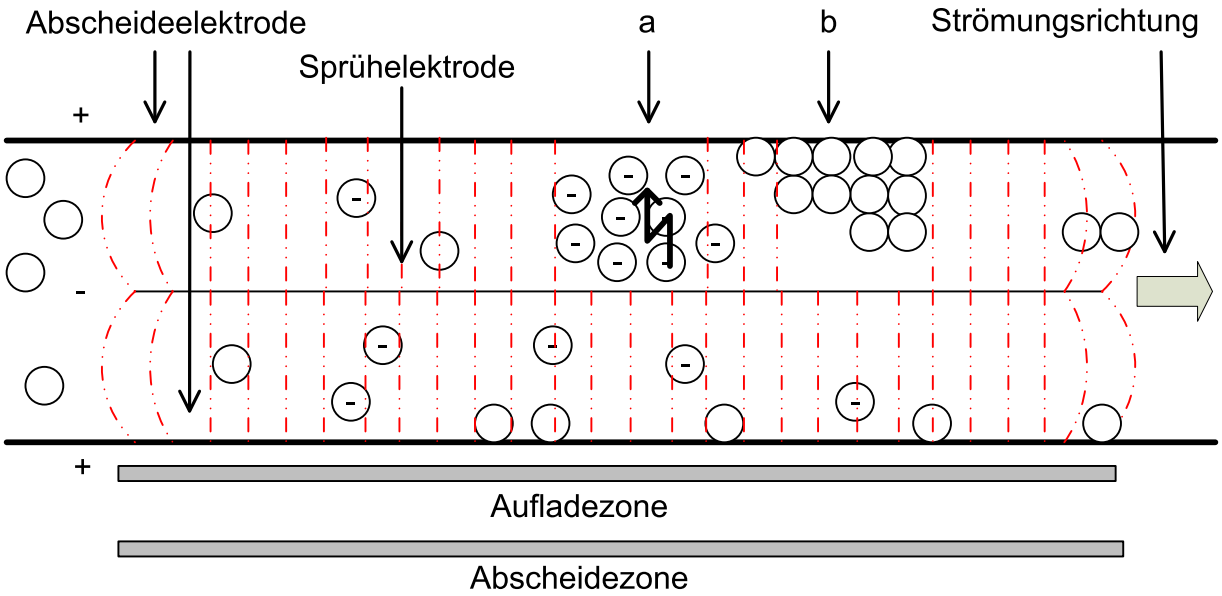


Abbildung 2: klassischer elektrostatischer Abscheider

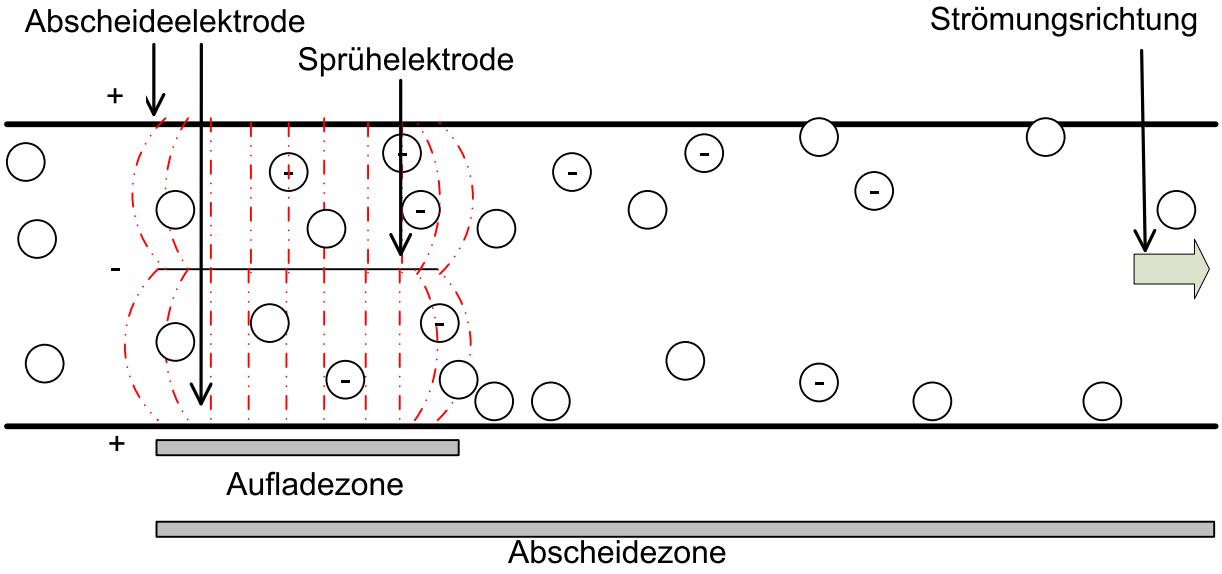


Abbildung 3: neuartiger elektrostatischer Abscheider

Generell kann bei unzureichender Abreinigung und schlecht leitfähigen Stäuben sich auf der Oberfläche der Abscheideelektrode eine isolierende aufgeladene Staubschicht bilden. Dadurch wird das elektrische Feld verringert und Spannungsüberschläge innerhalb der Staubschicht werden wahrscheinlicher (Rücksprühen), welche schon abgeschiedene Stäube und insbesondere Teere wieder in den Abgasstrom zurückwerfen (Beispiel b). Bei sehr leitfähigen Stäuben (Kohlenstoff) kann es durch eine sehr schnelle Entladung der Partikel an der Abscheideelektrode dazu kommen, dass der Feinstaub abprallt und vom Gasstrom mitgerissen wird.

Filternde Abscheider bestehen für Anwendungen in heißen Gasströmen aus hitzebeständigen Metall- oder speziellen Stoffgeweben oder aus Schüttungen oder Sinterkörpern hitzebeständiger Materialien. Die Partikelabscheidung bei filternden Abscheidern beruht auf verschiedenen Mechanismen (Abbildung 4). Für die gröberen Staubpartikel mit einem mittleren Durchmesser > 1 µm ist der maßgeblich verantwortliche Abscheidemechanismus der Trägheitseffekt. Vor allem bei hohen Anströmgeschwindigkeiten folgen diese Partikel nicht den Stromlinien des Gases, sondern gelangen infolge ihrer Trägheit an die Oberfläche der Faser an der die Partikel aufgrund von Haftkräften gebunden werden können. Zusätzlich erfolgt eine Abscheidung von Partikeln durch den Sperreffekt. Hierbei folgen die Partikel der Stromlinienbahn des Gases trägheitslos und treten allein aufgrund ihrer geometrischen Form mit der Faser in Berührung. Bei feineren Partikeln mit einem mittleren Teilchendurchmesser < 1 µm erfolgt der Kontakt zwischen Faser und Partikel hauptsächlich durch die Brownschen Molekularbewegung. Eine zusätzliche Abscheidung, vor allem feiner Partikel, erfolgt aufgrund

elektrostatischer Kräfte, die durch einen gezielt aufgebrachten oder indirekt entstandenen Ladungsunterschied zwischen Partikel und Faser entstehen.

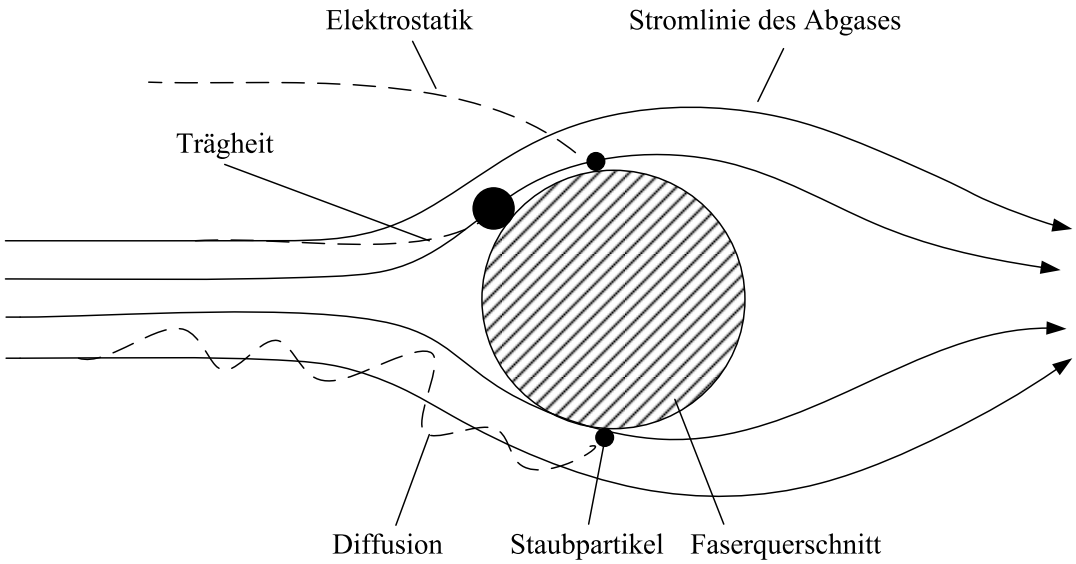


Abbildung 4: Prinzipien der filternden Abscheidung

Nassabscheider beruhen auf dem Prinzip, die im Abgasstrom verteilten Partikel mit einer Waschflüssigkeit in Kontakt zu bringen, um die Partikel darin zu binden und teilweise zu lösen. Das auf diese Weise entstehende Partikel-Flüssigkeitsgemisch wird vom Gasstrom getrennt und abgeschieden. Anschließend erfolgt eine Aufbereitung der beladenen Waschflüssigkeit. In vielen Fällen müssen nachgeschaltete Tropfenabscheider die Waschflüssigkeit aus dem Abgasstrom entfernen. In Abhängigkeit der eingesetzten Waschflüssigkeit können auch gasförmige Emissionen vermindert werden. Eine Sonderform sind Abgaskondensationsanlagen, bei denen durch eine Taupunktunterschreitung Kondensat im Abgas gebildet wird, wobei als Kondensationskeime die vorhandenen Partikel genutzt werden. Die so vergrößerten Partikel lassen sich anschließend durch Massenkräfte abscheiden.

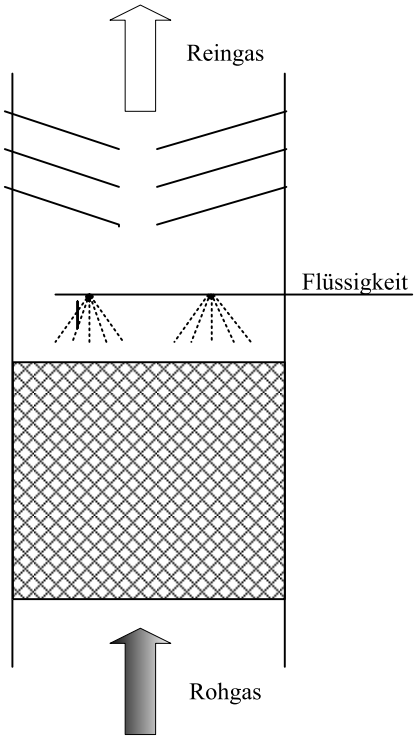


Abbildung 5: Abgaswäscher

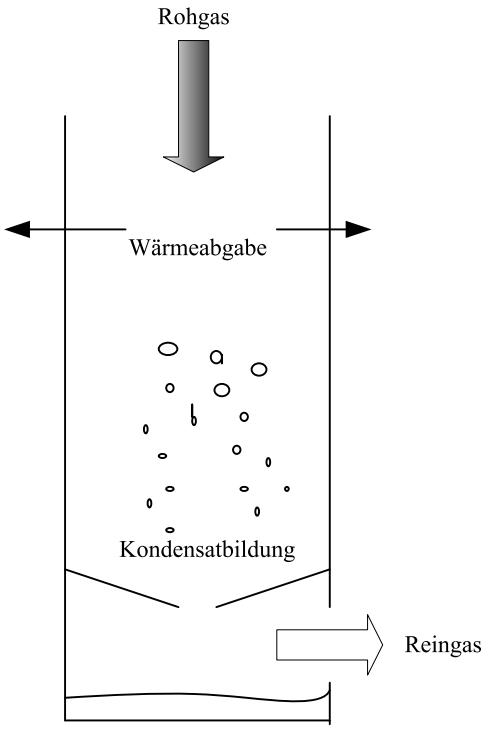


Abbildung 6: Abgaskondensator

Kombinationsverfahren. Erfolgversprechend sind auch Kombinationen mehrerer Verfahren. So können beispielsweise Massenkraftabscheider als Vorabscheider eingesetzt werden, um die nachfolgende Reinigungsstufe zu entlasten.

Katalysatoren bilden eine eigene Gruppe der Abgasnachbehandlungsverfahren. Im Unterschied zu den Staubabscheidern, die Feststoffe aus dem Gasstrom entfernen, zielen Katalysatoren auf die Umsetzung von gasförmigen Abgasbestandteilen ab. Viele Katalysatoren wirken darüber hinaus wie filternde Abscheider, deren Abreinigung von brennbaren Stäuben bei ausreichend hohen Temperaturen katalytisch unterstützt wird. Ihr Einfluss auf gasförmige Emissionen, welche zu einem späteren Zeitpunkt auch zum Partikelwachstum beitragen könnten, bleibt bei dieser Betrachtung unberücksichtigt. Da in der Literatur auch hinsichtlich der reinen Partikelabscheidung eine Unterscheidung zwischen filternden Abscheider und Katalysator üblich ist, soll diese auch in dieser Veröffentlichung Anwendung finden.

