

Fakultät Agrarwissenschaften

Aus dem Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre
der Universität Hohenheim
Fachgebiet Landwirtschaftliche Betriebslehre

Professor Dr. Enno Bahrs

**Ökonomische Bewertung regionaler Wettbewerbspotentiale
verschiedener landwirtschaftlicher Biomassen im Rahmen der
Bioökonomie unter besonderer Berücksichtigung
Baden-Württembergs**

Kumulative Dissertation zur Erlangung
des Doktorgrades der Agrarwissenschaften (Dr. sc. agr.)

vorgelegt
der Fakultät Agrarwissenschaften
von

ECKART PETIG
aus Steinheim (Westfalen)
2020

Die vorliegende Arbeit wurde am 10. Dezember 2019 von der Fakultät Agrarwissenschaften der Universität Hohenheim als „Dissertation zur Erlangung des Grades eines Doktors der Agrarwissenschaften“ angenommen.

Tag der mündlichen Prüfung: 19. Dezember 2019
Leiter der Prüfung: Prof. Dr. Jörn Bennewitz

Prüfungskommission

- 1. Prüfer (Berichterstatter): Prof. Dr. Enno Bahrs
- 2. Prüfer (Mitberichterstatter): Prof. Dr. Harald Grethe
- 3. Prüfer: Prof. Dr. Christian Lippert

Danksagung

Diese Arbeit wäre ohne die Unterstützung einiger Personen nicht in dieser Art zustande gekommen. An erster Stelle dient mein Dank Herrn Prof. Dr. Enno Bahrs für das Vertrauen, die Unterstützung und die Freiheit, die er mir während meiner Arbeit an seinem Lehrstuhl eingeräumt hat. Außerdem möchte ich Prof. Dr. Harald Grethe für die Übernahme des Zweitgutachtens und spannende Diskussionen im Rahmen des *Kompetenznetzes Modellierung des Forschungsprogramms Bioökonomie Baden-Württemberg* danken. Herrn Prof. Dr. Christian Lippert danke ich für der Übernahme der Aufgabe des dritten Prüfers.

Weiterhin gilt mein Dank allen Kolleginnen und Kollegen des Fachgebiets Landwirtschaftliche Betriebslehre für die tolle Arbeitsatmosphäre, die Unterstützung bei den verschiedenen Herausforderungen der eigenen Forschung und nicht zuletzt den intensiven Diskussionen während des Mittagessens. An dieser Stelle möchte ich mich besonders bei Elisabeth Angenendt für ihre wertvolle Unterstützung bei der Dissertation bedanken. Ebenso gilt Hans Back und Friederike Lehn ein besonderer Dank, für die Diskussionen rund um die Arbeit, aber auch die schönen gemeinsamen Stunden außerhalb der Arbeitszeit. Außerdem möchte ich den Mitstreitern aus dem *Forschungsprogramms Bioökonomie Baden-Württemberg*, insbesondere des zugehörigen Graduiertenprogramms *BBW-ForWerts* danken, die mir geholfen haben während meiner Promotion auch über den agrarökonomischen Tellerrand hinauszuschauen. Herausstellen möchte ich hier die gute Zusammenarbeit mit Andreas Rudi, die zu zwei Veröffentlichungen in meiner Dissertation geführt hat.

Meiner Familie möchte ich für die Unterstützung und das Verständnis für die zeitlichen Einschränkungen während der Promotion danken. Abschließend möchte ich den größten Dank meiner Frau Maren aussprechen, die mich nicht nur immer wieder aufgebaut hat und alle meine Launen ertragen musste, sondern schlussendlich auch noch geheiratet hat.

Eckart Petig

Hameln, im Februar 2020

Zusammenfassung

Die Endlichkeit der fossilen Ressourcen sowie der Klimawandel stellen die globale Gesellschaft vor große Herausforderungen und erfordern eine umfassende Transformation des aktuellen Wirtschaftssystems. In dieser Transformation, die auch als Bioökonomie bezeichnet wird, nimmt der Übergang von einer fossil-basierten zu einer bio-basierten Rohstoffversorgung eine wichtige Rolle ein. Die landwirtschaftliche Produktion stellt in diesem Zusammenhang einen wichtigen Rohstofflieferanten dar, der in Deutschland bereits durch intensive Produktionsverfahren und einer limitierten landwirtschaftlichen Fläche gekennzeichnet ist. Die daraus folgende starke Nutzungskonkurrenz um die knappe Fläche erschwert weitere Produktionssteigerungen für die Bioökonomie. Dementsprechend erfordert die Ableitung des Potentials der landwirtschaftlichen Biomasse für die Bioökonomie die Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Nutzungspfaden. Die Wertschöpfungsketten dieser insbesondere stofflichen und energetischen Nutzungspfade befinden sich teilweise noch im Status der Grundlagenforschung, wodurch bisher noch nicht absehbar ist, welche Produkte und Produktionsverfahren wichtige Rollen in der Bioökonomie einnehmen werden. Diese Unsicherheit ist eine weitere Kernherausforderung der Potentialabschätzungen für die Bioökonomie. Ökonomische Modelle können in diesem Kontext als wertvolle Methode agieren, mit denen einerseits die Wechselwirkungen von verschiedenen Nutzungspfaden abgebildet werden und die andererseits mit einer entsprechenden Szenarienentwicklung auch die Unsicherheit adressieren können. Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Potentialabschätzung verschiedener landwirtschaftlicher Biomassen für die Bioökonomie und die Analyse der damit verbundenen Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen in Baden-Württemberg. Um die sektorübergreifenden Eigenschaften der Bioökonomie berücksichtigen zu können, werden im Rahmen dieser Arbeit verschiedene ökonomische Modelle mit unterschiedlichen methodischen Ansätzen verknüpft, wobei das landwirtschaftliche Produktionsmodell EFEM das Kernmodell dieser Arbeit in den Veröffentlichungen der Kapitel 3 bis 6 darstellt. Zuvor wird in Kapitel 2 das Potential von Grünland als Biogassubstrat analysiert, das in Zukunft eine bedeutende Rolle für die Bioökonomie spielen kann. Aufgrund des aufwändigeren Ernteverfahrens und teilweise ungünstiger Produktionsbedingungen hat Grünland höhere Produktionskosten gegenüber ackerbürtiger Biogassubstrate. Die Berücksichtigung der iLUC Faktoren mit hohen Preisen für THG-Emissionen kann die relative Vorzüglichkeit des Grünlandes soweit verbessern, dass es mit der Produktion von Ackerland konkurrenzfähig ist, auch wenn Silomais aus vielfacher Hinsicht oft das vorzüglichere Biogassubstrat ist, wie das Kapitel 3 anhand einer Standortmodellierung für Biogasanlagen in Baden-Württemberg zeigt, bei dem die regionalen Angebots- und Nachfragemengen landwirtschaftlicher Biogassubstrate in Baden-Württemberg verglichen werden. Mit dieser Modellierung wird zugleich die Brücke zu den Kapiteln 4 und 5 gebaut, in denen das Potential von Stroh zur energetischen und stofflichen Verwertung analysiert wird. Diese Untersuchungen basieren auf der Verknüpfung von EFEM mit dem techno-ökonomischen Standortoptimierungsmodell BIOLOCATE. Mit EFEM wird dabei das regionale und preis-differenzierte Strohangebot

abgebildet, das die regionalen landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen und die Nachfrage der Tierhaltung berücksichtigt. Auf der Basis dieses preisabhängigen Strohangebotes erfolgt anschließend mit BIOLOCATE eine simultane Standort-, Kapazitäts- und Technologieplanung unter Berücksichtigung der Transportkosten. Die Ergebnisse zeigen anschaulich die Wechselwirkung zwischen den Skaleneffekten und den steigenden Rohstoffbereitstellungskosten. So sinken mit zunehmender Anlagengröße einerseits die durchschnittlichen Investitionskosten, andererseits steigen die Rohstoffkosten, weil die Transportentfernungen zunehmen und eine steigende Biomassenachfrage höhere Marktpreise zur Folge hat. Die Ergebnisse zeigen auch, dass Stroh grundsätzlich mit der Bereitstellung von regionaler Bioenergie und als Rohstoff für stoffliche Wertschöpfungsketten einen Beitrag zur Bioökonomie leisten kann. Allerdings hat selbst die Nutzung von Nebenprodukten Auswirkungen auf die Anbaustrukturen, welche in diesem Fall unter anderem die Produktion von landwirtschaftlichen Biogassubstraten einschränkt. Der Beitrag in Kapitel 6 ist eine logische Weiterentwicklung der vorherigen Beiträge, weil eine umfangreiche Modellverknüpfung vorgestellt bzw. umgesetzt wird, die das zuvor genannte Modell EFEM umfasst und dieses in einem weiteren Entwicklungsschritt mit anderen Modellen verbindet. Damit werden die Auswirkungen von gesamtwirtschaftlichen Expansionspfaden der Bioökonomie auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen in Baden-Württemberg untersucht. Hierfür werden die Ergebnisse einer iterativen Modellkopplung zwischen dem Agrarsektormodell ESIM und dem Energiesektormodell TIMES-PanEU von vier Bioökonomieszenarien mithilfe von EFEM von nationaler Ebene auf regionale und einzelbetriebliche Ebene herunterskaliert. Die Ergebnisse zeigen unterschiedliche Auswirkungen auf die Betriebstypen und verdeutlichen so die Vorteile einer differenzierten Analyse der Ausweitung der Bioökonomie. So werden Betriebe mit vornehmlich extensiven Produktionsverfahren, wie der Mutterkuhhaltung, durch ungünstige Produktionsbedingungen von der Expansion der Bioökonomie benachteiligt, während insbesondere große Ackerbaubetriebe in fruchtbaren Regionen überdurchschnittlich profitieren würden. Grundsätzlich legen die Ergebnisse Grenzen bei der Mobilisierung von zusätzlichem Biomassepotential offen. Zwar kann durch die Nutzung von Nebenprodukten oder durch den Anbau von mehrjährigen Lignocellulose liefernden Pflanzen zusätzliches Potential mobilisiert werden, allerdings nur auf niedrigem Niveau. Dies begründet sich in der hohen Anbauintensität der landwirtschaftlichen Produktion in Deutschland, in der die Ausweitung einer Produktion aufgrund der Nutzungskonkurrenz andere Produktionen einschränkt. Für Grünland zeigen die Ergebnisse, dass der Rückgang der grünlandbasierten Rinderhaltung und nachteilige ökonomische Rahmenbedingungen zu einer signifikanten Menge an ungenutztem Grünland führen können. Grünland stellt sich so als vielversprechende Ressource zur Biomasseproduktion für die Bioökonomie dar, da es neben der Rohstoffbereitstellung auch wichtige Ökosystemdienstleistungen (z. B. Artenvielfalt) liefern kann. Hierfür müssten allerdings politische Rahmenbedingungen etabliert werden, die die ökologischen Leistungen entsprechend fördern. Abschließend wird in Kapitel 7 weiterer Forschungsbedarf aufgezeigt, der die Weiterentwicklung des methodischen Ansatzes beinhaltet. Diese umfassen einerseits eine Erweiterung um gesamtwirtschaftliche Modelle, um Wechselwirkungen mit der stofflichen Nutzung detaillierter

abzubilden. Andererseits ist Integration von ökologischen Aspekten für die ganzheitliche Analyse im Rahmen der Bioökonomie notwendig.

Summary

The finite nature of fossil resources and climate change pose major challenges to global society and require a comprehensive transformation of the current economic system. One important aspect of this transformation, also known as bioeconomy, is the transition from a fossil-based to a bio-based supply of raw materials. In this context, agricultural production represents an important supplier of raw materials, which in Germany is already characterized by a high intensity and a limited agricultural area. The resulting strong competition for the scarce land makes further increases in production more difficult and is a major challenge of the expansion for the bioeconomy. Accordingly, the derivation of the potential of agricultural biomass for bioeconomy requires consideration of the tradeoffs between various utilization paths. Many value chains of these mainly material and energetic utilization paths are still in the status of basic research, so that it is not yet foreseeable which products and production processes will be most important for the expansion of the bioeconomy. The resulting uncertainty is another major challenge in estimating the potential of the bioeconomy. In this context, economic models can be valuable methods, which on one hand are able to depict the tradeoffs of different value chains and can, on the other hand, incorporate the uncertainty by developing suitable scenarios. The aim of this thesis is the evaluation of the potential of different agricultural biomasses for the bioeconomy and to analyze the associated effects on agricultural production structures in Baden-Wuerttemberg. In order to take into account the cross-sectoral characteristics of the bioeconomy, different economic models with different methodological approaches are used within the framework of this thesis, whereby the agricultural production model EFEM represents the core model in the publications of chapter 3 to 6. Before that, chapter 2 analyses the potential of grassland as a biogas substrate, which might be important for the bioeconomy in the future. Due to the more complex harvesting process and partly unfavorable production conditions, grassland has higher production costs compared to arable biogas substrates. The consideration of iLUC Factors with high prices for GHG emissions could improve the competitiveness of grassland to such an extent that it is competitive with the production of biogas substrates on arable land. However, silage maize could be the more favorable biogas substrate in many respects, as chapter 3 shows by means of a site modeling for biogas plants in Baden-Wuerttemberg, in which the regional supply and demand quantities of agricultural biogas substrates in Baden-Wuerttemberg are compared. This modeling also builds the bridge to chapter 4 and 5, where the potential of straw for energetic and material use is analyzed. These investigations are based on the combination of EFEM with the techno-economic location optimization model BIOLOCATE. EFEM models the regional and price-differentiated straw supply that considers the regional agricultural production conditions and the straw demand of animal husbandry. Based on this straw supply, BIOLOCATE is then used for simultaneous site, capacity and technology planning, taking into account the price-dependent straw supply and the resulting transport costs. The results clearly show the interaction between the economies of scale and the rising raw material supply costs. On the one hand, the average investment costs decrease with increasing plant size, but on the other hand the raw material costs increase because the transport

distances increase and an increasing demand for biomass results also in higher market prices. Additionally, the results show that straw can make a fundamental contribution to the bioeconomy by providing regional bioenergy and as feedstock for material value chains. However, even the use of by-products can have effects on cultivation structures and thus, reduce the production of agricultural biogas substrates, among other things. Chapter 6 is a logical continuation of the previous chapters, because it presents a comprehensive model linkage implementation that includes the aforementioned EFEM model and its connection with other models in an additional development step. Thus, the effects of macroeconomic expansion paths of the bioeconomy on agricultural production structures in Baden-Wuerttemberg are investigated. For this purpose, the results of an iterative model coupling between the agricultural sector model ESIM and the energy sector model TIMES-PanEU of four bioeconomic scenarios are scaled down from national level to regional and farm level using EFEM. The results show different impacts on farm types and thus illustrate the advantages of a differentiated analysis of the expansion of the bioeconomy. Therefore, farms with mainly extensive production methods such as suckler cow husbandry are disadvantaged by the expansion of the bioeconomy due to unfavorable production conditions, while especially large arable farms in fertile regions would benefit disproportional more than the average. Basically, the results reveal limits to the mobilization of additional biomass potential. Although additional potential can be mobilized using by-products or through cultivation of perennial biomass crops, this is only possible at a low level. The reason for this is the already high cultivation intensity of agricultural production in Germany, in which the expansion of one production restricts production of another due to competition for the limited agricultural land. For grassland, the results show that the decline in grassland-based cattle farming and unfavorable economic conditions can lead to a significant increase of unused grassland. Grassland thus presents itself as a promising resource for biomass production for the bioeconomy, as it can provide important ecosystem services (e. g. biodiversity) in addition to the provision of raw materials. However, a political framework has to be established that promotes ecological services accordingly. Finally, in chapter 7 additional research needs are identified, which include further development of the methodological approach. These comprise an extension of the analysis by macroeconomic models to integrate interactions with the material use in a more detailed way. Furthermore, an integration of ecological parameters is necessary for a holistic analysis in the context of bioeconomy.

Auflistung der in der Dissertation zusammengefassten Veröffentlichungen

Folgende Beiträge sind bei unterschiedlichen nationalen und internationalen, wissenschaftlichen Zeitschriften und Tagungen nach anonymer Begutachtung angenommen und veröffentlicht worden:

- Auburger, S., Petig, E. und Bahrs E. (2017): Assessment of grassland as biogas feedstock in terms of production costs and greenhouse gas emissions in exemplary federal states of Germany.

Erschienen in: Biomass and Bioenergy. 2017;101: S. 44-52. DOI: 10.1016/j.biombioe.2017.03.008
Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im März 2016, überarbeitet eingereicht im November 2016, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im März 2017.

- Petig, E., Angenendt, E. und Bahrs, E. (2017). Modellierung von Angebot und Nachfrage landwirtschaftlicher Biogassubstrate - ein Ergebnisvergleich für Baden-Württemberg.

Erschienen in: Lecture Notes in Informatics, Band 253, Referate der 37. GIL-Jahrestagung - Digitale Transformation - Wege in eine zukunftsfähige Landwirtschaft, S. 113-116. Herausgeber: A. Ruckelshausen, A. Meyer-Aurich, W. Lentz und B. Theuvsen
Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im Dezember 2016, überarbeitet eingereicht im Dezember 2016, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im Dezember 2016.

- Petig, E., Rudi, A., Angenendt, E., Schultmann, F. und Bahrs E. (2017): Modellbasierte Standortoptimierung von Konversionsanlagen für landwirtschaftliche Biomasse in Baden-Württemberg am Beispiel der Strohverbrennung.

Erschienen in: Agrar- und Ernährungswirtschaft zwischen Ressourceneffizienz und gesellschaftlichen Erwartungen, Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V., Band 53, S. 133-145.
Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im März 2017, überarbeitet eingereicht im Juli 2017, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im August 2017.

- Petig, E., Rudi, A., Angenendt, E., Schultmann, F. und Bahrs E. (2019): Linking a Farm Model and a Location Optimization Model for Evaluating Energetic and Material Straw Valorization Pathways - A Case Study in Baden-Wuerttemberg.

Erschienen in: GCB Bioenergy. 2019;11: S. 304-325. DOI: 10.1111/gcbb.12580
Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im April 2018, überarbeitet eingereicht im Oktober 2018, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im Dezember 2018.

- Petig, E., Choi, H., Angenendt, E., Kremer, P., Gethe, H. und Bahrs E. (2019): Downscaling of agricultural market impacts under bioeconomy development to the regional and the farm level – an example of Baden-Wuerttemberg.

Erschienen in: In GCB Bioenergy. 2019;00: S. 1-23. DOI: 10.1111/gcbb.12639. Status: Manuskript eingereicht und anonym begutachtet im Mai 2018, überarbeitet eingereicht im Mai 2019, Endfassung zur Veröffentlichung angenommen im Juli 2019.