Die Prinzipien dieser Abscheideverfahren sollen an dieser Stelle nicht weiter besprochen werden und sind Bestandteil eigener Veröffentlichungen.

1.2 Bewertung von Staubabscheidern

Für die Bewertung von Staubabscheidern existiert weder auf nationaler noch auf europäischer Ebene ein abgestimmtes Verfahren. In der Schweiz wird eine Bewertung aufgrund der Partikelanzahl im Roh- und Reingas vorgenommen [2], welches jedoch nicht unumstritten ist [3]. In Abhängigkeit von den Staubeigenschaften können der gravimetrisch Abscheidegrad und der anzahlbezogene Abscheidegrad erheblich voneinander abweichen [4]. Für die messtechnische Bewertung wird in Deutschland derzeit eine DIN-Norm vorbereitet.

Da ohne Kenntnis des Messverfahrens, des Messaufbaus und der Randbedingungen (Abgasvolumenstrom, Staubzusammensetzung, Staubbeladung des Rohgases u. a.) eine Interpretation des Abscheidegrades nicht möglich ist, wird im Rahmen dieser Veröffentlichung auf die Angabe dieses Zahlenwertes verzichtet. Wenn verbale Aussagen zum Abscheidegrad gemacht werden, beziehen sich diese auf die Interpretation des Autors der zugrundeliegenden Quelle. Im Anhang sind die vom Hersteller angegebenen Werte ohne Gewähr als erster Anhalt aufgeführt.

1.3 Abscheider für Biomassekleinfeuerungsanlagen

Bis Ende der 1990er Jahre spielten Staubabscheider für Kleinfeuerungsanlagen mit einer Feuerungsleistung unter 1 MW keine Rolle. Entstaubungstechnik wurde fast ausschließlich in der Industrie- und Kraftwerkstechnik sowie im Handwerk (Staubabscheider in der Holzverarbeitung) eingesetzt.

Im Zuge der Diskussion um die Gefahren von Feinstaub und dessen Minderungspotenzial in den 2000er Jahren gerieten auch Kleinfeuerungsanlagen im Allgemeinen und Biomassefeuerungen im Besondern in den Fokus der Öffentlichkeit. Im Zuge dieser zum Teil sehr kontrovers geführten Diskussionen wurde im März 2010 die 1. Verordnung zum Bundesemissionsschutzgesetz (1. BImSchV) novelliert und bezüglich der Staubemissionsgrenzwerte deutlich verschärft [5].

Bereits im Zuge der Diskussionen um die Grenzwerte wurden verschiedene Ansätze für Maßnahmen zur Emissionsminderung erarbeitet. Dabei zeichneten sich zwei unterschiedliche Wege ab. Der von vielen Feuerungsherstellern favorisierte Weg ist die Optimierung der Feuerung durch eine Weiterentwicklung der Brennraumgeometrie, der Luftzuführung und der Regelung. [6]. Eine andere Möglichkeit ist das Abscheiden der Partikel nach der Feuerung. Hierbei wurde meist auf Erfahrungen im Großanlagenbereich zurückgegriffen bzw. diese übernommen. Systematische Untersuchungen zu Abscheidern an Biomassekleinfeuerungsanlagen und darauf aufbauende Entwicklungen sind selten.

Im Folgenden soll der Stand der Staubabscheider für Biomassekleinfeuerungen (schwerpunktmäßig bis 50 kW Feuerungsleistung) dargestellt und die Entwicklungen skizziert werden. Dabei werden auch die Produkte aufgenommen, welche in früheren Veröffentlichungen als Möglichkeit zur Emissionsminderung aufgeführt wurden, jedoch vom Hersteller nicht für diesen Zweck vorgesehen sind. Diese sind gesondert gekennzeichnet.

2 Entwicklungen für Feuerungsleistungen < 50 kW

2.1 Einteilung

Der Bereich der kleinen und mittleren Feuerungsanlagen erstreckt sich nach 1. BImSchV [5] zwischen 4 und 500 kW Feuerungsleistung über einen weiten Bereich. Im unteren Leistungsbereich sind Feuerungen für den Privathaushalt (Kaminöfen, Heizkessel) angesiedelt, während im oberen Bereich Feuerungen für Gewerbeimmobilien und öffentliche Einrichtungen zu finden sind. Zwar eignen sich Staubabscheider meist für einen größeren Leistungsbereich, jedoch kann mit einer Bauart nicht der gesamte Bereich sinnvoll abgedeckt werden. Aus diesem Grund zielen einige Entwicklungen auf den Privathaushalt mit Feuerungsleistungen weit unter 50 kW und Einzelraumfeuerungen ab, während andere den Markt um 100 kW Feuerungsleistung erschließen möchten. Im Übergangsbereich können mehrere parallel betriebene Abscheider für kleine Feuerungsleistungen oder die kleinsten Baugrößen der Baureihen größerer Abscheider eingesetzt werden.

Grundlage dieser Veröffentlichungen bilden Berichte öffentlicher Forschungsprojekte, Veröffentlichungen über Abscheideruntersuchungen und Firmenangaben. Bei Systemen, bei denen nur Firmenangaben vorhanden sind, können in der Regel die wenigsten konkreten Informationen gegeben werden.

2.2 Filternde Abscheider

ALPHA-Filter

Der von der Firma Herding AG Filtertechnik entwickelte und vertriebene Filter wurde 2008 im Rahmen eines Projektes zur Weiterentwicklung von Kleinfeuerungsanlagen für Getreide und Stroh an einer Kleinfeuerungsanlage (ca. 50 kW) getestet [7]. Um das festgestellte Zusetzen des Filters mit kondensierbaren Abgasbestandteilen zu verhindern, wurde ein Beschichtungsverfahren mit Trassmehl eingesetzt. Dadurch lagerten sich die kondensierbaren Bestandteile in der ablösbaren Beschichtung und nicht in der Filterkerze ab. Nach der periodischen Abreinigung durch Druckstöße wird erneut der Precoat durch Zudosierung in den Rohgasstrom aufgetragen. Weitere Untersuchungen wurden an einer 30 kW Feuerung vorgenommen [8], wobei das Projektziel, ein Reingasstaubgehalt von 20 mg/Nm³ weit

unterschritten wurde. Der Herding® ALPHA –Filter wird nach Kundenwunsch für Verbrennungs- und Vergasungsanlagen ab 30 kW angeboten [9].

ATZ - Schüttschichtfilter

Auf der Suche nach einem kostengünstigen Abscheider für Kleinfeuerungsanlagen entwickelte das ATZ Entwicklungszentrum 2008 einen Schüttschichtfilter [8]. Auf einem Gitterrost wurden Schichten aus Quarzkies (Körnung 5,6 bis 8,0 mm) bzw. Basaltsplit (Körnung 2,0 bis 5,0 mm) aufgebracht, in welchen der Staub angelagert werden sollte. Für den Einsatz an Agrarbrennstofffeuerungen ist der Filter aufgrund seiner begrenzten Leistungsfähigkeit nur bedingt einsetzbar. Eine Fortführung der Entwicklung ist nicht bekannt.

High-flux Mikrosiebfiltration Fraunhofer UMSICHT

Das Fraunhofer UMSICHT arbeitet seit 2008 / 2009 an der Entwicklung eines Filters aus Mikrosiebfolien (Abbildung 7). Mikrosiebe zeichnen sich durch eine homogene Porengeometrie mit Isoporen zwischen ca. 1 und 30 µm aus. Für die Feinentstaubung von Holzfeuerungsanlagen wurden Porendurchmesser zwischen 15 und 20 µm als ideal ermittelt.[10]. Ein Mikrosiebfilter könnte einzeln oder in Kombination mit einem Wäscher auf Ölbasis an Feuerungen zwischen 30 und 500 kW eingesetzt werden [11]. Der Filter erbrachte hohe Abscheidegerade. Derzeit werden die Abreinigungsstrategie sowie die Langzeitstabilität untersucht.
Der Abscheider ist derzeit nicht auf dem Markt verfügbar.

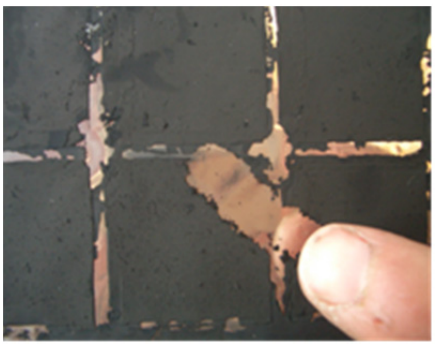


Abbildung 7: Mikrosiebfilter [UMSICHT]

KERA-Top

Auf der ISH 2011 hat Schräder Abgastechnologie dem Abscheider KERA-Top vorgestellt. Es handelt sich um ein keramisches Filterelement, welches mittels eines Heißluftgebläses abgereinigt wird. Eine Sprühelektrode lädt die Staubpartikel vor dem Filterelement auf, so dass sich die Abscheidewirkung verbessert. Durch eine intelligente Luftführung wird sichergestellt, dass auch beim Verblocken des Filterelementes die Abgase abgeleitet werden [12]. Der Abscheider wird derzeit nicht angeboten.

Lamellenfilter

MAHLE Filtersysteme entwickelt in Zusammenarbeit mit der Hochschule Heilbronn einen Lamellenfilter zum Einsatz nach Scheitholzöfen mit einer Leistung < 15 kW. Dieser besteht aus Bürsten bzw. Lamellen, welche durch Rütteln abgereinigt werden können. Dieser Abscheider befindet sich in der Entwicklung und wurde 2011 erstmals vorgestellt [13]. Der Abscheider ist nicht kommerziell erhältlich.

Offener Lamellenfilter

Ausgehend von der Beobachtung, dass sich im Abgasrohr sehr schnell Partikel an allen Oberflächen absetzen, wurde von Kliewe und dem ÖkoMetrie-Institut im Zeitraum 2007/2008 das Konzept des offenen Lamellenfilters entwickelt. Es handelt sich um mehrere Lamellen aus Drahtgaze, welche im Strömungsweg des Abgases eingebracht wurden (Abbildung 8). Untersucht wurde die Entwicklung an einer 40 kW-Feuerung. Lag das Drahtgitter quer zur Strömungsrichtung des Abgases, baute sich schnell an den ersten Lamellen ein Filterkuchen auf und der Abscheidegrad stieg an. Trotzdem erreichte der Abscheider nur niedrige Staubabscheidegrade. Die Abreinigung erfolgte durch Ausbau und dem Abschütteln des Filters über einem passenden Abfallbehälter [14], [15]. Eine weiter wirtschaftliche Verwertung ist nicht bekannt.

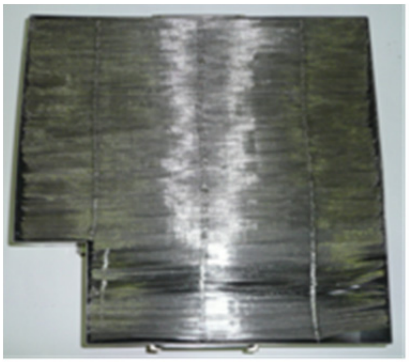


Abbildung 8: Offener Lamellenfilter [Kliewe]

Schaumkeramikfilter Fraunhofer IKTS / ECOplus HARK

Im Rahmen eines strategischen Eigenforschungsprojektes wurde auf Schaumkeramikbasis ein Filterelement hergestellt und 2004 erfolgreich getestet. Diese Entwicklung wurde 2005 im Auftrag der Firma Schiedl in eine Abgasanlage eingebaut und ebenfalls erfolgreich getestet. Bei diesem Aggregat erfolgte die thermische Regenerierung zum Rußabbrand mit elektrischer Hilfsenergie [16].

In einem 2009 beendeten Projekt wurden die topfförmigen Filterelemente in das Verbindungsstück zwischen Feuerung und Kamin eingesetzt. Es wurden verschiedene Filterbauformen und Porengrößen untersucht. Die Untersuchungen verliefen erfolgreich. Es handelt sich jedoch nur um ein Filterelement ohne Einhausung und Peripherie.

Die Firma HARK GmbH & Co. KG Kamin und Kachelofenbau setzt diese Schaumkeramikplatten in den ECOplus-Kaminöfen erfolgreich ein (Abbildung 9) [17]. Die Schaumkeramikplatte wird anstelle der Rauchumlenkplatte über den Feuerraum gesetzt. Da durch den Einbau die Strömungsbedingungen im Feuerraum beeinflusst wurden, erfolgte auch eine Überarbeitung der Feuerraumgeometrie sowie der Einbau eines Anheiztautomaten.

Abbildung 9: Keramikfilter [HARK]

In nächster Zeit soll die Keramik katalytisch beschichtet werden, um auch Kohlenstoffmonoxid und Kohlenwasserstoffverbindungen aus dem Abgas abbauen zu können [18]. Mit über 20.000 verkauften Feuerstätten dieser Technologie ist der Schaumkeramikfilter in Europa die verbreitetste Abscheiderlösung [18].

Abbildung 10: AL-Top [Schaeder]

Schaumkeramik-Umlenkplatte RMB Heiztechnik

In einem Projektbericht [16] wird auf eine Werbebroschüre hingewiesen, in welcher ein Warmluftofen mit poröser Schaumkeramik-Umlenkplatte zur Abgasreinigung beworben wird. Die Firma aus Bachenbülach / Schweiz wurde im Juli 2004 wegen Konkurs aus dem Handelsregister gelöscht.

2.3 Elektrostatische Abscheider

Airbox

Die Grundlage bildete eine Entwicklung aus dem Jahr 2004 der EMPA, aus welcher auch der Zumikr®n hervorging. Durch die Nutzung der Wärmetauscherflächen als Abscheideelektrode kann der Abscheider besser integriert werden. Ferner entfallen bestimmte Anforderungen bezüglich des Materials und Länge an die Abgasanlage. Als vorteilhaft wird gesehen, dass sich Partikelabscheidung und Wärmerückgewinnung aus dem Abgas kombinieren lassen [30]. Die Entwicklung der Airbox der Firma Spartherm Feuerungstechnik GmbH wurde von der FNR zwischen April 2007 und Oktober 2007 gefördert [31]. Neben einem Abscheider mit wasserdurchströmten Wärmetauscher wurde auch ein Abscheider ohne Wärmetauscher entwickelt. Dieses Modul wurde im Technikum des dänischen Institutes FORCE Technology getestet [27]. Die Abreinigung der Abscheideelektrode erfolgt manuell über eine Reinigungstür von der Vorderseite des Abscheiders. Die Airbox ist auf dem deutschen Markt verfügbar.

AL-Top

Die Lizenz für den an der Fachhochschule Gelsenkirchen entwickelten Abscheider wurde 2009 an die Firma Schräder, Kamen verkauft. Dort wird er unter dem Handelsnahmen AL-Top vertrieben und weiterentwickelt (Abbildung 10). Im Rahmen von Technikumsuntersuchungen wurden der AL-Top am DBFZ untersucht [32]. Der Abscheider wurde an verschiedenen Feuerungen mit holzartigen- und nichtholzartigen Brennstoffen getestet. In der Schweiz wird er von ÖkoSolve unter dem Namen OekoAlTop vertrieben [33]. Der Al-Top ist auf dem deutschen Markt erhältlich.

CAROLA

Das Karlsruhe Institut of Technologie KIT stellte 2009 den elektrostatischen Abscheider CAROLA vor [34]. Das KIT hat sich spätestens seit 2005 mit der Entwicklung von Partikelabscheidern für Kleinfeuerungsanlagen beschäftigt. Im Rahmen eines Technikumsversuchs wurde die Wirksamkeit des Abscheiders auch am DBFZ nachgewiesen [32]. Der Abscheider CAROLA ist nicht verfügbar. Weiterentwicklungen sind angekündigt [35].

CLEANAIR / R ESP (APP)

Im Rahmen eines Europäischen Projektes entwickelten von 2002 bis 2004 ein Konsortium unter Führung des National Institute of Technology in Norwegen einen elektrostatischen Abscheider. Dieser besteht aus mehreren parallel geschalteten röhrenartigen Abscheideelektroden und wird auf den Schornsteinkopf installiert [36], [37]. Der Partner Applied Plasma Physics (APP) entwickelte dieses Produkt als $R_{esidentail}$ ESP weiter [38]. Im Rahmen von Feldtests wurde der Abscheider in Bayern getestet [39].

Drahtelektrofilter System Schiedel

In einem Patent von 2009 meldet die Firma Schiedel AG Ansprüche für einen Elektroabscheider an, welcher aus einem im Edelstahlschornstein gespanntem Draht als Sprühelektrode besteht [40]. Die Abscheidung erfolgt an der Schornsteininnenseite. Dieser Abscheider wurde an einer 50 kW Heupelletsfeuerung getestet [41]. Der Abscheider ist derzeit nicht auf dem Markt verfügbar.

Elektroabscheider

Die Robert Bosch GmbH stellte zum Fachgespräch „Partikelabscheider für häusliche Feuerungen“ 2010 einen elektrostatischen Abscheider vor. Dieser verfügt über eine bimetallbetriebene Abreinigungseinheit. Die ersten Untersuchungen an einem Kaminofen brachten gute Ergebnisse [42]. Das Gerät ist derzeit nicht auf dem Markt verfügbar.

Elektrofilter ILK / Kiefel

Das Institut für Luft- und Kältetechnik Dresden entwickelte 2007 / 2008 zusammen mit Kiefel Geräte- und Metallbau zwei Abscheider-Prototypen für Kleinfeuerungsanlagen [43], [44]. Der erste elektrostatische Abscheider war ein Röhrenabscheider welcher im Projektverlauf mit einer Luft-Elektrodenspühlung nachgerüstet wurde. Der zweite Elektrofilter war ein bodenstehendes Gerät mit einer vertikal angeordneten Schüttschicht als Abscheideelektrode. Beide Verfahren lieferten gute Abscheidegrade. Probleme gab es hinsichtlich der Abreinigung welche regelmäßig manuell durch der Nutzer zu erfolgen hatte. Bei einer möglichen Fortführung dieses Projektes sollte dieser Punkt speziell untersucht werden. Eine wirtschaftliche Verwertung dieser Untersuchungen ist nicht bekannt.

Feinstaubkiller

Unter dem Namen Feinstaubkiller bietet die TH Alternativ-Energie GmbH eine Serie von elektrostatischen Abscheidern an. Diese können sowohl direkt nach der Feuerung wie auch im Schornstein eingesetzt werden (Abbildung 11 und Abbildung 12). Einige Modelle verfügen über eine permanente Abreinigung (Nasselektroabscheider) [45]. Die Abscheider sind verfügbar.

Mini-E-Filter

Die G&M E-Filter GmbH vertreibt einen elektrostatischen Filter in der Leistungsgröße 5 kW bis 40 kW. Die größten Baureihen sind für Feuerungsleistungen bis 1,2 MW geeignet. Es handelt sich hierbei um einen elektrostatischen Rohrabscheider, deren Abscheideelektroden mit einem Abstreifer abgereinigt werden [46]. Ein Teil der Fertigung erfolgt bei R&R-Technik, Bad Lobenstein. Dieser Filtertyp wurde an Holzfeuerungsanlagen zwischen 150 kW und 900 kW erfolgreich getestet [47]. Das Gerät ist kommerziell verfügbar (Abbildung 13).

Abbildung 11: KFK NH 200
[TH Alternativ-Energie]

Abbildung 12: KFK Mini-Box
[TH Alternatic-Energie]

Abbildung 13: Mini-E-Filter
[G&M E-Filter]

Multiple-Tube Electrostatic Trap

In diesem 2009 in Bangkok vorgestelltem Projekt wurde ein elektrostatischer Abscheider für Biomassefeuerungen ausgelegt, gebaut und vermessen. Federführend war das College of Integral Science and Technology der Rajamangala University of Technology Lana. Mit dieser im Vergleich zur Kraftwerkstechnik einfachen Konstruktion wurden nennenswerte Abscheidegrade erreicht [48]. Auf dieser Forschungsarbeit aufbauende Produkte sind in Europa nicht bekannt.

Ökotherm® Plattenelektrofilter

2004 stellte die FH Amberg ein Konzept für einen kleinen Elektrofilter für Biomassefeuerungen vor, welches mit einem Industrieunternehmen zusammen entwickelt wurde. Dieser Abscheider sollte besonders für Agrarbrennstoffe geeignet sein [49]. Auf Basis dieses, mit den Projektpartnern ATZ Entwicklungszentrum, SLU Schweden und FH Amberg-Weiden entwickelten Gerätes wird von A.P. Bioenergietechnik ein serienreifes Produkt entwickelt. Nach Herstelleraussage ist die Markteinführung in Vorbereitung [50].

OekoTube / FUTUREfine

Der elektrostatische Abscheider der Firma OekoSolve AG ist für Kleinfeuerungen bis 40 kW geeignet. Er wird auf den Schornsteinkopf aufgesetzt und durch den Schornsteinfeger abgereinigt (Abbildung 14) [51]. Erstmals einer breiten Öffentlichkeit vorgestellt wurde das Produkt 2008 [52]. Im Zeitraum von 2009 bis 2011 wurden einige unabhängige Messungen an diesem Gerät ausgeführt [53]. Die Firma Schräder Abgastechnologie vertreibt den Abscheider unter dem Namen FUTUREfine in Deutschland (Abbildung 15) [55]. Der OekoTube wird in der Schweiz in größerer Stückzahl eingesetzt [56]. Nach Herstellerangaben sind etwa 800 Abscheider in Betrieb. Das Gerät ist verfügbar.

Abbildung 14: OekoTube [OekoSolve]

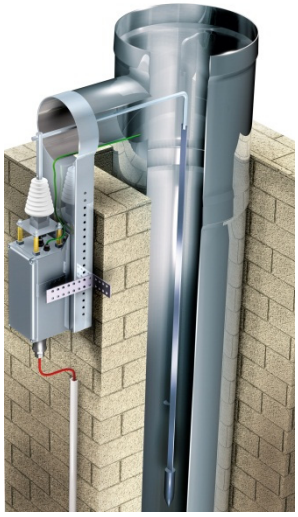


Abbildung 15: FUTUREfine [Schaeder]

OPTIDUST

auf Grundlage der gemeinsamen Abscheiderentwicklung (IZESgGmbH und OTS GmbH) entwickelt das Konsortium - gefördert mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, begleitet durch die FNR unter FKZ 220 007 11 - einen elektrostatischen Abscheider, welcher direkt in die Heißgaszone des Kessels eingesetzt werden kann [54].

Ziel ist ein System für Biomassezentralheizkessel für alternative „Nichtholzbrennstoffe“ wie Miscanthus, Stroh und Energiekorn mit einer thermischen Leistung von bis zu 100 kW. Im Unterschied zu bisher entwickelten, bzw. bestehenden Elektrofiltersystemen für Biomassekleinfeuerungen soll die fortentwickelte Filterkontrolleinheit eine hohe Betriebssicherheit des Abscheiders gewährleisten.

Im Rahmen des Vorhabens sollen modellhaft für die Kessel der Hersteller BIOKOMPAKT und HOVAL entsprechende kompakte Abscheideeinheiten entwickelt, integriert und im Rahmen eines Feldtestes betrieben und getestet werden. Der Abscheider ist noch nicht erhältlich.

REKA-Elektrofilter

Im Rahmen eines Projektes sollte die Leistungsfähigkeit eines Elektroabscheiderprototyp des Herstellers REKA in einem Langzeitversuch überprüft werden [57]. Im Gehäuse des Abscheiders befinden sich gitterförmig angeordnete Sprühelektroden sowie langsam rotierende Metallscheiben als Abscheideelektroden. Die Abscheideelektroden werden an einem Abstreifer vorbeigeführt, so dass angelagerter Staub in die Aschelade fallen soll. Im Jahr 1999 ergaben Prüfstandsversuche durch DJF hohe Staubabscheidegrade. Die Ergebnisse der Messungen 2005 ergaben nur geringe bzw. keine Abscheidegerade. Es wurde festgestellt, dass u. a. durch eine ungünstige Gehäusekonstruktion sehr viel Staub angesammelt und wieder vom Abgas mitgerissen wird. Eine Neukonstruktion durch REKA erfolgte im Rahmen dieses Projektes nicht. Der Abscheider ist derzeit nicht am Markt verfügbar.

RuFF-Kat

Der RuFF-Kat ist ein elektrostatischer Abscheider zur Montage auf dem Schornsteinkopf. Der abgeschiedene Staub fällt in den Schornstein hinein bzw. wird vom Schornsteinfeger entfernt [58]. Entwickelt wurde der RuFFKat 2007/2008 von Buchta und Degeori Mechatronik GmbH und Peter Zeller Kamintechnik [59]. Der Abscheider wird von der RuFF-Kat GmbH vertrieben.

SFF

Die Baureihe SFF wird von der Firma Spanner Re² GmbH hergestellt. Es handelt sich hierbei um einen Röhrenelektrofilter mit automatischer Abreinigung. Derzeit ist der SFF in drei Baugrößen als einzelstehendes Gerät erhältlich. Es wurden auch schon Versuche mit der Integration des Abscheiders in einen Kessel unternommen [60]. In zahlreichen Untersuchungen wurde der Abscheider erfolgreich getestet [32], [39]. Der Abscheider ist verfügbar.

Spider

Bollinger Engineering stellte den Spider 2008 als einen einfachen elektrostatischen Abscheider für Feuerungen bis 70 kW vor. Er wird in Metallschornsteine eingesetzt und nutzt diesen als Abscheideelektrode. Die Sprühelektrode wird periodisch durch einen Schnappmechanismus abgereinigt. Erste erfolgreiche Messungen wurden am Ökozentrum Langenbruck durchgeführt. Seit Januar 2008 findet ein Feldtest statt [61]. In späteren Patentschriften taucht auch BorgWarner BERU Systems GmbH als Anmelder und Erfinder auf [62]. Das Gerät ist derzeit nicht am Markt verfügbar.

TASSU ESP NASU

Der finnische Hersteller Tassu ESP Oy gibt auf seiner Internetpräsenz an, dass ein elektrostatischer Abscheider für Kleinfeuerungsanlagen entwickelt wird. Dieser soll verfügbar sein, bevor die strengeren Staubgrenzwerte gültig werden [63]. Der Abscheider ist noch nicht verfügbar.

TRION Kaminfilter

In einer Veröffentlichung 2007 wird der Kaminfilter TRION des Herstellers TRION Luftfiltersysteme als ein Rohrelektroabscheider für Feuerungen bis 35 kW beschrieben [23]. Er verfügt über ein 1 – 1,5 m lange Sprühelektrode und wird durch den Schornsteinfeger im Rahmen der normalen Schornsteinreinigung abgereinigt (Abbildung 16). Der Filter stand kurz vor der Markteinführung. Derzeit ist der Filter nicht erhältlich.