Die Beiträge sind in dieser Arbeit mit einheitlicher Formatierung und Zitierweise sowie fortlaufender Kapitelnummerierung in den Kapiteln 2 bis 6 wiedergegeben.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	I
Summary	IV
Abbildungsverzeichnis	XIII
Tabellenverzeichnis	XIV
Abkürzungsverzeichnis	XVII
1 Einleitung	1
1.1 Hintergrund	1
1.2 Begriffsabgrenzung Bioökonomie	3
1.3 Betrachtungsebenen der Bioökonomie	4
1.4 Methodischer Ansatz	6
1.4.1 Produktion von landwirtschaftlichen Biogassubstraten	7
1.4.2 Economic Farm Emission Model (EFEM)	9
1.4.3 Biomass Value Chain Integrated Optimization for Location, Capacity and Technology Planning (BIOLOCATE)	10
1.4.4 European Simulation Model (ESIM)	10
1.4.5 Pan-European TIMES Energy System Model (TIMES-PanEU)	11
1.5 Zielsetzung und Forschungsfragen der Arbeit	11
1.6 Aufbau der Arbeit	13
Literatur	15
2 Assessment of grassland as biogas feedstock in terms of production costs and greenhouse gas emissions in exemplary federal states of Germany	19
Abstract	19
2.1 Introduction	19
2.2 Materials and methods	21
2.2.1 Yields and specific methane yields of grassland production systems in Ger- many	21
2.2.2 Input data and allocation of grassland production systems	22
2.3 Results	27
2.4 Discussion and conclusion	29
References	33

3	Modellierung von Angebot und Nachfrage landwirtschaftlicher Biogassubstrate - ein Ergebnisvergleich für Baden-Württemberg	41
	Abstract	41
3.1	Einleitung	41
3.2	Methodik	42
3.2.1	Biogassubstratanalyse-Tool (BSAT)	42
3.2.2	Economic Farm Emission Model (EFEM)	42
3.3	Ergebnisse und Diskussion	43
	Literatur	44
4	Modellbasierte Standortoptimierung von Konversionsanlagen für landwirtschaftliche Biomasse in Baden-Württemberg am Beispiel der Strohverbrennung	47
	Zusammenfassung	47
4.1	Einleitung	48
4.2	Beschreibung des verwendeten Modellverbundes	48
4.2.1	Modell zur Standortoptimierung von Biomasse-Konversionsanlagen . . .	50
4.2.2	Landwirtschaftliches Angebotsmodell	52
4.2.3	Datenübergabe	54
4.3	Ergebnisse	54
4.3.1	Landwirtschaftliches Biomasseangebot	54
4.3.2	Optimale Standorte für Verbrennungsanlagen von Biomasse	56
4.4	Diskussion und Ausblick	58
	Literatur	59
5	Linking a Farm Model and a Location Optimization Model for Evaluating Energetic and Material Straw Valorization Pathways – A Case Study in Baden-Wuerttemberg	63
	Abstract	63
5.1	Introduction	64
5.2	Methods and Materials	67
5.2.1	Biomass-to-Energy (BtE) pathway	67
5.2.2	Biomass-to-Chemicals (BtC) pathway	68
5.2.3	Agricultural production (EFEM)	69
5.2.4	Location planning (BIOLOCATE)	72
5.2.5	Model linkage	77
5.3	Results	78
5.3.1	Straw supply	78
5.3.2	BtE location optimization	79
5.3.3	BtC location optimization	81
5.4	Discussion	84

References	88
6 Downscaling of agricultural market impacts under bioeconomy development to the regional and the farm level – an example of Baden-Wuerttemberg	99
Abstract	99
6.1 Introduction	100
6.2 Materials and Methods	102
6.2.1 ESIM	102
6.2.2 EFEM	104
6.2.3 Example farms	107
6.2.4 Bioeconomy scenarios	108
6.2.5 Sensitivity analyses	111
6.3 Results	112
6.3.1 Price development in bioeconomy scenarios	112
6.3.2 Temporal effects in Baden-Wuerttemberg	113
6.3.3 Temporal effects at farm level	115
6.3.4 Impacts of the bioeconomy scenarios on agriculture in BW	117
6.3.5 Sensitivity analyses	122
6.4 Discussion	125
6.4.1 General impacts of modeled scenarios	125
6.4.2 PBC adoption	126
6.4.3 Impacts of climate change and technological progress	126
6.4.4 Use of grassland	126
6.4.5 Silage maize as biogas feedstock	127
6.4.6 Change in diet	127
6.4.7 General limitations of the model approach	128
6.4.8 Summary and future research implications	128
References	129
7 Diskussion	137
7.1 Systemgrenzen der verwendeten Modellansätze	137
7.2 Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen	140
7.3 Schlussfolgerungen und weiterer Forschungsbedarf	142
Literatur	146

Abbildungsverzeichnis

1.1	Übersicht über Rohstoffe sowie Zwischen- und potentielle Endprodukte in der Bio- ökonomie	4
1.2	Verschiedene Ebenen der Bioökonomie und Übersicht der in dieser Arbeit einge- setzten Modelle aus dem Kompetenznetz Bioökonomie Baden-Württemberg . . .	8
1.3	Schematische Darstellung von EFEM	10
1.4	Grundlegende Eigenschaften der eingesetzten Modelle mit der Zuordnung der Mo- dellkopplungen und den zugehörigen Datenflüssen mit EFEM in den verschiede- nen Kapitel der Arbeit	12
2.1	Work steps of modeled grassland production system	22
2.2	Modeled feedstock input for power production based on biogas in the considered federal states Schleswig-Holstein, Lower Saxony, and Bavaria for considered sce- narios	30
3.1	Vergleichende Betrachtung des modellierten Biogassubstratangebots (BSAT) und -nachfrage (EFEM) in MWh (brutto) in den VGG in Baden-Württemberg (2010) . .	43
4.1	Schema des verwendeten EFEM-BiOLoCaTE Modellverbundes	49
4.2	Modelliertes Strohangebot in BW in Abhängigkeit vom Strohpreis je VGG	55
4.3	Standorte und Leistung der Bioenergieanlagen (BiOLoCaTe) und des Strohan- gebots auf Kreisebene (EFEM) bei unterschiedlichen Strohpreisen	57
5.1	Scheme of model linkage	68
5.2	Study region (Baden-Wuerttemberg) in Germany and spatial resolution (Agro- Ecological-Region (AER)) of EFEM	70
5.3	Criteria for the selection of potential biomass conversion plant locations and de- termination of transportation network	76
5.4	Modeled straw supply curces per AER	79
5.5	Modeling results of combustion plant location planning and priced straw supply flows at LAU 2 level	80
5.6	Technological profit per plant of applying combustion technology per straw input without transportation and supply costs with and without (w/o) the feed-in tariff of the Renewable Energy Act	82
5.7	Modeling results of optimal biorefinery locations and straw supply prices at LAU 2 level for four capacity restriction scenarios (size of location marker is proportional to biorefinery capacity)	83
5.8	Results of restricted plant capacity model runs and optimal solution without re- striction of plant capacity	84

6.1	Schematic overview of the model linkage and contents of data transmissions. . . .	103
6.2	Study region (Baden-Wuerttemberg) within Germany and spatial resolution (AER) of EFEM	105
6.3	Comparison of base year (2010) with BAU (2030 and 2050) in terms of cultivated arable crops and gross margin (GM) per utilized agricultural area (€/ha UAA) at level of Baden-Wuerttemberg	114
6.4	Comparison of cultivation area and area-related gross margin (GM) of exemplary farms between base year scenario (2010) and BAU scenario in 2030 and 2050 . . .	116
6.5	Impacts of the bioeconomy scenarios on arable crop areas and gross margin (GM) per utilized agricultural area (UAA) in Baden-Wuerttemberg	118
6.6	Cultivation area of miscanthus and SRC in 2050 per scenario and region (AER) in hectare	119
6.7	Impacts of the bioeconomy scenarios on cultivated arable crops and gross margin) per utilized agricultural area of example farms	120
6.8	Effects of a reduced PBC price on miscanthus and SRC cultivation in Baden-Wuerttemberg per bioeconomy scenario in 2050	124

Tabellenverzeichnis

2.1	Grassland and silage corn cultivation equipment costs	23
2.2	Characteristics of the three exemplary analyzed sites	27
2.3	Specific variable production costs for grassland and silage corn in €/m ³ CH ₄ for three locations with varying scenarios	28
2.4	Specific greenhouse gas emission for grassland and silage corn in kg CO ₂ eq /m ³ CH ₄ for three locations with varying scenarios	29
4.1	Indexmengen, Variablen sowie Parameter und Gleichungen von BIOLOCATE . .	51
4.2	Gesamtdeckungsbeitrag (Mio. €) und Anbauumfänge (ha) ausgewählter Kulturen bei unterschiedlichen Strohpreisen und Änderungen (%) im Vergleich zum Basisszenario in Baden-Württemberg	56
4.3	Ergebnisse der Standortoptimierung für Baden-Württemberg insgesamt	57
5.1	Climate/agricultural characteristics of the agro-ecological-regions (AER) in Baden-Wuerttemberg	71
5.2	Indices, variables, and parameter of BiOLoCaTe	74
5.3	Equations of BiOLoCaTe	75
6.1	Climate/agricultural characteristics of the agro-ecological-regions (AER) in Baden-Wuerttemberg	106
6.2	Capacities of example farms in each year	107
6.3	Overview of bioeconomy scenarios	109
6.4	Yield projection of different crops compared to base year 2010 in EFEM	110
6.5	Yield effects caused by climate change in exemplary regions of Baden-Wuerttemberg in 2050 important crops.	112
6.6	Prices for agricultural products in Baden-Wuerttemberg in base year (based on statistic) and modeled price effects of ESIM in different bioeconomy scenarios as base for scenario modeling in EFEM.	113
6.7	Comparison of livestock production in the base year 2010 with BAU scenarios in 2030 and 2050	115
6.8	Comparison of use of grassland (ha) of different bioeconomy scenarios with and without cultivation of PBC on grassland per AER and Baden-Wuerttemberg (BW) in 2050	123

Abkürzungsverzeichnis

AER	Agro-Ecological-Region
BGP	Biogas plant
BIOLOCATE	Biomass Value Chain Integrated Optimization for Location, Capacity and Technology Planning
BKA	Biomassekonversionsanlage
BtC	Biomass-to-Chemicals
BtE	Biomass-to-Energy
BtL	Biomass-to-Liquid
BSAT	Biogassubstratanalyse-Tool
CGE	Computable general equilibrium
CHP	Combined heat and power unit
CM	Contribution margin
EEG	Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz)
EFEM	Economic Farm Emission Model
EoS	Economies of Scale
ESIM	European Simulation Model
EU	Europäische Union
FADN	Farm Accountancy Data Network
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FM	Frischmasse
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GDB	Gesamtdeckungsbeitrag
GHG	Greenhouse Gas Emissions
GIS	Geographic Information System
GPS	Ganzpflanzensilage
iLUC	indirect Land Use Change
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
CO₂eq	Kilogramm Kohlenstoffdioxid Äquivalent
KUP	Kurzumtriebsplantage
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LAU	Local Administrative Unit (Verwaltungseinheiten der EU)
LF	Landwirtschaftlich genutzte Fläche
LU	Livestock unit
KUP	Kurzumtriebsplantage
LHV	Lower heating value