Abbildung 16: TRION Kaminfilter [InAir]

TRION Turmfilter

INAIR Umwelttechnik GmbH vertreibt einen elektrostatischen Abscheider in vier Baugrößen für Kesselanlagen zwischen 10 kW und 150 kW Feuerungsleistung. Von diesem System sind zwei Bauformen erhältlich, zum einen ein stehender Röhrenelektrofilter sowie ein liegender Röhrenelektrofilter. Unter dem Handelsnahmen TRION sind weitere Abscheider für größere Feuerungsleistungen erhältlich [64], [65]. Die Geräte sind kommerziell verfügbar.

Zumikr®n

Ausgangspunkt des Zumikron ist offensichtlich eine Untersuchung von Schmatloch und Rauch im Jahr 2004 [66] [67]. Es wird festgestellt, dass konventionelle elektrostatische Abscheider für den Einsatz an Kleinfeuerungsanlagen zu kompliziert und teuer sind. Aus diesem Grund wird ein einfacherer Aufbau vorgeschlagen, bei dem eine Sprühelektrode mit luftgespühltem Isolator in die Abgasleitung eingesetzt wird und das Abgasrohr als Abscheideelektrode genutzt wird. Dieser von der EMPA (Eidg. Materialprüfungs- u. Forschungsanstalt) entwickelter Abscheider wurde in einem im Februar 2006 initiierten Projekt im Rahmen von Felduntersuchungen getestet [68]. Im selben Jahr wird dieser Abscheider im Rahmen von Messungen am Ökozentrum Langenbruck als neuartiger Elektro-Partikelabscheider der Firma Rüegg Cheminée AG bezeichnet [69][70]. Da keine Messvorschriften für Abscheider für Kleinfeuerungsanlagen verfügbar sind, wurde am Beispiel des Zumikron in der Schweiz ein Messverfahren für die Zulassung entwickelt [2], [71]. Im Rahmen von mehreren Untersuchungen wurde der Abscheider sowohl in Feldversuchen (Kaminöfen, Kachelöfen und Herde) als auch an

Prüfständen (Kaminofen, Pelletsfeuerung, Agrarbrennstofffeuerung) getestet [27], [32], [39]. Dieser Abscheider wird in Deutschland von der Firma Kutzner & Weber angeboten. Seit Frühjahr 2011 besitzt dieses Gerät die allgemeine bauaufsichtliche Zulassung für die Bundesrepublik Deutschland.

2.4 Wäscher / Nassabscheider

Aufgeführt werden nur Produkte, welche vom Hersteller zur Staubabscheidung vorgesehen sind, oder in der Vergangenheit in entsprechenden Publikationen als Staubabscheider aufgeführt wurden. Ansonsten ist der Übergang zwischen Abgaskondensatoren und Heizwassereinsätzen fließend.

BOMAT Profitherm

Der Hersteller Bomat Heiztechnik GmbH bietet unter dem Namen Profitherm eine Serie von Abgaswärmetauschern für Feuerungsleistungen zwischen 40 kW und 2,2 MW an [73]. Das Einsatzgebiet erstreckt sich auf Gas- und Ölheizungen. Nach einigen kleinen Modifikationen ist auch ein Einsatz an Festbrennstofffeuerungen möglich [74]. Seit 2008 beschäftigt sich das Unternehmen mit der Entwicklung eines Wärmetauschers für Biomassefeuerungen [75]. Auf eine Verwendung des Aggregates zur Staubabscheidung wird nicht hingewiesen.

Brennwertwäscher TU Dresden

Aufbauend auf Erfahrungen aus der Kraftwerkstechnik entwickelte die TU Dresden einen Wäscher zur Abgasreinigung und simultanen Brennwertnutzung für Feuerungen bis 40 kW (Abbildung 17). Erste Untersuchungen an einer Pelletsfeuerung betätigten die Einsetzbarkeit für größere Partikel. Zu Verbesserung der Abscheideleistung für Partikel unter 2,5 µm sind weitere Untersuchungen notwendig [76]. Es sind keine weiteren Entwicklungsschritte bekannt.

Abbildung 17: Brennwertwäscher [TU Dresden]

DIABON® Ecomizer

SGL stellt einen Abgaswärmetauscher her, welche dem Ökocarbonizer von Bschor GmbH zumindest sehr ähnlich ist. Verfügbar sind Baugrößen für Feuerungsleistungen zwischen 33 kW und 1 MW [77]. An einer 50 kW Hackschnitzelfeuerung konnte der Ecomizer signifikante Abscheidegerade erreichen, wobei diese unterhalb der Abscheidegrade eines elektrostatischen Abscheiders lagen [72], [78]. Der Ecomizer ist verfügbar.

FERRO Abgaswärmetauscher

Der Feuerungshersteller Ferro Wärmetechnik bietet für seine Feuerungsanlagen auch einen Abgaswärmetauscher mit Neutralisationsbox an. Der kleinste Kessel, welcher mit dem Abgaskondensator ausgerüstet werden kann, hat eine Feuerungsleistung von 4 kW bis 14 kW [79]. Der Abgaswärmetauscher ist als Option verfügbar.

HydroCube

Der Wäscher und Abgaskondensator HydroCube wurde 2005 von der Firma Schräder entwickelt und ab 2006 am Markt angeboten. Im Rahmen zweier Förderprojekte wurde der HydroCube von Schräder und der FH Gelsenkirchen im Zeitraum von April 2007 bis Juni 2008 weiterentwickelt [80],[81]. In dieser Zeit wurde auch eine Elektrostatik eingebaut, um die Auftreffwahrscheinlichkeit der Staubpartikel an die Wassertröpfchen zu erhöhen. [82]. Die HydroCube wurde 2010 vom Markt genommen. Nach Angaben des Herstellers sind im Sommer 2011 noch mehrere Geräte an holzbefeuerten Anlagen in Betrieb.

Ökocarbonizer

Bschor GmbH stellt Abgaswärmetauscher aus Carbonblöcken für Feuerungen zwischen 22 und 400 kW Feuerungsleistung her (Abbildung 18). Neben der Wärmerückgewinnung bzw. Brennwertnutzung wird auch die Staubabscheidung beworben [83]. Die Abreinigung erfolgt durch das ablaufende Kondensat und durch periodisches Eindüsen von Wasser. Der Abgaswärmetauscher hat eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung für Deutschland. Der Ökocarbonizer wurde im Rahmen eines Monitorings an unterschiedlichen Feuerungsanlagen getestet [32]. Dieses Gerät ist verfügbar.

Abbildung 18: Ökocarbonizer [Bschor]

POWERcondenser

Die Schweizer Firma POWERcondens AG hat einen Abgaswärmetauscher für Kessel entwickelt [84]. Im Fokus steht die Wärmerückgewinnung, jedoch weisen diese Geräte auch einen geringen Staubabscheidegrad auf. Deshalb wurden Sie in Listen zur Staubabscheidetechnik für Kleinfeuerungen aufgeführt. Für Herbst 2008 wurde eine Version für kleinere Holzfeuerungen angekündigt. Die bisherigen Geräte waren für Gas- und Ölheizungen ab 20 kW geeignet [23]. Der POWERcondenser wird für größere Öl- und Gaskessel von BUDERUS angeboten [85].

Racoonizer

Das Unternehmen Enerclean GmbH entwickelte einen Rauchgaswäscher. Das Unternehmen hat 2010 Konkurs angemeldet [86].

Wäscher UMSICHT

Im Rahmen eines Projektes zur Emissionsreduzierung wurde ein Wäscher auf Pflanzenölbasis entwickelt und getestet, welcher einzeln oder zusammen mit einem vorgeschalteten Mikrosiebfilter einsetzbar ist [11]. Das Ziel ist die Entfernung von kondensierbaren Abgasbestandteilen (Teere) durch den Einsatz von Rapsöl. Perspektivisch wird über eine Mitverbrennung des beladenen Öls in der Feuerung nachgedacht. Die Funktionsfähigkeit des Systems konnte nachgewiesen werden. Weitere Untersuchungen sind nicht bekannt.

Katalysatoren

Katalysatoren bilden bei den Sekundärmaßnahmen eine besondere Gruppe. Liegt der Fokus auf der Partikelreduzierung, wirken die angebotenen Katalysatoren als Filter mit einer katalytisch unterstützten Abreinigung des abgeschiedenen Rußes und schwerflüchtiger organischer Verbindungen. Katalysatoren werden herkömmlicherweise zur Totaloxidation organischer Verbindungen und Kohlenstoffmonoxid eingesetzt.

Catalytic Wood Burning Stove

Der amerikanische Hersteller Vermont castings bietet Kaminöfen auch mit eingebautem Katalysator an [19]. Während Produkte dieses Herstelles für Kamine, Kaminöfen und Grills in den USA verbreitet sind, sind diese auf dem europäischen Markt unbekannt.

ChimCat®

Der ChimCat® ist ein Katalysator für Biomassefeuerungen auf Basis von keramischen Schüttgütern, welcher von Dr. Pley Environmental GmbH entwickelt und vertreiben wird (Abbildung 19). Der Katalysator lässt sich sowohl in vorhandene Feuerungen (Abgasweg) wie auch in neue Feuerungen integrieren [20]. Das Gerät ist verfügbar und hat seit Juli 2011 eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung.

Abbildung 19: ChimCat [Dr. Pley Environmental]

Die Hersteller Wamsler, Piazzetta und MCZ bieten Kaminöfen und -einsätze mit serienmäßig integriertem Katalysator an [21].

Firecat®

Der Firecat® ist ein klassischer Katalysator vorrangig für Einzelraumfeuerungen, welcher von Applied Ceramics in den USA gefertigt und über die gs-components handelsgesellschaft in Europa angeboten wird. Für den Einsatz in Europa hat die Firma Rathgeber GmbH einige Bauteile entwickelt [22]. Er kann nur von Feuerungsherstellern bezogen und eingebaut werden [23].

Katalytischer Schaumkeramikfilter Fraunhofer IKTS

Im Rahmen eines strategischen Eigenforschungsprojektes wurde auf Schaumkeramikbasis ein katalytisch aktives Filterelement hergestellt und erfolgreich getestet [16].

KlimaKAT von Caminos®

Der Kaminofenhersteller Caminos hat in Zusammenarbeit mit PRAG Protective Rights GmbH & Co. KG einen Filter und Katalysator entwickelt. In den Filtergehäusen, welche im Kaminofen über den Brennraum angeordnet werden, wird das Material NANOlapilli eingesetzt (Abbildung 20) [24]. Der KlimaKAT ist nach Herstellerangaben prinzipiell verfügbar und soll in den nächsten Jahren verstärkt auf dem Abscheidermarkt in Erscheinung treten.

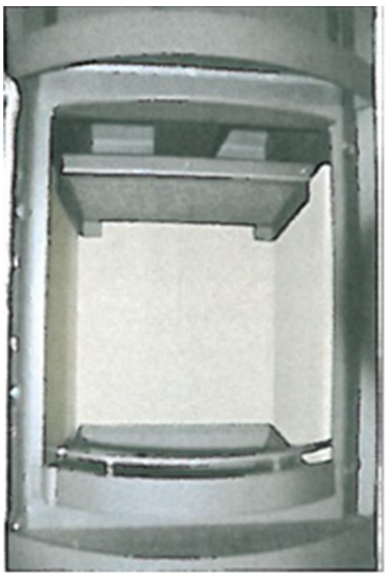


Abbildung 20: KlimaKAT [Caminos]

Ofenkatalysator (moreCat©)

Der Ofenkatalysator wurde am Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V. (IUTA) entwickelt. Die Basis für diesen Katalysator bilden edelmetalldotierte Metallspäne (Abbildung 21) [25]. Im Zeitraum Oktober 2007 bis Dezember 2008 wurde der Katalysator zur Anwendung an Kleinfeuerungsanlagen angepasst und optimiert [26]. Die Wirksamkeit dieses Abscheiders wurde in Technikums- und Feldtest weitergehend untersucht [27] [28]. Der Ofenkatalysator kann bei moreCat© bezogen werden.

Abbildung 21: Ofenkatalysator [moreCat]

VulcaTEC

Die sich seit 2010 in Gründung befindliche Vulca-TEC GmbH bietet eine katalytisch beschichtete Schaumkeramik-Flammenumkehrplatte sowie ein Kat-Modul zum nachträglichen Einbau in das Abgasrohr an [29]. Auf der Herstellerseite wird eine Messung an einem Kaminofen aufgeführt. Das Gerät ist verfügbar.

2.5 Andere Abscheideprinzipien

Agglomerationsfilter

In einem 2008 abgeschlossenen Projekt untersuchte das Deutsche BiomasseForschungsZentrum (DBFZ) zusammen mit einigen Partnern die Möglichkeit einer gezielten Agglomeration von Staubpartikel [87]. Der konstruierte Agglomerator bestand aus einem Gehäuse mit vier Siebböden, auf welchem Kugeln in den Abgasstrom eingebracht werden konnten. Es wurde ein geringer Staubabscheidegrad sowie eine von der Verweilzeit des Abgases im Agglomerator abhängige Partikelgrößenverschiebung beobachtet. Die Überlegungen wurden bisher nicht fortgeführt.

Bioflamm® Rotations-Staubabscheider

WVT – Wirtschaftliche Verbrennungs-Technik GmbH bietet für Feuerungen zwischen 30 und 400 kW einen Rotationsabscheider an. Dieser Abscheider kann der Gruppe der Trägheitsabscheider zugeordnet werden [88].

Kombination von katalytischer und elektrostatischer Abgasreinigung

Im Rahmen eines vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geförderten Projektes entwickelte das DBFZ zusammen mit dem Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung und der Universität Leipzig ein Abgasreinigungsverfahren welches elektrostatische und katalytische Abreinigung

verbindet. 2010 wurden erste Technikumsuntersuchungen an einem Kaminofen vorgestellt [89], [90]. Das Verfahren wurden erstmals 2011 näher beschrieben. Die elektrostatische Stufe entfernt Partikel aus dem Abgas und schützt somit auch den Katalysator vor Verblockung. Der Katalysator vermindert anschließend die Kohlenstoffmonoxydkonzentration im Abgas. Durch eine Beheizung des Katalysators kann diese Wirkung noch verstärkt werden. Nach erfolgversprechenden Untersuchungen an einer Laborapparatur soll dieses Verfahren insbesondere hinsichtlich der Standzeit weiterentwickelt werden [91].

Kombinationsverfahren OTS / IZES

Im Rahmen eines gemeinsamen Projektes entwickelten die Firmen Optimierung technischer Systeme Ingenieurgesellschaft mbH (OTS) und die IZES gGmbH zwischen 2007 und 2008 einen Kombiabscheider für Kaminöfen [92],[93]. Grundlage bildete eine ausführlichen Markt- und Problemanalyse. In einem ersten Schritt werden durch Kühlung kondensierbare Bestandteile aus dem Abgas entfernt und anschließend Partikel mit einem elektrostatischen Abscheider abgeschieden. Zur Kühlung wird eine Kondensationseinheit aus mehreren parallelen Rohren eingesetzt, deren Außenwand mit Umgebungsluft (Außenluft) gekühlt wird. Dadurch kommt es an der Innenwand zu Taupunktunterschreitungen, so dass an der Wand abgeschiedene Stoffe mit dem Kondensat weggespült werden. Die ersten Tests des Prototyps verliefen erfolgversprechend. Eine anschließende wirtschaftliche Verwertung ist nicht bekannt.

Rohrbündel-Wärmetauscher zur Entstaubung und Wärmerückgewinnung

Ein Projekt zur katalytischen Rußpartikelreduzierung an Dieselmotoren führte 2007 zu einer Veröffentlichung über einen Wärmetauscher zur Emissionsreduzierung und Wärmerückgewinnung [94]. Beteiligt an diesem Projekt war die EMPA Dübendorf und die TU München. Zur Abscheidung der Partikel unter 50 nm führte die Diffusion. Partikel über 100 nm Durchmesser wurden durch Thermophorese abgeschieden. Die Triebkraft lieferte der Temperaturunterschied zwischen dem Abgas und der Kühlluft. Eine wirtschaftliche Umsetzung ist nicht bekannt.

3 Entwicklungen für Feuerungsleistungen > 100 kW

3.1 Einteilung

In dieser Leistungsklasse sind erste Abscheider der etablierten Hersteller für Staubabscheidetechnik verfügbar. Meist wurden die Entwicklungsschritte nicht öffentlich gefördert und somit nicht nachvollziehbar publiziert. Für einige Abscheider sind Baugrößen sowohl unter 50 kW wie auch über 100 kW verfügbar. Diese Abscheider werden bei den Kleinanlagen beschrieben und sind hier nicht extra aufgeführt.

3.2 Filternde Abscheider

Bioflamm® Metallgewebefilter

Der Hersteller WVT – Wirtschaftliche Verbrennungs-Technik GmbH bietet einen Metallgewebefilter für Feuerungsleistungen zwischen 100 kW und 2 MW an (Abbildung 22) [88]. Der Abscheider ist erhältlich.

Filter Oskar Winkler

Es handelt sich um einen Edelstahlgewebefilter. Die Filterkerzen sind in einem Gehäuse untergebracht und werden durch Druckluftstöße abgereinigt (Abbildung 23). Im Rahmen einer Untersuchung zur Einsatzfähigkeit von Agrarbrennstoffen wurde der Filter 2007 an einer 98 kW Feuerung in etwa 400 Betriebsstunden getestet [57]. Die Untersuchung verlief zufriedenstellend, obwohl hinsichtlich der Wartungsfreundlichkeit und der Dimensionierung des Filters Optimierungsbedarf bestand. Für den Dauerbetrieb war der Filter zu diesem Zeitpunkt noch nicht geeignet. Weitere Untersuchungen erfolgten zur gleichen Zeit am TFZ [78]. Der Filter wird heute von KÖB Holzheizsysteme, einem Unterhemen der Viessmann Gruppe vertrieben und weiterentwickelt [95]. Der Abscheider ist erhältlich.

Gewebefilter

A.P. Bioenergietechnik bietet einen Gewebefilter mit PTFE-Gewebe und vorgeschaltetem Zyklon für Feuerungen ab 100 kW Feuerungsleistung an (Abbildung 24). Durch das Eindüsen von Trockenmitteln können auch andere Schadstoffe entfernt werden [96].

Abbildung 22: Metallgewebefilter [WVT-Bioflamm]

Abbildung 23: Edelstahlgewebefilter [KÖB]

Abbildung 24: Gewebefilter [A.P. Bioenergietechnik]

3.3 Elektroabscheider

BETH Mini Elektrofilter

Die Produktpalette der Herstellers BETH umfasst elektrostatische Abscheider ab einem Abgasvolumenstrom von 900 m³/h (Abbildung 25). Die Abscheideelektroden werden durch einen Rüttelmechanismus abgereinigt [99]. Der Abscheider ist kommerziell erhältlich.

R&R

R&R-Technik Bad Lobenstein fertigt in Lizenz von Meister Filtertechnik GmbH einen elektrostatischen Abscheider im Baukastenprinzip für Feuerungsleistungen zwischen 100 kW und 1 MW. Die kleinste Baugröße soll auch für Feuerungen ab 20 kW nutzbar sein [101]. Der Abscheider ist kommerziell erhältlich.

TowerFilter / Rotary Filter (APF)

Der Hersteller Advanced Particle Filters (APF) entwickelt und baut zwei Typen von Trockenelektroabscheidern. Der APSenergyTowerFilter™ ist ein modulares System mit rechteckiger Grundfläche einsetzbar im Leistungsbereich 50 kW bis 3,3 MW (Abbildung 26). Der APSenergyRotaryFilter™ ist ein modular aufgebauter Rohrelektrofilter für den Feuerungsleistungsbereich zwischen 50 kW und 2 MW [102]. Beide Modelle sind kommerziell verfügbar.

Abbildung 25: Mini-Elektrofilter [BETH]

Abbildung 26: TowerFilter [APF]

3.4 Wäscher / Nassabscheider

Venturiwäscher System REITHER

VVS Umwelttechnik bietet einen Rohrspalt-Venturiwäscher System Reither für die Abgasbehandlung u. a. aus Verbrennungsprozessen an. Dieses System soll sich besonders für Abgase am Taupunkt mit anhaftenden Stäuben eignen. Neben Staub werden auch weitere Schadstoffe herausgewaschen. Es handelt sich hierbei um ein Verfahren und nicht um ein Serienprodukt [103]. Das Verfahren ist verfügbar.

Systeme zur Brennwertnutzung

Weitere Hersteller bieten Geräte zur Brennwertnutzung (Economiser) für den Leistungsbereich ab 100 kW an. Auf eine mögliche Staubkonzentrationsreduzierung wird jedoch nicht hingewiesen.

3.5 Katalysatoren

PALL Filterkerze

PALL Filtersysteme GmbH, Werk Schumacher Crailsheim entwickelte eine katalytisch wirksame Filterkerze zum Einsatz in einem Filtersystem u. a. nach Biomassefestbrennstofffeuerung [97]. Der

Katalysator wird hierbei durch die Filtermembran vor Staubablagerungen geschützt. Dieser Filter wurde an größeren Verbrennungsanlagen mit Kohle und Oliven bzw. Lederresten als Brennstoff eingesetzt [98]. Die Filterkerzen können für größere Anlagen bei PALL auf Kundenwunsch gefertigt werden.

3.6 sonstige Abscheider

Bioflamm® Multizyklonabscheider

WVT - Wirtschaftliche Verbrennungs-Technik GmbH bietet für Feuerungen über 50 kW einen Zyklonabscheider an. Dieser kann als Vorabscheider vor elektrostatischen Filtern oder Gewebefiltern eingesetzt werden [88].

4 Entwicklungsstand

4.1 Stand der Entwicklungen

Zur Beschreibung des Entwicklungsstandes der aufgeführten Produkte soll ein vereinfachtes Modell der Produktentwicklung zugrunde gelegt werden (Abbildung 27). Dieses besteht aus folgenden Schritten:

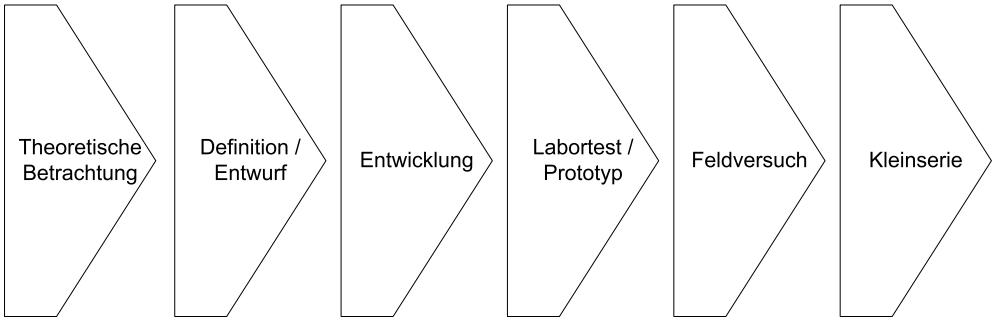


Abbildung 27: Prozess der Produktentwicklung

Ausgehend von theoretischen Betrachtungen wird ein Produkt definiert und ein Entwurf erarbeitet. In der Phase der Entwicklung wird der Entwurf theoretisch und praktisch soweit entwickelt, dass ein Prototyp für Labortests zur Verfügung steht. Nach erfolgreichem Labortest schließt sich die Phase der Feldversuche an, in der das Produkt anwendungsnah über einen längeren Zeitraum getestet wird. Hat sich das Produkt bewährt, wird bei entsprechender Nachfrage die Kleinserienfertigung begonnen. Nicht dargestellt sind die häufigen Optimierungsschritte nach Labortest und Feldversuch.

Aus der Quellenstudie wird ersichtlich, dass weniger als 50 % der Prototpyen in das Stadium der Felduntersuchungen gekommen sind. Die Abscheider, deren Feldtests erfolgversprechend verliefen, werden in der Regel auch in Kleinserien gefertigt.

Für eine breite Markteinführung ist eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung notwendig, da ansonsten der Einbau jedes einzelnen Abscheiders einer Einzelgenehmigung durch die Bauaufsicht bedarf. Erst seit 2010 sind die behördeninternen Grundlagen für die Zulassung von Staubabscheidern geschaffen, so dass sich die Zulassung der meisten Abscheider verzögert hat.

4.2 Erkenntnisse aus Abscheidermonitorings und Felduntersuchungen

In den vergangenen Jahren wurden einige herstellerunabhängige Untersuchungen an Staubabscheidern für Kleinfeuerungsanlagen durchgeführt [28], [32], [39], [68]. Die wichtigsten Ergebnisse sind im Folgenden aufgelistet.

4.2.1 filternde Abscheider

Monitorings oder veröffentlichte Feldversuche mit filternden Abscheidern im Kleinanlagenbereich sind selten. In [78] wird ein Metallgewebefilter an einer Getreidefeuerung getestet. Dabei wurde niedrige weitgehend vom Rohgasstaubgehalt unabhängige Reingasstaubgehalte festgestellt. Nachteilig wirkte sich der erhöhte Druckverlust des Abscheiders auf, so dass der Standardrauchsauger der Feuerung ausgetauscht werden musste. Nach mehreren Abreinigungsintervallen zeigte sich, dass an einigen Stellen der Filterkuchen nicht vollständig entfernt wurde. Ob dies für den Dauerbetrieb zum Problem wird, konnte aufgrund der begrenzten Versuchszeit nicht festgestellt werden.

4.2.2 Elektrostatische Abscheider

Den geringsten Eingriff in das Gebäude stellt meist der Einbau des Abscheiders auf dem Schornsteinkopf dar. Dafür muss der Abscheider jedoch bezüglich Wartung und Reinigungsmöglichkeit ausgelegt sein. Eine Installation im Wohnraum ist teilweise mit größeren Eingriffen verbunden. Weiterhin ist die Akzeptanz der Abscheider im Wohnraum gering. Insbesondere Lüftergeräsche und im Störungsfall Überschläge führen zu Lärmbelästigungen. Der nachträgliche Einbau eines Abscheiders in den Abgasweg kann in Einzelfällen zu Zugproblemen führen. Besonders bei Abscheidern mit eigenem Gebläse muss der Zug an der Feuerung kontrolliert werden. Ggf. müssen die Gebläse aufeinander abgestimmt werden [39].

Die Messungen an Holzfeuerungen zeigen akzeptable Abscheidegrade. Beim Einsatz von Agrarbrennstoffen sinken die Abscheidegrade vielfach deutlich ab [32], [104].

Während der Untersuchungen konnten folgende Betriebsstörungen beobachtet werden. Diese führten zwar zur Funktionsbeeinträchtigung bzw. zum Ausfall des Abscheiders, eine Gefahr für Personen oder Sachwerte bestand jedoch nicht [27], [28], [32], [39]:

- Verschmutzungen der Isolatoren und Elektroden
- Elektronikstörungen
- Spannungsüberschläge
- Ausfall der Spülluft
- Elektrodenbruch

Alle Untersuchungen sehen hinsichtlich der Standzeiten und Abreinigung noch Optimierungsbedarf.