MEKA	Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich
MILP	Mixed Integer Linear Programming
NUTS	Nomenclature des unités territoriales statistiques (Verwaltungseinheiten der EU)
REA	German Renewable Energy Act (deutsch: EEG)
SB	Sugar beet
SC	Silage corn
TEA	Techno-economic analysis
THG	Treibhausgas
TIMES-PanEU	Pan-European TIMES Energy System Model
TWh	Terawattstunde
VGG	Vergleichsgebietsgruppe
WPWW	Whole plant winter wheat (deutsch: Ganzpflanzensilage)
WW	Winter wheat

Kapitel 1

Einleitung

1.1 Hintergrund

Die globale Gesellschaft mit ihrem derzeitigen Wirtschaftssystem muss sich in den nächsten Jahren verschiedenen großen Herausforderungen stellen. Zum einen wird ein steigender fossiler Rohstoffbedarf prognostiziert, der sowohl durch die wachsende Weltbevölkerung als auch durch das Wohlstandswachstum insbesondere in den Schwellenländern verursacht wird (Morone, 2016; Imbert et al. 2017). Zum anderen ist die intensive Nutzung von fossilen Rohstoffen einer der Hauptverursacher für den Klimawandel (Höök et al. 2010). Diesbezüglich herrscht mittlerweile breiter Konsens in der Wissenschaft und zum Teil auch in der Politik, dass der Klimawandel eine, wenn nicht sogar die größte Herausforderung für die globale Gesellschaft in der nahen Zukunft darstellen wird (Hoegh-Guldberg et al. 2018). Aus diesem Grund wird im Rahmen der internationalen Klimapolitik versucht, das sogenannten Zwei-Grad-Ziel einzuhalten, da eine Erderwärmung von mehr als 2 °C unabsehbare und unumkehrbare Auswirkungen für das globale Ökosystem zur Folge hätte (Pachauri et al. 2014). Im jüngsten IPCC¹ Sonderbericht wurde sogar herausgestellt, dass selbst die Einhaltung des Zwei-Grad-Ziels nicht ausreichen würde, um die weitreichenden negativen Folgen für Mensch und Umwelt abwenden zu können (Hoegh-Guldberg et al. 2018). Diese Rahmenbedingungen machen die Notwendigkeit deutlich, den fossilen Rohstoffverbrauch zu reduzieren, da bei der derzeitigen Nutzung fossiler Energieträger selbst das Zwei-Grad-Ziel nicht eingehalten werden kann (McGlade und Ekins, 2015). Um die großen Herausforderungen bewältigen zu können, wird eine grundsätzliche Transformation des globalen Wirtschaftssystems erfolgen müssen, die sich nicht nur auf einzelne Teilbereiche beschränkt. Die Reduzierung des fossilen Ressourcenverbrauchs soll dabei durch eine Erhöhung der Recyclingrate und der Kaskadennutzung von Ressourcen erreicht werden (D'Amato et al. 2017). Allerdings werden Effizienzsteigerungen und die Ausweitung der Wiederverwertung nicht ausreichen, um die Ressourcennutzung soweit zu senken, die prognostizierten Auswirkungen des Klimawandels aufhalten zu können. Deswegen ist neben diesen Maßnahmen auch eine Substitution von fossilen durch erneuerbare Ressourcen notwendig. In Deutschland spielen dabei erneuerbare Ressourcen wie Wind, Wasser, Sonne und Biomasse zur Energieproduktion eine große Bedeutung. Neben der Energieproduktion fließt allerdings auch ein nicht unwesentlicher Teil der fossilen Ressourcen in die stoffliche Nutzung (VCI, 2017). Anders als bei der energetischen Nutzung von erneuerbaren Ressourcen, ist die Substitution von fossilen Rohstoffen in der stofflichen Nutzung nur durch Biomasse möglich (Lewandowski, 2015). Die Nutzung von Biomasse ist in diesem Zusammenhang kein innovatives Konzept im Rahmen der Transformation des Wirtschaftssystems, sondern erfolgt bereits seit Jahr-

¹Intergovernmental Panel on Climate Change

tausenden mit der Nutzung von Holz als Energiequelle und Baumaterial, bzw. mit dem Beginn der Landwirtschaft. Im Rahmen dieser Transformation sollen allerdings die traditionellen Wertschöpfungsketten (wie Nahrungs- und Futtermittelproduktion) um innovative Wertschöpfungsketten zur Herstellung neuer Produkte erweitert werden. Um derartige neue Wertschöpfungsketten zu schaffen, wurden in den vergangenen Jahren zahlreiche Forschungsprojekte und auch größere Forschungsverbünde initiiert (BMBF, 2010; BMBF, 2014). Diese angestrebte Transformation des Wirtschaftssystems wird im Folgenden als Bioökonomie bezeichnet.²

Die Expansion der Bioökonomie ist mit zwei Kernherausforderungen verbunden. Einerseits wird die Nachfrage nach Biomasse durch eine expandierende Bioökonomie erheblich ansteigen, da neben den traditionellen weitere innovative Wertschöpfungsketten etabliert werden sollen. Bell et al. (2018) schätzen, dass der Bedarf an Biomasse für Nahrungsmittel, Futtermittel, energetische und stoffliche Nutzung um 50 % bis 2030 im Vergleich zu 2010 ansteigen müsste, um die wachsende Nachfrage decken zu können. Diese Entwicklung stellt die Landnutzung, insbesondere in Deutschland, vor große Herausforderungen, da es hierzulande nur in geringem Umfang ungenutzte Flächen gibt. Darüber hinaus hat die deutsche Landwirtschaft im internationalen Vergleich bereits eine hohe Intensität, die zu negativen Auswirkungen auf die Umwelt, wie z.B. einer Reduzierung der Biodiversität oder Nährstoffausträgen führen kann (Hazell und Wood, 2008; Tsiafouli et al. 2015).

Neben der Herausforderung der Biomassebereitstellung besteht die zweite große Herausforderung der Bioökonomie in der Entwicklung neuer Technologien und Produkten auf der Basis von etablierten und neuen Rohstoffen. Diesen bisher nicht etablierten Produktionspfaden wird eine wichtige Rolle in der Bioökonomie zugeschrieben, obwohl sich ein großer Teil der Forschungsprojekte in diesem Bereich derzeit noch im Status der Grundlagenforschung befindet und die meisten Verfahren maximal den Labormaßstab erreicht haben. Hierdurch können Forschungsprojekte zur ökonomischen und ökologischen Evaluierung zukünftiger biobasierter Wertschöpfungsketten, die ebenfalls eine wichtige Rolle in der Bioökonomieforschung spielen, nur auf eine sehr eingeschränkte Datengrundlage zurückgreifen. Nichtsdestotrotz ist eine Analyse der Transformation einer fossilbasierten zu einer biobasierten Wirtschaft immens wichtig, um zum einen frühzeitige Fehlentwicklungen im Bereich der Biomassenachfrage aufzuzeigen und zum anderen die begrenzten öffentlichen Fördermittel möglichst effizient verteilen zu können (Wicke et al. 2015).

Grundsätzlich können Analysen mit ökonomischen Modellen mögliche Entwicklungen der Bioökonomie aufzeigen. Dabei kommt der Szenarienentwicklung eine besondere Bedeutung für die Integration der Unsicherheit zu (Angenendt et al. 2018). Dies liegt daran, dass die zugrundeliegenden Wechselwirkungen in solchen Modellen auf der Fortschreibung von historischen Daten beruhen. Auf diese Weise können etablierte Nutzungspfade (z. B. Nahrungs- und Futtermittelproduktion) vergleichsweise gut abgebildet werden. Allerdings beinhaltet die Bioökonomie die Erweiterung um neue stoffliche Nutzungspfade, für die es bisher keine umfassenden Datengrundlage gibt. Bereits Weinschenck (1979) hat diesbezüglich herausgestellt, dass derartige Prognosen

²In Kapitel 1.2 erfolgt die Definition der Bioökonomie im Kontext dieser Arbeit.

einschränkende Aussagekraft haben, wenn Entwicklungen untersucht werden, die entweder weit in der Zukunft liegen oder von stark veränderten Verhalten von Angebot und/oder Nachfrage ausgehen. Aus diesem Grund erfordert die Analyse der Bioökonomie die Simulation von unterschiedlichen Szenarien, die verschiedene Entwicklungsmöglichkeiten abbilden.

1.2 Begriffsabgrenzung Bioökonomie

Der Begriff der Bioökonomie hat sich in den letzten Jahren fest im Wortschatz in wissenschaftlichen und politischen Diskussionen um den Klimawandel etabliert. Allerdings kann die Verwendung des Begriffs sich nicht nur zwischen verschiedenen Gruppen von Stakeholdern unterscheiden, sondern selbst bei Angehörigen des gleichen Forschungsbereichs. Dies liegt insbesondere an den unterschiedlichen Definitionen des Begriffes Bioökonomie selbst, aber auch daran, dass Teilbereiche der Bioökonomie mit unterschiedlichen Begrifflichkeiten bezeichnet werden (Bugge et al. 2016). Lewandowski (2018) stellt verschiedene Begriffe und Aspekte der Bioökonomie umfangreich dar, sodass hier auf eine detaillierte Analyse der unterschiedlichen Konzepte verzichtet wird. Diese Definitionsvariabilität verdeutlicht die Wichtigkeit der Begriffsabgrenzung, wenn Teilbereiche der Bioökonomie analysiert werden. Die hier vorliegende Arbeit basiert auf der Begriffsdefinition des deutschen Bioökonomierates. Der Bioökonomierat (2019) definiert die Bioökonomie als:

„[...] die Erzeugung und Nutzung biologischer Ressourcen (auch Wissen), um Produkte, Verfahren und Dienstleistungen in allen wirtschaftlichen Sektoren im Rahmen eines zukunftsfähigen Wirtschaftssystems bereitzustellen.“

Im Kern beruht die Bioökonomie dabei auf der Reduzierung der Nutzung von fossilen Rohstoffen, da sie einerseits nicht unbegrenzt zur Verfügbarkeit stehen und andererseits die Nutzung negative ökologische Auswirkungen zur Folge hat. Dies soll durch eine Ausweitung der Nutzung von Biomassen und anderen erneuerbaren Ressourcen in traditionellen aber auch in innovativen Wertschöpfungsketten erfolgen. Insbesondere letztere erfordern dabei noch umfangreiche technologische Weiterentwicklungen und sind deswegen Gegenstand von Forschungsstrategien auf verschiedenen politischen Ebenen. So gibt es mittlerweile Forschungsstrategien auf Ebene der Europäischen Union (EU) (EC, 2012), auf Ebene von Deutschland (BMEL, 2014) und ebenfalls auf Ebene der Bundesländer (Hirth et al. 2013). In diesen Forschungsstrategien spielt landwirtschaftliche Biomasse, als Rohstoff für eine expandierende Bioökonomie, eine wichtige Rolle und bildet auch deswegen den Fokus dieser Arbeit.