4.2.3 Nassabscheider / Wäscher

Ein Vergleich unterschiedlicher Nassabscheider für Kleinfeuerungsanlagen ist nicht bekannt. In den bekannten Untersuchungen wurde meist ein Nassabscheider mit anderen Staubabscheidern verglichen [72], [104]. Dabei wurden im Vergleich zu elektrostatischen Abscheidern deutlich geringer Abscheidegrade erreicht. Die um ca. 10 % höhere Wärmeausbeute durch die Brennwertnutzung bleibt bei diesen Betrachtungen unberücksichtigt. Technische Probleme im Betrieb traten nicht auf. Betriebserfahrungen aus Feldmessungen liegen nicht vor.

4.2.4 Katalysatoren

An einer Vergleichsmessung teilgenommen hat bisher nur ein Katalysator [27], [28]. Ergebnisse sind nicht bekannt. Vergleiche und Feldmessungen unterschiedlicher marktnaher Katalysatoren an realen Feuerungen wurden bisher nicht veröffentlicht.

4.2.5 Problematik der Abreinigung

Aus Kostengründen oder durch die kostensparende Integration in Schornsteinrohre verzichten viele Abscheider auf eine automatisierte Abreinigung, Diese muss manuell vom Schornsteinfeger oder Nutzer durchgeführt werden. Dabei ist zu beachten, dass entsprechende Schutzkleidung (Handschuhe, Atemschutz) zu tragen ist, da in diesen Stäube vergleichsweise hohe Schadstoffkonzentrationen auftreten können [32][39]. Deshalb sollte der Staub aus Filteranlagen auch nicht z.B. als Dünger im Haushaltsbereich verwendet werden. Bei Abscheidern mit trockener automatischer Abreinigung können vergleichsweise große Staubvolumina auftreten, da mit einfachen Mitteln der abgeschiedene Feinstaub kaum verdichtet werden kann.

5 Marktverfügbarkeit

5.1 Baurechtliche Zulassung

Alle Bauprodukte benötigen eine behördliche Zulassung [105]. Bauordnungsrechtlich besteht eine Feuerungsanlage aus einer Feuerstätte und einer Abgasanlage. Alle Einbauten in Abgasanlagen, wie z.B.

Klappen und Staubabscheider, unterliegen somit den bauordnungsrechtlichen Vorschriften für Feuerungsanlagen und müssen für die Verwendung zugelassen sein. In Deutschland ist das Deutsche Institut für Bautechnik (DIBt) für die Zulassungserteilung zuständig.

Liegen für ein Produkt konkrete Anforderungen und Prüfregeln vor, werden diese als geregelte Bauprodukte bezeichnet. Hierzu zählen beispielsweise Raumheizer nach DIN EN 13240 und Heizkessel nach DIN EN 303. Ist ein Staubabscheider integraler Bestandteil dieser Feuerung, werden Feuerung und Abscheider gemeinsam nach den geltenden Regeln geprüft. Der Staubabscheider darf anschließend nur mit der zugehöriger Feuerung verwendet werden.

Da für separate Staubabscheider bisher keine verbindlichen Prüfvorschriften festgelegt wurden, handelt es sich um nichtgeregelte Bauprodukte, welche eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung benötigen. Der Umfang der Prüfung wird im Einzelfall durch das DIBt festgelegt.

Nach dem Geräte- und Produktsicherheitsgesetz dürfen bei bestimmungsgemäßem Betrieb und bei vorhersehbaren Fehlanwendungen keine Gefahren für die Sicherheit und Gesundheit von Personen und Sachwerten auftreten. In die Prüfung eines Abscheiders als Bestandteil der Feuerungsanlage werden deshalb Brandsicherheit, Sicherheit gegen das Auftreten bzw. Austreten gesundheitsgefährdender Stoffe, mechanische Festigkeit und elektrische Sicherheit einbezogen. Dabei erfolgt beispielsweise eine Prüfung bezüglich der Rußbrandbeständigkeit, wobei der Abscheider Temperaturen von 500 °C bzw. 1000 °C ausgesetzt wird. Nach dieser Belastung müssen die Schutzfunktionen z.B. gegen den Austritt von Abgasen oder die elektrische Sicherheit noch gewährleistet sein. Als Voraussetzung für die Zulassung muss der Abscheider einem gravimetrisch bestimmten Mindestabscheidegrad von 30 % aufweisen.

Mit Stand September 2011 erhielten folgende Produkte, welche eine Staubkonzentrationsminderung versprachen eine allgemeine bauaufsichtliche Zulassung (Tabelle 2). Weiter Zulassungen gibt es auf dem Gebiet der Abgaswärmetauscher.

Tabelle 2: Abscheider und Katalysatoren mit allgemeiner bauaufsichtlicher Zulassung (10/2011) [106][107]

Produkt	Anmelder	Nummer der Zulassung
Staubabscheider für Abgasanlagen, System "OekoTube OT2"	OekoSolve AG Essanestrasse 127 9492 ESCHEN LIECHTENSTEIN	Z-7.4-3451
Staubabscheider für Abgasanlagen, System "Zumik®on"	Kutzner + Weber GmbH Frauenstraße 32 82216 Maisach	Z-7.4-3442
Katalysatorsystem mit der Bezeichnung "ChimCat® RETRO" für die Installation in Feuerungsanlagen	Dr Pley Environmental GmbH Kronacher Straße 41 96052 Bamberg	Z-43.32-259
Wärmerückgewinnungssystem "HydroCube"	Karl Schräder Nachf. Hemsack 11-13 59174 Kamen	Z-43.31-199
Abgaswärmetauscher "ÖKO-Carbonizer"	Bschor GmbH An der Kohlplatte 7 89420 Höchstädt/Donau	Z-43.31-200 Z-43.31-202

Nach Angaben anderer Hersteller werden weitere Abscheider in den nächsten Monaten eine Zulassung erhalten.

5.2 Preisstruktur

Aufgrund der derzeit verbreiteten Einzel- und Kleinstserienfertigung liegen die Herstellungskosten für Staubabscheider noch über den Zielgrößen vieler Hersteller. Die Preise spiegeln in diesen Fällen weniger die Kosten der Anbieter sondern vielmehr die am Markt umsetzbaren Preise wieder. Als obere Preisgrenze wird derzeit die Hälfte des Preises der Feuerung angesehen.

Tabelle 3: Preisspannen für Abscheider für Kleinanlagen unter 50 kW

Produkt	Preisbereich
Elektroabscheider	1500 € – 9000 € (15000 €)*
Katalysatoren	350 € - 750 €
Filter integriert (inklusive Kaminofen)	> 2100 €

* Preis der kleinsten Baugröße eines Elektrofilters für größere Anlagen (Industrieelektrofilter)

Die in Tabelle 3 angegebenen Preise (exkl. MwSt) beziehen sich auf unverbindliche Herstellerangaben.

6 Schlussfolgerungen

Im Segment der Abscheider für Biomassekleinfeuerungen werden vorrangig elektrostatische Abscheider sowie Abgaskondensationseinrichtungen angeboten. Für Kaminöfen sind auch Katalysatoren zur Emissionsreduzierung verfügbar.

Die angebotenen elektrostatischen Abscheider sind im Vergleich zu üblichen Industrieelektrofiltern einfacher aufgebaut und somit auch zu einem niedrigeren Preis zu beziehen. Sie erreichen jedoch nicht die Abscheidegerade der herkömmlichen Aggregate. Sicherheitsrelevante Betriebsstörungen sind in der Literatur nicht bekannt. Optimierungsbedarf wurde vorrangig bei der Reinigung festgestellt.

Filternde Abscheider werden für Feuerung unter 100 kW nicht angeboten. Eine Ausnahme bilden Schaumkeramik-Umlenkplatten, welche direkt in den Brennraum von Kaminöfen eingesetzt werden [18]. Im Kleinanlagenbereich sind Filter auch als Grundlage für Katalysatoren interessant.

Aufgrund der notwendigen Abgastemperaturen sind Katalysatoren vor allem für Kaminöfen interessant. In den USA ist diese Technik seit vielen Jahren im Einsatz. Für den europäischen Markt sind erste Produkte auch für den Endkunden verfügbar. Es liegen jedoch nur unzureichende Erfahrungen aus Feldtests vor.

In den letzten Jahren hat sich eine deutliche Trennung von Nassabscheidern und Abgaswärmetauschern vollzogen. Viele Anbieter von Abgaswärmetauschern weisen die Kunden nicht mehr auf eine mögliche Staubemissionsreduzierung hin und haben teilweise zweifelhafte Produkte vom Markt genommen. Entwicklungen für Abgaswäscher fanden zwar statt, jedoch erreichten sie meist nicht das Stadium von Feldversuchen. In Untersuchungen zeigten Abgaswärmetauscher zwar signifikante jedoch im Vergleich zu elektrostatischen Abscheidern niedrigere Abscheidegrade.

Es kann festgestellt werden, dass mit Ausnahme einiger konstruktiver Details hauptsächlich bezüglich der Abreinigung nur wenig neue innovative Ansätze gefunden wurden. Diese sind:

- das Verwenden der Schornsteininnenwand als Abscheideelektrode [66]
- die Abgasführung um das Filterelement, um beim Verblocken des Filters die Abgase sicher abführen zu können [12]
- die Kombination von Staubabscheider und Katalysator mit dem Ziel, den Katalysator zu schützen [90], [95]

Das Ergebnis von Förderprogrammen, welche keine Felduntersuchungen vorsahen, brachten meist keine marktfähigen Geräte. Offensichtlich werden die für eine Markteinführung relevanten Probleme vorrangig in der Phase einer soliden Felduntersuchung festgestellt.

Auffällig ist, dass viele Hersteller von Feuerungen oder Zubehör für Feuerungen Entwicklungen voranbrachten, jedoch keine Markteinführung erfolgte. Neben strategischen Unternehmens-entscheidungen könnte der Grund auch eine fehlende Marktperspektive für eine rentable Stückzahl sein.

7 Literaturverzeichnis

[1] Ebeling N.: Abluft und Abgas – Reinigung und Überwachung; WILEY-VCH, Weinheim, 1999

[2] Griffin, T.; Burtscher, H.: Evaluation von Messverfahren zur Messung der Wirksamkeit von Partikelabscheidern bei kleinen Holzfeuerungen – Schlussbericht, Fachhochschule Nordwestschweiz; Bundesamt für Umwelt, Bundesamt für Energie, Bern, 2008, http://www.fhnw.ch/technik/iast/7/73/partikelabscheider

[3] Ulbricht T., von Sonntag J.: Procedures and Limits regarding the determination og the separation efficiency of particle precipitators for small scale biomass frunaces; 19th European Biomass Conference and Exhibition, Berlin, 2011

[4] Lauber A., Nussbaumer Th.: Charakterisierung der Partikelarten aus der Holzverbrennung und Eigenschaften in Elektroabscheidern; in Nussbaumer, Th (Hrsg.); 11. Holzenergiesymposium 17. September 2010 ETH Zürich; 2010

[5] Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen – 1. BImSchV) vom 26. Januar 2010 (BGBl I, 2010, Nr. 4, S. 38-56)

[6] Oser, M.; Nussbaumer, Th.: Low-Particle-Pelletfeuerung im Leistungsbereich von 100 bis 500 kW, Verenum, Zürich 2004, ISBN 3-908705-09-6

[7] FZK 22019303 Kleinfeuerungsanlagen für Getreide und Stroh, Abschlussbericht für FNR Förderprojekt; 2008

[8] FZK 22007806 Minimierung der Feinstaub-, CO- und NOx-Emissionen einer mit problematischen Biobrennstoffen befeuerten Kleinfeuerungsanlage; Abschlussbericht für FNR Förderprojekt;2008

[9] Telefonat mit Herding GmbH Filtertechnik am 30.09.2011

[10] Stahl, E.: Charakterisierung metallischer Mikrosiebe zur Gasreinigung am Beispiel der Feinentstaubung von Holzfeuerungsabgasen; Verlag Karl Maria Laufen, Oberhausen, 2011, Band 66, UMSICHT-Schriftenreihe (ISBN: 978-3-87468-271-8)

[11] Stahl, E.; Deerberg, G.; Robert, J.: Entwicklung und Umsetzung eines neuartigen zweistufigen Filtrations- und Wäscher-Systems zur Abscheidung von Feinstäuben aus Holz-Kleinfeuerungsanlagen (30 bis 500kW); Fraunhofer-Institut UMSICHT, Oberhausen, 2009 als FNR-Bericht FKZ 22021106

[12] Schräder Abgastechnologie: Prospekt „Kera-Top“; Kamen, 2011

[13] Reinhardt, A.: Feinstaubfilter für Holzverbrennungsanlagen (HVA); in: Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Straubing, 2011

[14] ÖkoMetri-Institut e.V.: Entwicklung eines ‚Offenen Lamellenfilters’ für die Minderung von Staubemissionen aus biomassebetriebenen Kleinfeuerstätten; ÖkoMetri-Institut e.V., Elsdorf, 2008, als FNR-Bericht FKZ 22022306

[15] Kliewe GmbH: Entwicklung eines „Offenen Lamellenfilters“ für die Minderung von Staubemissionen aus biomassebetriebenen Kleinfeuerstätten; Kliewe GmbH, Hamburg, 2008, als FNR-Bericht FKZ 22022406

[16] Adler, J.; Kalisch, A.: Keramikfilter in der Abgasanlage zur Staubemissionsminderung von Biomassefeuerungsanlagen; Fraunhofer-Institut für Keramische Technologien und Systeme IKTS, Dresden, 2009 als FNR-Bericht FKZ 22022006

[17] Adler, J.: Abgasreinigung von Festbrennstoff-Feuerungen mit offenzelliger Schaumkeramik; in: Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Leipzig, 2010

[18] Striegler, U.: Vermarktung und Entwicklung von Feuerstätten mit Keramikfilter; zweites Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Straubing, 2011

[19] Vermont castings: Prospekt „Wood Burning Stoves“; (Zugegriffen am 29.08.2011 auf http://literature.mhsc.com/vermont_castings/brochures/VC1608%20Cast%20Wood%20Burning%20Stoves%20V6.pdf)

[20] Pleyl, M.: ChimCat; zweites Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Straubing, 2011

[21] Mittelung der Firma Dr. Pley Environmental GmbH vom 02.11.2011

[22] Firecat: Homepage Firecat; (Zugegriffen am 31.08.2011 auf http://firecat.cc/html/geschichte_des_katalysators.html)

[23] Sattler, M.: Staubabscheider für den Hausbrand (< 50 kW); Ökozentrum Langenbruck; Langenbruck; 2007

[24] Caminos: Feinstaubfilter und CO-Katalysator für häusliche Feuerstätten; Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Leipzig 2010

[25] Erich, E.; Grüning, F.: Minderung der Emissionen holzbetriebener Kleinfeuerungsstätten durch katalytische Nachverbrennung; Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 68 (5) 183-188, 2008

[26] Erich, E.: Quantifizierung und Optimierung der Minderung von Feinstaub-, Kohlenmonoxid- und Kohlenwasserstoffemissionen aus holzbetriebenen Kleinfeuerungsanlagen durch thermoelektrische und katalytische Effekte; Institut für Energie- und Umwelttechnik e.V., Duisburg, 2009, als FNR-Bericht FKZ 22021706

[27] Schleicher O.: Erprobung von Technologien zur Rauchgasreinigung an Kamin- und Holzkesseltechnologien; Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Leipzig 2010

[28] Schleicher, O.: Evaluation of small-scale precipitators in Denmark – results of lab- / field tests; Central European Biomass Conference , Graz, 2011

[29] Vulca-Tech: Homepage, (Zugegriffen am 29.08.2011 auf http://www.vulca-tec.de)

[30] A. Messerer, V. Schmatloch, U. Pöschl, R. Niessner: Combined heat recovery amd emission reduction-a noval approach for small wood fired appliances; Biomass and Bioenergy, 31 (7) (2007) 512-521

[31] FZK 22021906 Feinstaubfilter für Einzelfeuerstätten - Praxiserprobung und Optimierung eines Kaminofens mit einem Modul zur Partikelemissionsminderung, 2007

[32] Ulbricht, T.: Erfahrungen aus dem Monitoring von Feinstaubabscheidern für Kleinfeuerungsanlagen; Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Leipzig 2010

[33] OekoSolve: Homepage OekoSolve (Zugegriffen am 29.08.2011 auf http://www.oekotube.ch/joomla/oekotube/index.php?option=com_content&view=article&id=7&Itemid=6)

[34] Bologa, A.; Paur, H.-R.; Seifert, H.; Woletz, K.: Particle Collection by an Electrostatic Precipitator from the Exhaust Gas of a Wood Combustion Stove; European Combustion Meeting 2009, Wien, 2009

[35] A. Bologa, H.-R. Paur, H. Seifert, K. Woletz: Reduction of Fine Particle Emissions from Small-Scale Wood Combustion by Use of Electrostatic Precipitation; 19th European Biomass Conference and Exhibition, Berlin, 2011

[36] Haaland, A.T.: End-of-pipe solution for removing respirable partices – from combustion of solid fuels in domestic households; Nordic Bioenergy Conference 2005, Trondheim, 2005

[37] Berntsen,M.: Small scale electrostatic precipitator for residential wood combustion; 9. Holzenergie-Symposium, Zürich, 2006

[38] Henriksen, E.: Elektrofilter R ESP; Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen; Leipzig, 2010

[39] Kiener, S.; Turowski, P.; Hartmann, H.; Schmoeckel, G.: Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel; Eigenverlag, Straubing, 2010, TFZ-Bericht Nr. 23 , ISSN:1614-1008

[40] Schutzrecht EP 2 108 457 A2

[41] Stigelbrunner, R. et al: Messungen und Einstellungsarbeiten an der Heupelletsfeuerung im Rahmen des Demonstrationsprojektes „Heupelletierung“ in Radichen; Endbericht zum Projekt IEF.2008.AF.029-01; Juni 2009

[42] Steiner, D.; da Silva, P.: nachrüstbare Lösung für saubere Holzverbrennung; Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Leipzig, 2010

[43] Birnbaum, Th.; Heidenreich, R.; Schmidt, D.: Verfahrenstechnische Grundlagen für eine Abscheideeinrichtung zur Emissionssenkung an Holzheizungen, ILK, Dresden, 2009, als FNR-Bericht FKZ 22020706

[44] Kiefel GmbH: Serienreife Abscheideeinrichtungen für kleine Festbrennstofffeuerungen (<15kW) mit Biomasse; Kiefel Geräte- und Metallbau GmbH & Co. KG, Rossau, 2008, als FNR-Bericht FKZ 22021907

[45] Hipp, G.: Feinstaubkiller; zweites Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Straubing, 2011

[46] G&M: Prospekt Mini-E-Filter der Firma G&M E-Filter GmbH (Zugegriffen am 11.08.2011 auf http://www.gmefilter.ch/Flyer_Mini.pdf)

[47] Ouwehand, P., Koeninger, T., Wanner, R.: Elektrofilter der G&M E-Filter GmbH zur Staubabscheidung bei Holzfeuerungen – Messkampagne zur Bestimmung des Wirkungsgrad unter Feldbedingungen; Wanner AG, Solothurn, 2008, http://www.so.ch/fileadmin/internet/bjd/bumaa/pdf/luft/Bericht-10-11-2008.pdf

[48] Intra, P.; Limueadphai, P.; Tippayawong, N.: Removal of Exhaust Particulate Matter from Biomass Furnace Using a Multiple-Tube Electrostatic Trap, World Renewable Energy Congress 2009 - Asia – The 3rd International Conference on “Sustainable Energy and Environment (SEE 2009)” Bangkok, 2009

[49] Beer, S.: Entwicklung und Test einer Elektrofilteranlage für kleine Biomasseheizkessel; 13. Symposium Energie aus Biomasse, Kloster Banz, Staffelstein, 2004

[50] A.P.Bioenergietechnik: Homepage Ökotherm (Zugegriffen am 20.10.2011 auf http://www.oeko-therm.net/default.aspx?pg=15af948b-5af5-4a0a-84c5-3ec547deaeab)

[51] Müller, B.: OekoTube; Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Leipzig, 2010

[52] Brzovic, T.: OekoTube: Elektroabscheider als Kaminaufsatz für kleine Holzheizungen; in Nussbaumer, Th (Hrsg.); 10. Holzenergiesymposium, Zürich, 2008

[53] Müller, B: OekoTube Der Feinstaubfilter für Ihre Holzfeuerung; Vortrag; zweites Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Straubing, 2011

[54] Mittelung IZES gGmbH zum Projekt FKZ 220 007 11 vom 16.11.2011

[55] Schräder Abgastechnologie: Prospekt FUTUREfine; Kamen, 2011

[56] Saas-Fee: Saas-Fee auf dem Weg zum ersten feinstaubfreien Ort der Welt; Meldung vom Saas-Fee/Saastal Tourismus; 2010

[57] Deula: Weiterentwicklung einer Feuerungsanlage für die Nutzung fester Bioenergieträger mit dem Schwerpunkt Staubreduzierung durch Einsatz eines Elektrofilters, DEULA Schleswig-Holstein GmbH, Rendsburg, 2007 als FNR-Bericht FKZ 22017603

[58] Dorminger, K.: Ruß- und Feinstaubfilter für Holzöfen; zweites Fachgespräch Partikelabscheider in häuslichen Feuerungen, Straubing, 2011

[59] Schutzrecht EP 2 036 615 A2

[60] Bleul, Th.: Elektroabscheider für Biomasse-Heizanlagen von 0 bis 150 kW; in Nussbaumer, Th (Hrsg.); 10. Holzenergiesymposium, Zürich, 2008

[61] Bolliger; R.: Elektroabscheider „Spider“ für Holzfeuerungen bis 70 kW; in Nussbaumer, Th (Hrsg.); 10. Holzenergiesymposium, Zürich, 2008

[62] Schutzrecht EP 1 974 822 A3

[63] Tassu ESP: Homepage TassuESP; (Zugegriffen am 15.08.2011 auf http://www.tassuesp.com/domestic-wood-combustion)

[64] Inair: Prospekt Turmfilter Baureihe DR horizontal; (Zugegriffen am 15.08.2011 auf http://www.inair.ch/media/turmfilterdr.pdf)

[65] Inair: Prospekt Turmfilter; (Zugegriffen am 15.08.2011 auf http://www.inair.ch/media/turmfilter.pdf)

[66] Schmatloch, V.; Rauch, S.: Design and Characterisation of an Electrostatic Precipitator for Small Heating Appliances; Journal of Electrostatics 63 (2) 85-100, http://dx.doi.org/10.1016/j.elstat.2004.08.001

[67] Brenn, J. et al: Cjeminéeanlage mit Partikelabscheider zur Minderung der Feinstaubemission; Schlussbericht zum Projekt 100387 im Forschungsprogramm Biomasse des Bundesamtes für Energie, 2005

[68] Holzenergie Emmental: Feinstaub Partikelabscheider für kleine Holzfeuerungen - Das Emmental als Testregion – Schlussbericht, 2007; http://www.holzenergie-emmental.ch/pdf/schlussbericht_partikelabscheider.pdf

[69] Gaegauf, C.: Staub- und Partikelanalytik an Klein-Holzfeuerungen mit elektrostatischem Abscheider – Feldmessungen an Holzfeuerungsanlagen; Langenbruck, 2006, http://www.oekozentrum.ch/files/elektrofilter_holzfeuer.pdf (abgerufen 1.3.2011)

[70] Rüegg, P.: Klein-Elektroabscheider für Holzfeuerungen: Stand der Entwicklung und Praxiserfahrungen; in Nussbaumer, Th (Hrsg.); 9. Holzenergiesymposium, Zürich;,2006

[71] Griffin, T.; Burtscher, H.: Beispiel zur Messung der Wirksamkeit eines Partikelabscheiders für kleine Holzfeuerungen, Fachhochschule Nordwestschweiz; Bundesamt für Umwelt, Bundesamt für Energie, Bern, 2008, http://www.holzenergie.ch/fileadmin/user_resources/qualitaetssiegel_lrv_opair/Bericht_FHNW.pdf

[72] Lenz, V. et al.: Bewertung und Minderung von Feinstaubemissionen aus häuslichen Holzfeuerungsanlagen; Eigenverlag, Leipzig, 2010, DBFZ Report Nr. 1

[73] Bomat: Prospekt „Wärmetauscher rein, Heizkosten runter – BOMAT Profitherm“; (Zugegriffen am 30.08.2011 auf http://www.bomat.de/fileadmin/german/PDF/Info.pdf)

[74] Bomat: Presseinformation „Redesign abgeschlossen und neues Gebäude bezogen“; 2007; (Zugegriffen am30.08.2011 auf http://www.bomat.de/index.php?id=27&L=0)

[75] Bomat: Unternehmenspräsentation; (Zugegriffen am 30.08.2011 auf http://www.bomat.de/index.php?id=12)

[76] Klemm, M.; Löser, J.; Bernhard, D.; Rostkowski, S.: Verminderung der Feinstaubemissionen aus Biomassekleinkesseln durch Feuerraumoptimierung und innovative Abgasreinigung bzw. –wäsche; TU Dresden, Dresden, 2008, als FNR-Bericht FKZ 22022506

[77] SGL: Prospekt „DIOMAB Ecomizer; (Zugegriffen am 29.08.2011 auf http://www.sglgroup.com/export/sites/sglcarbon/_common/downloads/company/business-units/process-technology/pt_downloads_new/SGL-PT-Broschuere Spezielle_Waermeaustauscher.pdf)

[78] Hartmann, H., Roßmann, P., Turowski, P., Ellner-Schuberth, F.: Getreidekörner als Brennstoff für Kleinfeuerungsanlagen – Technische Möglichkeiten und Umwelteffekte; Eigenverlag, Straubing, 2007, TFZ-Bericht Nr. 13 , ISSN:1614-1008

[79] Ferro: Produktkatalog FERRO Wärmetechnik; (Zugegriffen am 30.08.2011 auf http://ferro-waermetechnik.de/pdf_katalog/4_bio/4_biomasse_ges_INT_20101013.pdf)

[80] Rawe, R.; Böhm, T.; Kuhrmann, H.; Rawe, J.: Optimierung der Schräder-HydroCube - Nachrüstbarer Abgaswäscher-Wärmetauscher für Abgasreinigung, Entstaubung und Brennwertnutzung bei Biomasse-Heizkesseln; Fachhochschule Gelsenkirchen, Gelsenkirchen, 2009, als FNR-Bericht FKZ 22021406

[81] Lisken, A.; Böhm, T.; Bachmann, C.: Optimierung der Schräder HydroCube- Nachrüstbarer Abgaswärmetauscher für Abgasreinigung, Entstaubung und Brennwertnutzung bei Biomasse-Heizkesseln; Schräder Abgastechnologie, Kamen, 2009, als FNR-Bericht FKZ 22021506