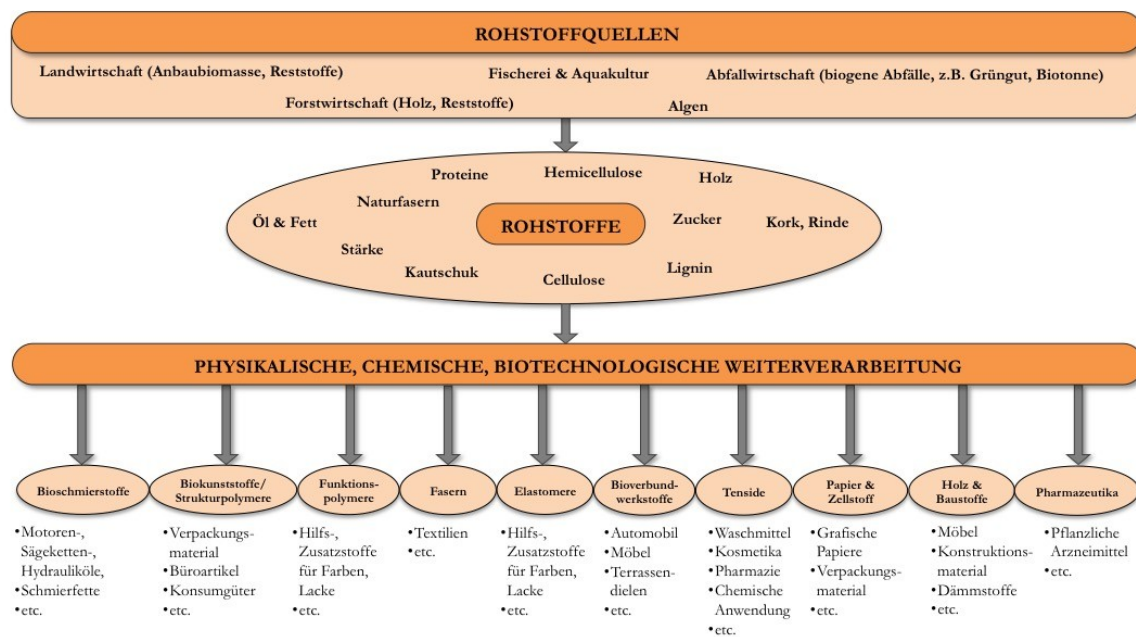


Abbildung 1.1: Übersicht über Rohstoffe sowie Zwischen- und potentielle Endprodukte in der Bioökonomie (BIOPRO, 2018).

1.3 Betrachtungsebenen der Bioökonomie

Die Forschungsfrage dieser Arbeit ist die Produktion und Nutzung von landwirtschaftlichen Biomassen im Rahmen eines zukunftsfähigen Wirtschaftssystems. Hierbei wird die Biomasse auf drei Ebenen untersucht:

Landwirtschaftliche Biomasse ...

- ... als Nahrungs- und Futtermittel
- ... zur energetischen Nutzung
- ... zur stofflichen Nutzung

Diese Gruppen unterscheiden sich in der Güte mit der sie in ökonomische Modelle integriert werden können und werden nachfolgend näher beschreiben.

Nahrungs- und Futtermittel

Die Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln ist seit jeher die wichtigste Aufgabe der Landwirtschaft und dementsprechend lange konkurrieren die verschiedenen Produkte um den knappen Faktor Boden. Hieraus ergeben sich verschiedene Forschungsfragen für das Gebiet der Agrarökonomie. Die Schwerpunkte liegen dabei auf der Nutzungskonkurrenz um den landwirtschaftlichen Boden und auf Folgen von Politikeingriffen und Technologieentwicklungen auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen. Durch die umfassende Datengrundlage von historischen Entwicklungen und dem umfangreichen Forschungsstand bei der Identifikation der grundsätz-

lichen Mechanismen der Wechselwirkungen innerhalb des Agrarsektors sowie mit der Gesamtwirtschaft sind diese Mechanismen gut in Modellgleichungen formulierbar. Diese Datenbasis ermöglicht eine vergleichsweise gute Ableitung von Anpassungsstrategien der landwirtschaftlichen Produktion der Zukunft. Darüber weist die Nahrungsmittelnachfrage eine hohe Korrelation mit der Entwicklung der Bevölkerung und des Wohlstandes auf, die beide vergleichsweise gut auf Basis historischer Daten und externen Prognosen für die Zukunft abgeleitet werden können (Tilman et al. 2011). Aus diesen Gründen ist die Modellierung der Nahrungs- und Futtermittel die Gruppe, die im Vergleich zur energetischen und stofflichen Nutzung die geringste Unsicherheit aufweist.

Energetische Nutzung

Bei der energetischen Nutzung von landwirtschaftlicher Biomasse kann zwischen etablierten und innovativen Verfahren unterschieden werden. Diese Unterscheidung kann sowohl im Bereich der Rohstoffe erfolgen als auch im Bereich der Nutzung. Die Produktion von beispielsweise Silomais als Biogassubstrat gehört zu den etablierten Biomasseproduktionen, während die Produktion von *Miscanthus* zu der Gruppe der neuen Biomassen gehört, da es bisher nur in geringem Maße genutzt wird. Für etablierte Biomassen liegen detaillierte Informationen zum Produktionsverfahren vor, während für die neuen Biomassen nur eingeschränkt Produktionsdaten zur Verfügung stehen. Auf der Ebene der Nutzungspfade sind die Strohverbrennung und die Biogasproduktion Beispiele für etablierte Verfahren und der Biomass-to-Liquid (BtL) Prozess ein Beispiel für innovative Verfahren. Auch wenn es für die neuen Produktionsverfahren keine regional differenzierten, bzw. umfassenden Produktionsdaten gibt, erlauben die vorhandenen Versuchsdaten eine Formalisierung in detaillierte Modelle wie Petig et al. (2019) zeigen.

Auf modelltechnischer Ebene ist die direkte Integration des Energiesektors aufgrund der Komplexität in agrarökonomischen Modelle nicht möglich. Aus diesem Grund ist bei Potentialanalysen von landwirtschaftlicher Biomasse für die energetische Nutzung oder systemischen Änderungen des Energiesektors, beispielsweise durch politische Zielvorgaben der Treibhausgas (THG) Emissionen, die Integration von exogenen Daten erforderlich. Dies kann durch statische Annahmen oder durch die Kopplung mit Modellen, die entweder spezielle Energieproduktionsverfahren (bspw. die Strohverbrennung) oder den gesamten Energiesektor abbilden, erfolgen (Deppermann et al. 2014; Choi et al. 2019).

Stoffliche Nutzung

Die stoffliche Nutzung von Biomasse soll eine wichtige Säule in der expandierenden Bioökonomie spielen. Dies kann durch die direkte Substitution von fossilen Wertschöpfungsketten durch biobasierte geschehen oder durch die Schaffung von gänzlich neuen Wertschöpfungsketten. Die Produktion von Plattformchemikalien auf Basis von landwirtschaftlicher Biomasse ist ein Beispiel für die Substitution von fossilen Wertschöpfungsketten. Die Verfahren dieser Substitution befinden sich bereits im Pilotstatus und mögliche Absatzwege sind hinreichend bekannt. Der Wissensstand bei den innovativen Wertschöpfungsketten befindet sich demgegenüber zur Zeit maximal in der

Grundlagenforschung und dementsprechend ist für diesen Bereich nur eine sehr begrenzte Datengrundlage vorhanden. Aus diesem Grund sind die innovativen Wertschöpfungsketten grundsätzlich durch eine große Unsicherheit gekennzeichnet, da bisher noch unklar ist, welche Produkte und Produktionsverfahren wichtige Rollen einnehmen werden. Diese Unsicherheit und die eingeschränkte Datenverfügbarkeit stellen die Integration in ökonomische Modelle vor Herausforderungen. Im Rahmen dieser Arbeit wird die stoffliche Nutzung deswegen stellvertretend anhand von zwei Teilbereichen analysiert.

(1) Die Nutzung von Biomasse zur Substitution von fossilen Rohstoffen (Plattformchemikalien) wurde in Kapitel 5 durch eine vollelastische, preiskonstante Nachfrage abgebildet. Da die Betrachtungsebene dieses Kapitels auf Baden-Württemberg beschränkt ist, kann der konstante Preis durch die vergleichsweise kleine Größe des Bundeslandes und der damit verbundene fehlende Effekt auf die Weltmarktpreise begründet werden.

(2) Durch die fehlenden Daten von innovativen Wertschöpfungsketten können diese nur in aggregierter Form berücksichtigt werden (van Meijl et al. 2018). In der Analyse in Kapitel 6 wird dies durch eine exogene Nachfrage nach Biomasse für solche Wertschöpfungsketten berücksichtigt, ohne Differenzierung der entsprechenden Produktionsverfahren. Diese exogene Nachfrage wird dem modellinternen Markt entzogen und steht den anderen Nutzungspfaden somit nicht mehr zur Verfügung. Um die Unsicherheit hierbei abbilden zu können, werden verschiedene Szenarien gerechnet, die sich unter anderen in den Wachstumsraten der stofflichen Nutzung für innovative Wertschöpfungsketten unterscheidet.

Untersuchungsebenen der einzelnen Kapitel

Die unterschiedlichen Betrachtungsebenen der Bioökonomie werden in den einzelnen Kapiteln dieser Arbeit in unterschiedlicher Breite und Tiefe betrachtet. In Kapitel 2 und 3 wird vertiefend das Potential einzelner landwirtschaftlicher Biomassen für die rein energetische Nutzung analysiert. In den Kapiteln 4 und 5 wird die energetische Nutzung simultan mit der Produktion für Nahrungs- und Futtermittel untersucht. Im Kapitel 6 wird zusätzlich die stoffliche Nutzung in einer breiten Analyse der Bioökonomie berücksichtigt.

1.4 Methodischer Ansatz

Die Bioökonomie umfasst verschiedene Wirtschaftsbereiche, baut auf verschiedene Rohstoffquellen auf und kann dabei in unterschiedlichen Rohstoffformen Grundlage für zahlreiche Endprodukte sein (Abbildung 1.1). Daraus ergibt sich, dass die treibenden Faktoren der Bioökonomie nicht auf einen Sektor beschränkt werden können, sondern vom Zusammenspiel verschiedener Wirtschaftsbereiche beeinflusst werden. Aus diesem Grund müssen bei ganzheitlichen Analysen der Bioökonomie, diese verschiedenen Wirtschaftsbereiche möglichst umfassend berücksichtigt werden. Dies stellt die Modellierung vor besondere Herausforderungen, da sich die einzelnen Modelle entweder auf bestimmte Teilbereiche (bspw. Wirtschaftssektoren oder ökologische Parameter)

fokussieren und so nicht die notwendige sektorale Bandbreite abdecken oder die Modelle zwar einen Großteil des Wirtschaftssystems abbilden, allerdings die einzelnen Sektoren so aggregiert darstellen, dass die Modellergebnisse keine differenzierte Analyse der Auswirkungen auf einzelne Produkte oder Entscheidungseinheiten (z.B. landwirtschaftliche Betriebe oder chemische Industrie) aufzeigen können. Damit die zahlreichen Wechselwirkungen einer Bioökonomie untersucht werden können, ist deswegen die Verknüpfung von ökonomischen Modellen mit unterschiedlichen sektoralen Schwerpunkten und unterschiedlichen Aggregationsebenen notwendig (Wicke et al. 2015). Aus diesem Grund wurde für die Untersuchungen der vorliegenden Arbeit eine Zusammenarbeit von Modellierern mit unterschiedlichen ökonomischen Modellen im Rahmen einer Arbeitsgruppe (Kompetenznetz Modellierung des Forschungsprogramms Baden-Württemberg³) aufgebaut. Eine schematische Einordnung der Modelle des Kompetenznetzes und der entsprechenden Untersuchungsebene zeigt Abbildung 1.2. Für die in dieser Arbeit dargestellten Analysen kamen insgesamt fünf verschiedene Modelle zum Einsatz, von denen zwei vom Fachgebiet Landwirtschaftliche Betriebslehre der Universität Hohenheim entwickelt und für die Forschungsfragen angewendet wurden. Hierbei handelt es sich um das *Biogassubstratanalyse-Tool (BSAT)*, einem Modell das den landwirtschaftlichen Substratbedarf von Biogasanlagen regional differenziert abbildet und dem *Economic Farm Emission Model (EFEM)*, einem landwirtschaftlichen Angebotsmodell, das die landwirtschaftliche Produktion in Baden-Württemberg modelliert. Darüber hinaus wurden Schnittstellen zwischen *EFEM* und dem Agrarsektormodell *European Simulation Model (ESIM)*, dem Energiesektormodell *Pan-European TIMES Energy System Model (TIMES-PanEU)* und dem techno-ökonomischen Standortoptimierungsmodell *Biomass Value Chain Integrated Optimization for Location, Capacity and Technology Planning (BIOLOCATE)* entwickelt (Abbildung 1.4). Die folgenden Unterkapitel geben einen kurzen Überblick über die eingesetzten Modelle. Detaillierte Modellbeschreibungen und die entwickelten Modellverknüpfungen können den einzelnen Kapitel oder zitierten Modellbeschreibungen entnommen werden.

1.4.1 Produktion von landwirtschaftlichen Biogassubstraten

Die Biogasproduktion hat sich in den vergangenen Jahren fest im landwirtschaftlichen Sektor etabliert. Sie bildet eine wichtige Säule des energetischen Teilbereiches der aktuellen Bioökonomie. In Baden-Württemberg werden fast 10 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) für die Produktion von Biogassubstraten genutzt (Messner, 2018). Der vergleichsweise hohe Bedarf an LF zur Produktion von Biogassubstraten hat auch zum Teil negative Auswirkungen auf Natur und Umwelt zur Folge (Herrmann, 2012) und erfordert deswegen eine ökonomische und ökologische Analyse der eingesetzten Substrate. Dabei haben die regionalen Produktionsbedingungen sowohl auf die ökonomische Vorzüglichkeit als auch auf den ökologischen Fußabdruck einen entscheidenden Einfluss (Auburger et al. 2017). Aus diesem Grund ist für eine Analyse der Biogassubstratproduktion eine regionale Differenzierung notwendig, um die heterogenen landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen adäquat abbilden zu können. Darüber hinaus haben die wichtigen land-

³siehe <https://biooekonomie-bw.uni-hohenheim.de/>

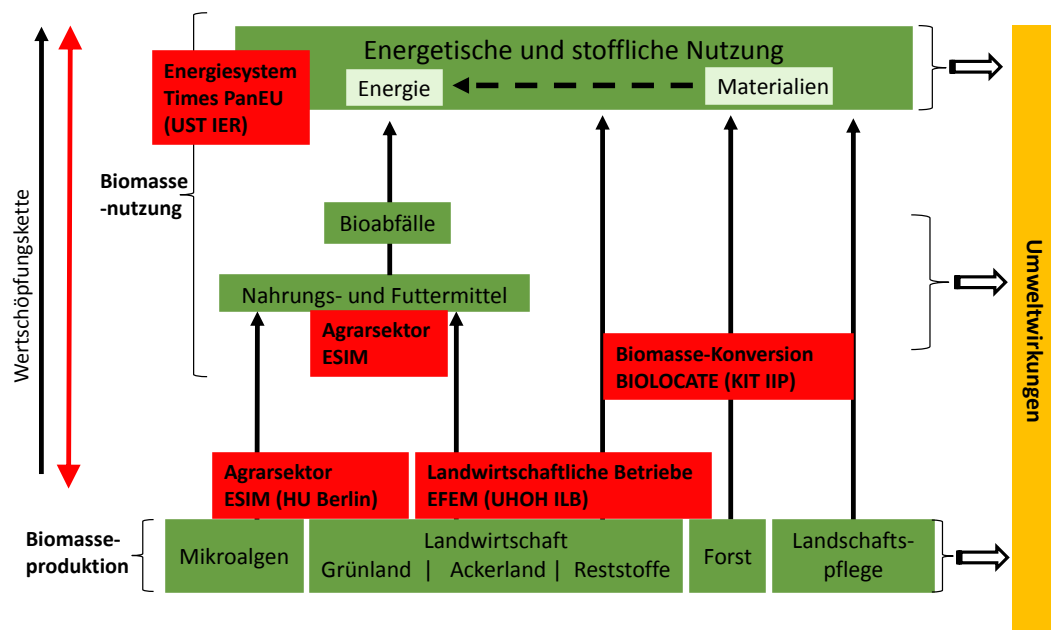


Abbildung 1.2: Verschiedene Ebenen der Bioökonomie und Übersicht der in dieser Arbeit eingesetzten Modelle aus dem Kompetenznetz Bioökonomie Baden-Württemberg.

UST IER: Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart; HU Berlin: Fachgebiet Internationaler Agrarhandel und Entwicklung, Humboldt-Universität zu Berlin; UHOH ILB: Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, Universität Hohenheim; KIT IIP: Institut für Industriebetriebslehre und Industrielle Produktion, Karlsruher Institut für Technologie

wirtschaftlichen Biogassubstrate, wie z. B. Silomais, eine vergleichsweise niedrige Energiedichte aufgrund dessen die Transportwürdigkeit mit zunehmenden Distanzen zwischen Feld und Biogasanlage stark abnimmt (Steinmann und Holm-Müller, 2010). Aus diesem Grund gibt es für den Verkauf von landwirtschaftlichen Biogassubstraten keine überregionale Statistik für Marktpreise und gehandelte Mengen. Hierdurch ist eine direkte Integration in landwirtschaftliche Angebotsmodelle wie dem in der Arbeit verwendeten Modell EFEM nur schwer möglich. Aus diesem Grund wurde am Fachgebiet ein Modellansatz entwickelt (Auburger et al. 2016), der die regional differenzierte Produktion von landwirtschaftlichen Biogassubstraten auf der Basis des bestehenden Biogasanlagenbestandes modelliert. Als Datengrundlage dienen die Veröffentlichungen der Übertragungsnetzbetreiber mit den georeferenzierten Biogasanlagen. Diese Daten werden mit regional differenzierten landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen kombiniert und darauf aufbauend wird für jede einzelne Anlage der kostenminimale Substratmix modelliert. Bei der Modellierung werden die Substrate Silomais, Zuckerrüben, Winterweizen als Ganzpflanzensilage (GPS) und als Korn, Grassilage (Grünland) und Gülle berücksichtigt. Die Ergebnisse werden auf der Ebene der Gemeinde berechnet und können anschließend auf eine höhere Ebene aggregiert werden. Hieraus lässt sich die regionale Nachfrage nach den verschiedenen landwirtschaftlichen Biogassubstraten ermitteln.