[82] Woienka, E. et al.: Straw pellets combustion in small-scale boilers Part 1: Emissions and emission reduction with a novel heat exchanger technology, 16th European Biomass Conference and Exhibition, Valencia, 2008

[83] Ökocarbonizer: Homepage; (Zugegriffen am 31.08.2011 auf http://www.carbonizer.de/content.php?id=67)

[84] Powercondens: Homepage POWERcondens; (Zugegriffen am 15.08.2011 auf http://www.powercondens.com)

[85] Buderus: Prospekt POWERcondens Abgas-Wärmetauscher; (Zugegriffen am 15.08.2011 auf http://www.buderus.ch/files/201003011038450.POWERcondens%20Abgas%20Waermetauscher_0908_000000000000_d.pdf)

[86] Iseli: Homepage ISELI; (Zugegriffen am 30.08.2011 auf http://www.iseli-ag.ch/iseli/Der-Rauchgaswaescher-Racoonizer.html)

[87] Lenz, V.; Vetter, A.; Hering, TH.; Scheftelowitz, M.; Peisker, D.; Hartmann, H.; Turowski, P.; Ellner-Schuberth, F.; Gerth, J.: Feinstaubemissionen aus Kleinfeuerungsanlagen für Getreide- und Strohbrennstoffe - Einflüsse und Minderungsmöglichkeiten - ; Leipziog, 2008, FNR-Bericht FKZ 22006506

[88] Bioflamm: Homepage „Bioflamm“; (Zugegriffen am 29.08.2011 auf http://www.bioflamm.de/index.php?rauchgasreinigung)

[89] Hartmann, I., Lenz, V., Schenker, M., Thiel, C. Roland, U., Einicke, W.-D., Bindig, R.: Katalysatoruntersuchungen an einer Technikumsanlage für Biomasse-Kleinfeuerungen; Chemie Ingenieur Technik, 83 (2011), No. 3, S. 371 - 376

[90] Hartmann I.: Überblick zur katalytischen Emissionsminderung an Biomasse-Kleinfeuerungsanlagen; International Biomass Conference, Leipzig, 2011

[91] Bindig, R., Hartmann, I., Koch, Ch., Matthes, M., Schenker, M., Thiel, Ch., Kraus, M., Roland, U., Einicke, W.-D.:Abgasreinigung an Biomassekleinfeuerungsanlagen und experimentelle Untersuchungen zur Kombination von katalytischen und elektrostatischen Abgasreinigungsverfahren; Chemie Ingenieur Technik; 83 (2011) No. 12 (in press)

[92] Groß, B.; Bemmann, U.; Horst, J.: Monitoring und Optimierung eines modularen Kombinationsverfahrens zur Abscheidung von Aerosolen und Stäuben aus kleinen Biomassefeuerungen, IZES gGmbH, Saarbrücken, 2008, als FNR-Bericht FKZ 22021206

[93] Braun, G.; Clemens, W.: Monitoring und Optimierung eines modularen Kombinationsverfahrens zur Abscheidung von Aerosolen und Stäuben; OTS Ingenieurgesellschaft mbH, Riegelsberg, 2008, als FNR-Bericht FKZ 22021306

[94] Messner et al.: Combined particle emission reduction and heat recovery from combustion exhaust – A noval approach for small wood-fired appliances; Biomass & Bioenergy 31 S. 512 – 521; 2007

[95] Scheibler, M., Oberfarcher P.: Metallgewebefilter für automatische Anlagen von 100 kW bis 540 kW; in Nussbaumer, Th (Hrsg.); 10. Holzenergiesymposium, Zürich; 2008

[96] A.P.Bioenergietechnik: Homepage Ökotherm (Zugegriffen am 20.10.2011 auf http://www.oeko-therm.net/default.aspx?pg=8bd4e4f2-7a51-40fc-b721-180ed04b3cc8)

[97] Hackel, M. et al: Reaktionskinetische Messungen an katalytisch aktivierten Filterkerzensegmenten; Chem. Ing. Tech. 2001, 76, No. 12

[98] Hackel, M.: Katalytische Umsetzung von Rauchgaskomponenten in imprägnierten kornkeramischen Filterelementen – Experimentelle und rechnerische Modelluntersuchung; Universitätsverlag Karlsruhe, Karlsruhe, 2007

[99] WVT: Hompage Bioflamm Feuerungstechnik; (Zugegriffen am 20.10.2011 auf http://www.bioflamm.de/index.php?rauchgasreinigung)

[100] Beth-Filter: Prospekt BETH Mini-Elektrofilter; (Zugegriffen am 12.08.2011 auf http://www.beth-filter.de/de-produkte-anzeigen.html?vers=24)

[101] R&R Technik: Prospekt R&R-Technik; (Zugegriffen am 11.08.2011 auf http://www.rr-technik.de/Elektrofilter_Neuheit.pdf)

[102] APF: Homepage APF; (Zugegriffen am 12.08.2011 auf http://www.apf.ag/towerfilter.htm)

[103] VVS Umwelttechnik: Homepage VVS-Umwelttechnik GmbH; (Zugegriffen am 15.08.2011 auf http://www.vss-ut.de/75.html)

[104] Ulbricht T.: Partikelabscheider für Biomassekleinfeuerungen; HLH Bd. 62 (2011) Nr. 8

[105] Musterbauordnung – MBO – in der Fassung vom November 2002 zuletzt geändert durch den Beschluss der Bauministerkonferenz vom Oktober 2008 einschl. Änderung von § 20 Satz 1 gem. Beschluss der FK Bauaufsicht vom Mai 2009

[106] DIBt: Verzeichnis der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen – Zulassungsbereich Feuerungsanlagen; (Zugegriffen am 21.10.2011 auf http://www.dibt.de/de/zv/NAT_n/zv_referat_III5/SVA_43.htm)

[107] DIBt: Verzeichnis der allgemeinen bauaufsichtlichen Zulassungen – Zulassungsbereich Abgasanlagen; (Zugegriffen am 21.10.2011 auf http://www.dibt.de/de/zv/NAT_n/zv_referat_III5/SVA_7.htm)

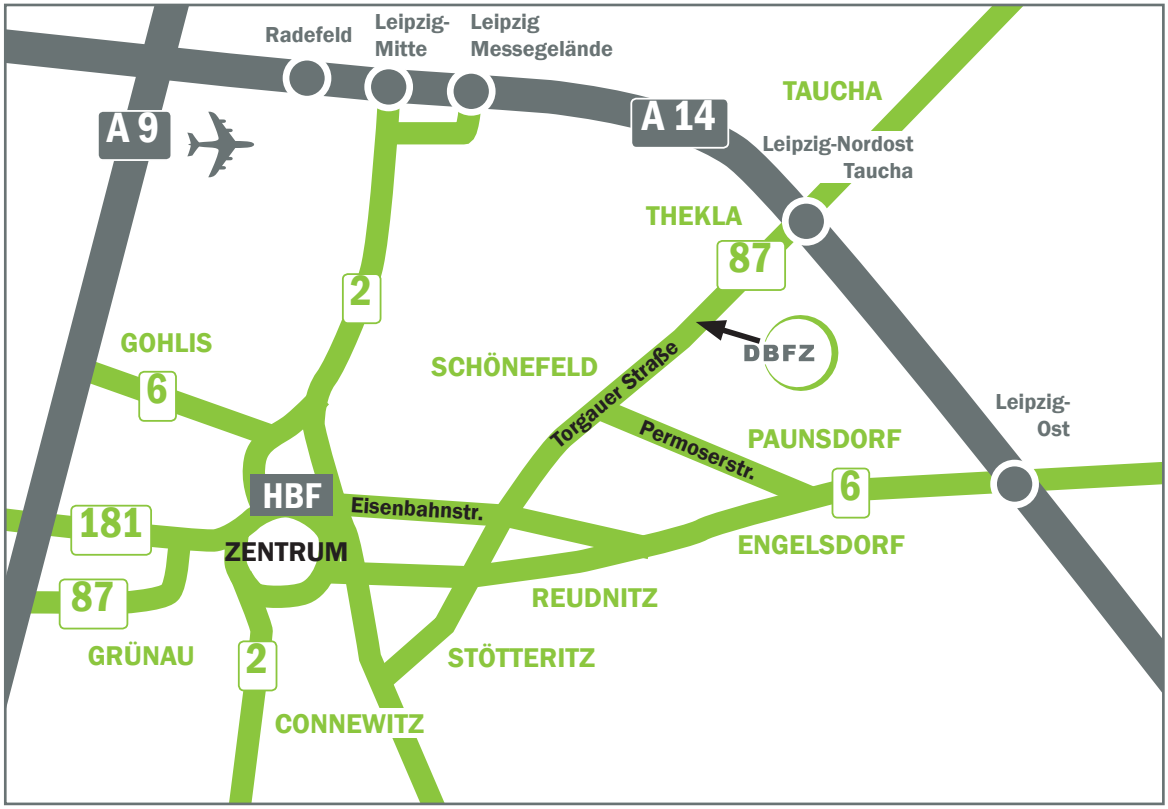
8 Anhang

A1 Erhältliche eigenständige Abscheider (Herstellerangaben)

Abscheider	Hersteller	Preis	Zulassung	Abscheidegrad Reingaskonz.	Internetseite
AL-Top	Schräder Abgastechnik	9.800 € inkl. 1 Wartung		< 82 %	www.schraeder.com
Feinstaubkiller	TH Alternativ-Energie GmbH	k.A.		< 70 %	www.feinstaubkiller.com
Mini-E-Filter	G&M E-Filter	14.900 CHF		> 90 %	www.gmefilter.ch
OekoTube (FUTUTErefine)	OekoSolve (Schräder Abgastechnik)	1.590 €	Z-7.4-3451	> 95 %	www.oekotube.ch
RuFF-Kat	RuFF-Kat GmbH			< 95 %	www.ruff-kat.de
SFF	Spanner Re²			75 % - 95 %	www.holz-kraft.de
TRION Turmfilter	INAIR Umwelttechnik				www.inair.ch
Zumikron	Rüegg Cheminée AG (Kutzner & Weber)		Z-7.4-3442	< 90 %	www.ruegg-cheminee.com www.kutzner-weber.de
Ökocarbonizer	Bschor GmbH		Z-43.31-200 Z-43.31-202	< 80 %	www.carbonizer.de
ChimCat®	Dr. Pley Environmental GmbH	ab 400 €	Z-43.32-259	< 70 %	www.chimcat.com
Ofenkatalysator	moreCat©	350 €		> 50 %	www.morecat.de
VulcaTEC	Vulca-TEC GmbH				www.vulca-tec.de
Bioflamm® Rotations-Staubabscheider	WVT – Wirtschaftliche Verbrennungs-Technik GmbH			< 150 mg/m³	www.bioflamm.de

A2 Erhältliche feuerungsbezogene Lösungen (Herstellerangaben)

Abscheider	Hersteller	Preis	Zulassung	Abscheidegrad Reingaskonz.	Internetseite
Schaumkeramikfilter ECOplus	HARK Kamin und Kachelofenbau		Z-43.12-231		www.hark.de
Airbox	Spartherm Feuerungstechnik			> 60 %	www.spartherm.de
Firecat®	gs-components handelsgesellschaft				www.firecat.cc
KlimaKAT	Caminos®			85 % - 92 %	www.caminos.de



Anfahrt

... mit dem Zug:
Ankunft Leipzig Hauptbahnhof; Straßenbahn Linie 3/3E (Richtung Taucha/Sommerfeld) bis Haltestelle „Bautzner Straße"; Straße überqueren, Parkplatz rechts liegen lassen und geradeaus durch das Eingangstor Nr. 116, nach ca. 150 m links.

... mit dem Auto:
Über die Autobahn A 14; Abfahrt Leipzig Nord-Ost, Taucha; Richtung Leipzig; Richtung Zentrum, Innenstadt; nach Jet Tankstelle links einfahren (siehe „... mit dem Zug").

... mit der Straßenbahn
Linie 3/3E Richtung Taucha/Sommerfeld bis zur Haltestelle „Bautzner Straße" (siehe „... mit dem Zug").

Impressum

Herausgeber
DBFZ Deutsches BiomasseForschungsZentrum
gemeinnützige GmbH, Leipzig, mit Förderung des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages.

Kontakt
DBFZ Deutsches BiomasseForschungsZentrum
gemeinnützige GmbH
Torgauer Straße 116
D-04347 Leipzig
Tel.: +49 (0)341 2434-112
Fax: +49 (0)341 2434-133
info@dbfz.de
www.dbfz.de

Geschäftsführung
Prof. Dr.-Ing. Frank Scholwin
(wissenschaftlicher Geschäftsführer)
Daniel Mayer
(administrativer Geschäftsführer)

DBFZ Report Nr. 8
ISSN: 2190-7943
Bilder: Deutsches BiomasseForschunsgZentrum (DBFZ), Fotolia
Druck: Fischer Druck

DBFZ, Leipzig 2011

© Copyright: Alle Rechte vorbehalten. Kein Teil dieser Broschüre darf ohne die schriftliche Genehmigung des Herausgebers vervielfältigt oder verbreitet werden. Unter dieses Verbot fällt insbesondere auch die gewerbliche Vervielfältigung per Kopie, die Aufnahme in elektronische Datenbanken und die Vervielfältigung auf CD-ROM.

Deutsches BiomasseForschungsZentrum
gemeinnützige GmbH (DBFZ)
Torgauer Straße 116
04347 Leipzig
Tel.: +49(0)341 2434-112
Fax: +49(0)341 2434-133
info@dbfz.de

www.dbfz.de