1.4.2 Economic Farm Emission Model (EFEM)

Die Kernarbeit baut auf Modellrechnungen des landwirtschaftlichen Produktionsmodells EFEM (Kazenwadel, 1999) auf. Das Modell besteht aus einem statisch-linearen Optimierungsansatz und maximiert den einzelbetrieblichen Deckungsbeitrag. Diese Modellrechnungen basieren außerdem auf einem *bottom-up* Ansatz, bei dem die einzelbetrieblichen Ergebnisse auf regionale Ebene extrapoliert werden und so auch Ergebnisse auf höherer regionaler Ebene ermöglichen. Die regionale Ebene in EFEM bilden acht Vergleichsgebietsgruppen (VGG), deren Gliederung sich auf die unterschiedlichen, in Baden-Württemberg vorherrschenden Produktionsbedingungen, bezieht.⁴ Das Modell berücksichtigt die wichtigsten Ackerkulturen, verschiedene Grünlandnutzung und Tierhaltungsverfahren. Die einzelnen Betriebe können die jeweiligen Verfahren in ihrer Intensität variieren. Die Produzentenpreise, die Faktorkosten und die Betriebskapazitäten (Ackerfläche, Stallplätze) sind dabei exogene Variablen für das Modell, die unter anderem aus Agrarstatistiken und Buchführungsdaten abgeleitet werden. Abbildung 1.3 zeigt eine schematische Übersicht von EFEM. Im Rahmen dieser Arbeit wurde EFEM für die Fragestellungen der Bioökonomie erweitert und Schnittstellen zu anderen Modellen entwickelt. So wurden zum Beispiel die integrierten Produktionsverfahren und Mechanisierungsverfahren auf den aktuellen Stand der Technik aktualisiert. Darüber hinaus wurden die Produktionsverfahren der mehrjährigen Pflanzen in Zusammenarbeit mit Experten aus dem Forschungsprogramm Bioökonomie Baden-Württemberg grundlegend überarbeitet. Detaillierte Informationen über die Integration der mehrjährigen Pflanzen sind in Kapitel 6.2.2 beschrieben.

⁴klimatische und landwirtschaftliche Eigenschaften: Tabelle 6.1; Geografische Einteilung: Abbildung 5.2

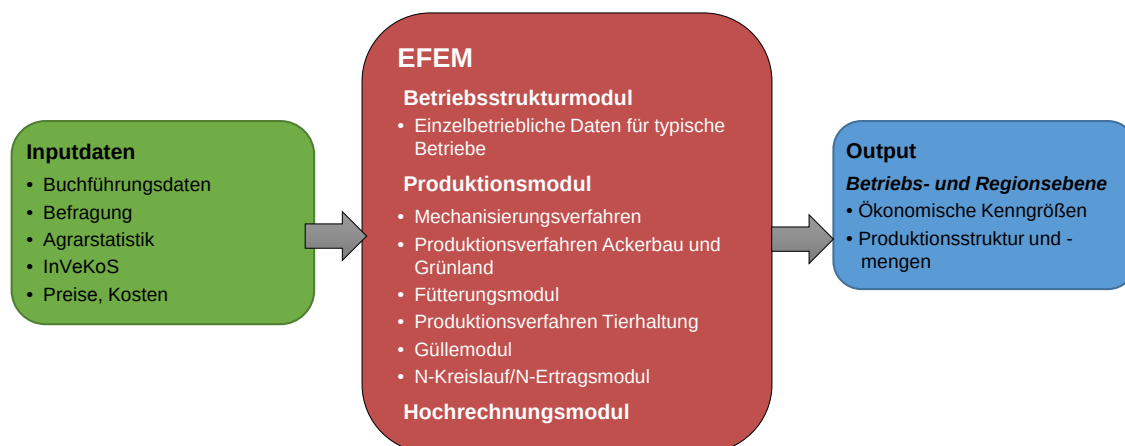


Abbildung 1.3: Schematische Darstellung von EFEM

1.4.3 Biomass Value Chain Integrated Optimization for Location, Capacity and Technology Planning (BIOLOCATE)

BIOLOCATE ist ein techno-ökonomisches Standortoptimierungsmodell, das am *Institut für Industriebetriebslehre und Industrielle Produktion des Karlsruher Instituts für Technologie* entwickelt wurde (Rudi et al. 2017). Das Modell trifft parallel Standort-, Technologie- und Investitionsentscheidungen unter der Maximierung des Gesamtgewinns von Biomassekonversionsanlagen (BKA). Im Rahmen dieser Arbeit wurde es mit EFEM gekoppelt, um auf Basis von preis- und räumlich differenziertem Strohangebot optimale Standorte für Biomassekonversionsanlage (BKA) zu bestimmen. Dabei wurde zum einen mit der Betrachtung der energetischen Nutzung in Form der Strohverbrennung eine bereits in Praxisgröße umgesetzte Technologie untersucht. Zum anderen wurde die stoffliche Nutzung von Stroh in innovativen Wertschöpfungsketten wie der Herstellung von Plattformchemikalien analysiert. Die Vorgehensweise dieser Modellverknüpfung werden in Kapitel 4.2 und 5.2 beschrieben und die Ergebnisse in Kapitel 4.3 und 5.3 dargestellt.

1.4.4 European Simulation Model (ESIM)

ESIM ist ein globales Agrarsektormodell zur Abbildung der landwirtschaftlichen Produktion und verschiedener Verarbeitungsprozesse. Das Modell berücksichtigt sowohl die Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten als auch deren internationalen Handel (Grethe et al. 2012). Methodisch ist es den partiellen Gleichgewichtsmodellen zuzuordnen. Ein Schwerpunkt des Modells liegt auf der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) und dementsprechend wird es insbesondere für Analysen der europäischen Agrar- und Handelspolitik angewendet. Im Rahmen des Kompetenznetzes Modellierung der Bioökonomie wurde es für Fragestellungen der Bioökonomie erweitert (Choi et al. 2019). Das Modell beinhaltet alle EU-Mitgliedsstaaten, die Länder des Westbalkans, die Türkei und die USA. Alle anderen Länder werden als eine sogenannte „Rest of the World“ Region zusammengefasst. Die landwirtschaftliche Produktion und die Nachfrage nach einzelnen land-

wirtschaftlichen Produkten wird durch isoelastische Verhaltensfunktionen abgebildet. ESIM stellt als Ergebnis die Änderungen des Angebots und der Nachfrage nach den verschiedenen landwirtschaftlichen Produkten (Weizenkorn, Rapskörner, Schweinefleisch, etc.) dar. Darüber hinaus werden auch Marktpreisänderungen für die verschiedenen Produkte als Ergebnis ausgegeben. Diese bilden die Basis der Modellkopplung in Kapitel 6 und werden von ESIM an EFEM übergeben.

1.4.5 TIMES-PanEU

TIMES-PanEU ist ein Energiesektormodell, das für Analysen der europäischen Energieproduktion genutzt wird. Es basiert auf linearer Optimierung und hat als Zielfunktion die Minimierung der Energiebereitstellungskosten des Energiesystems. Das Modell berücksichtigt die einzelnen EU-Mitgliedsstaaten sowie die Schweiz und Norwegen. Es wird im Rahmen der Modellverknüpfung in Kapitel 6 genutzt. TIMES-PanEU hat eine Schnittstelle mit ESIM, wodurch die Nachfrage nach landwirtschaftlicher Biomasse für den Energiesektor abgebildet werden kann. Es hat keine direkte Schnittstelle mit EFEM und wird hier der Vollständigkeit halber erwähnt, da die Iterationen zwischen TIMES-PanEU und ESIM maßgeblich die Höhe der landwirtschaftlichen Produktionspreise in den Bioökonomieszenarien mitbestimmen, die wiederum von ESIM an EFEM übergeben werden. Die Beschreibung der Modellverknüpfung zwischen dem Energie- und dem Agrarsektormodell geben Choi et al. (2019) und eine detaillierte Beschreibung des Grundmodells findet sich in Blesl et al. (2012).

1.5 Zielsetzung und Forschungsfragen der Arbeit

Landwirtschaftliche Biomasse wird eine wichtige Rolle als Rohstofflieferant für eine expandierende Bioökonomie zugesprochen (Lewandowski, 2018), was eine Steigerung der Nachfrage nach dieser zur Folge haben würde. Die landwirtschaftliche Produktion hat in Deutschland allerdings nur ein geringes Wachstumspotential, da es keine nennenswerten Mengen von ungenutzten (Marginal-) Flächen gibt, auf dessen Basis die Produktion ausgeweitet werden könnte. Hier unterscheidet sich Deutschland von anderen Ländern, die über signifikante Mengen an Marginalflächen verfügen und denen eine wichtige Rolle zur Produktion von Biomasse für die Bioökonomie zugesprochen werden (Lewandowski, 2015; Choi et al. 2019). Zusätzlich weist die landwirtschaftliche Produktion in Deutschland auf den bereits genutzten Flächen bereits eine hohe Intensität auf. Darüber hinaus reduziert sich die verfügbare landwirtschaftliche Nutzfläche aufgrund der Expansion der Verkehrs- und Siedlungsflächen täglich um ca. 59 ha (Destatis, 2018). Aus diesen Gründen erfordert die Analyse der Entwicklungsmöglichkeiten der Expansion der Bioökonomie einen besonderen Fokus auf die Nutzungskonkurrenz der verschiedenen landwirtschaftlichen Produktionen auf Acker- und Grünland. Grünland kann dabei insbesondere in Baden-Württemberg eine wichtige Rolle als Rohstofflieferant in der Bioökonomie spielen, da der Dauergrünlandanteil an der LF mit 28 % um 10 Prozentpunkte über den bundesweiten Durchschnitt liegt (BMEL, 2018). Für diese Grünlandfläche haben Gauder et al. (2011) und WM (2010) ein signifikantes ungenutztes Potential

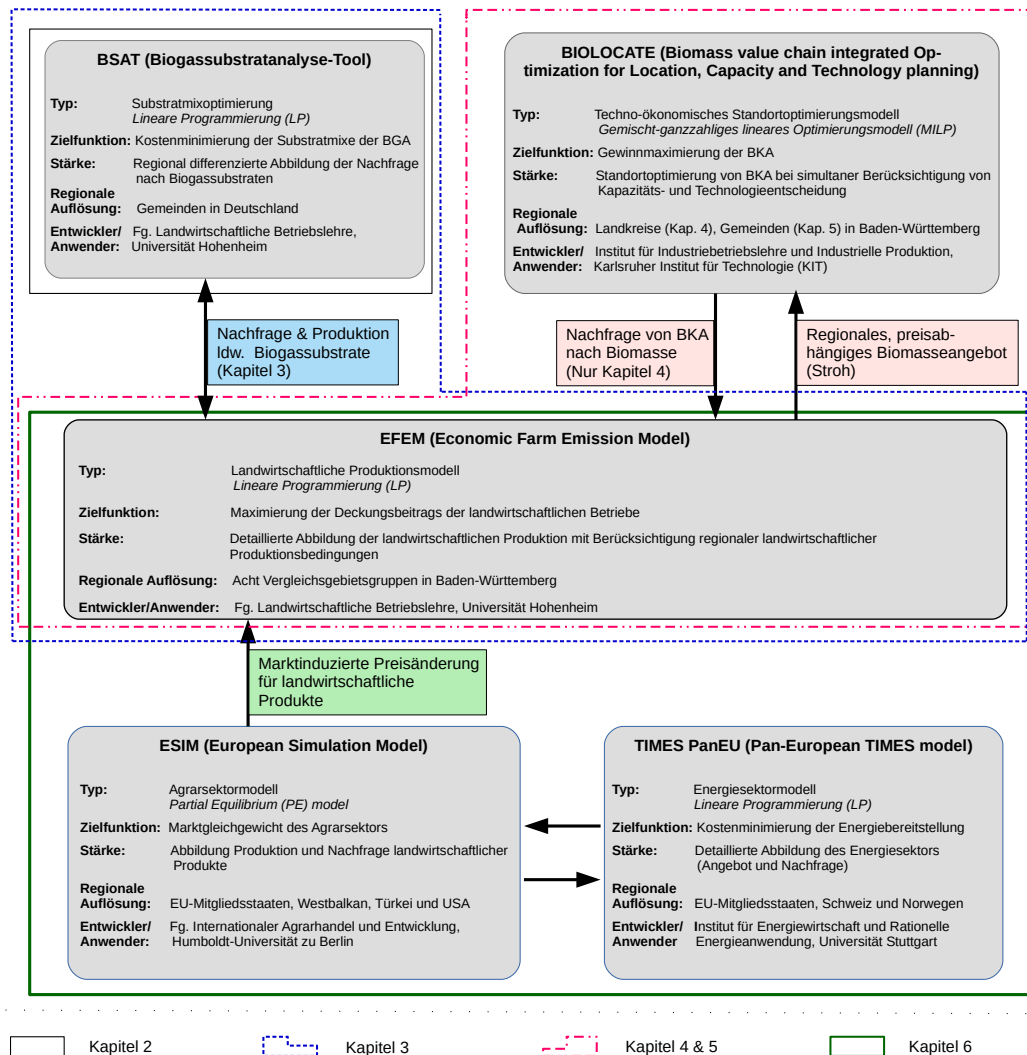


Abbildung 1.4: Grundlegende Eigenschaften der eingesetzten Modelle mit der Zuordnung der Modellkopplungen und den zugehörigen Datenflüssen mit EFEM in den verschiedenen Kapitel der Arbeit

identifiziert und daneben zeigen die Entwicklungen in der Rinderhaltung eine sinkende Nutzung von Grünlandflächen aufgrund von der Substitution durch Silomais in der Fütterung, kombiniert mit einer Reduzierung der bislang tendenziell teureren Weidehaltung (Kiefer, 2014). Aus diesem Grund ist ein Fokus dieser Arbeit die Untersuchung der Biomassenbereitstellung von Grünland.

Die Untersuchung der Potentiale landwirtschaftlicher Biomasse erfolgt mit einzelnen Modellen und Modellkopplungen der zuvor vorgestellten ökonomischen Modelle. Neben dieser Potentialabschätzung bildet die Analyse der Auswirkungen einer Expansion der Bioökonomie auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen den weiteren Schwerpunkt der Arbeit.

Die zentralen Zielsetzungen der Arbeit sind:

- Identifikation von dem Potential landwirtschaftlicher Biomasse für regionale Wertschöpfungsketten der Bioökonomie.
- Analyse der Auswirkungen von einer verstärkten Nutzung von landwirtschaftlicher Biomasse für Wertschöpfungsketten der Bioökonomie auf die landwirtschaftliche Produktion in Baden-Württemberg.

1.6 Aufbau der Arbeit

Im Rahmen dieser Arbeit werden Auswirkungen einer expandierenden Bioökonomie auf Betriebs-, Regions- und Landesebene in Baden-Württemberg untersucht. Im ersten Teil der Arbeit (Kapitel 2) wird die landwirtschaftliche Biogassubstratproduktion untersucht, die zum energetischen Bereich der Bioökonomie gehört. Hierzu wurde ein Modellansatz zur Analyse der regional differenzierten Biogassubstratproduktion um die Nutzung von Grünland als Biogassubstrat erweitert und eingesetzt. Dieser Aspekt ist insbesondere für Baden-Württemberg interessant, da in diesem Bundesland Grassilage 10 % des Substratmixes der Biogasanlagen ausmacht (IER, 2013). In Kapitel 3 wird die modellierte Substratnachfrage der Biogasanlagen (BSAT) mit dem berechneten Angebot von EFEM verglichen, da in EFEM die Biogasanlagen nicht direkt integriert werden können. Dieses Kapitel dient zur Kalibrierung der Modellrechnungen von EFEM hinsichtlich des Angebots von Silomais als Substrat für die Biogasproduktion. Darauf folgend ist in Kapitel 4 und Kapitel 5 das potenzielle Angebot landwirtschaftlicher Biomasse für Wertschöpfungsketten für energetische und stoffliche Biomassekonversionsanlagen in Baden-Württemberg regional differenziert dargestellt. Hierbei wird untersucht, inwieweit sich ein preisdifferenziertes, regionales Biomasseangebot auf die Standortwahl von Biomassekonversionsanlagen auswirkt. In Kapitel 6 werden die Effekte möglicher EU-weiter gesamtwirtschaftlicher Expansionspfade der Bioökonomie auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen in Baden-Württemberg untersucht. Hierfür werden die Ergebnisse einer Modellverknüpfung zwischen dem Agrarsektormodell ESIM und dem Energiesektormodell TIMES-PanEU von vier Bioökonomieszenarien mithilfe von EFEM von nationaler Ebene auf regionale und einzelbetriebliche Ebene herunter skaliert. Abschließend folgt im letzten Kapitel eine gemeinschaftliche Diskussion der Einzelergebnisse mit besonderen Fokus auf den Systemgrenzen der verwendeten Modellansätze. Darüber hinaus werden die möglichen Auswirkungen auf die

landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen diskutiert und daraus resultierende Schlussfolgerungen für Forschung und Politik dargelegt.

Literatur

- Angenendt, E., W.-R. Poganietz, U. Bos, S. Wagner und J. Schippl (2018). „Modelling and Tools Supporting the Transition to a Bioeconomy“. In: *Bioeconomy: Shaping the Transition to a Sustainable, Biobased Economy*. Hrsg. von I. Lewandowski. Cham: Springer International Publishing, S. 287–314. ISBN: 978-3-319-68152-8. DOI: 10.1007/978-3-319-68152-8_9. URL: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68152-8_9.
- Auburger, S., A. Jacobs, B. Märlander und E. Bahrs (Apr. 2016). „Economic optimization of feedstock mix for energy production with biogas technology in Germany with a special focus on sugar beets – Effects on greenhouse gas emissions and energy balances“. In: *Renewable Energy* 89, S. 1–11. DOI: 10.1016/j.renene.2015.11.042.
- Auburger, S., E. Petig und E. Bahrs (2017). „Assessment of grassland as biogas feedstock in terms of production costs and greenhouse gas emissions in exemplary federal states of Germany“. In: *Biomass and Bioenergy* 101, S. 44–52. DOI: 10.1016/j.biombioe.2017.03.008.
- Bell, J., L. Paula, T. Dodd, S. Németh, C. Nanou, V. Mega und P. Campos (2018). „EU ambition to build the world’s leading bioeconomy-Uncertain times demand innovative and sustainable solutions“. In: *New biotechnology* 40.Pt A, S. 25–30. DOI: 10.1016/j.nbt.2017.06.010.
- Bioökonomierat (2019). *Was ist Bioökonomie?* URL: <https://biooekonomierat.de/>.
- BIOPRO Baden-Württemberg GmbH (BIOPRO) (2018). *Produkte der Bioökonomie*. URL: <https://www.biooekonomie-bw.de/de/bw/definition/produkte-der-biooekonomie/>.
- Blesl, M., T. Kober, R. Kuder und D. Bruchhof (2012). „Implications of different climate protection regimes for the EU-27 and its member states through 2050“. In: *Climate Policy* 12.3, S. 301–319. DOI: 10.1080/14693062.2011.637815.
- Bugge, M., T. Hansen und A. Klitkou (2016). „What Is the Bioeconomy? A Review of the Literature“. In: *Sustainability* 8.7, S. 691. DOI: 10.3390/su8070691.
- Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) (2010). *Nationale Forschungsstrategie Bioökonomie 2030. Unser Weg zu einer bio-basierten Wirtschaft*. Berlin.
- (2014). *Bioökonomie in Deutschland - Chancen für eine biobasierte und nachhaltige Zukunft*. Berlin.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Hrsg. (2014). *Nationale Politikstrategie Bioökonomie*. 220.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMEL) (2018). *Statistisches Jahrbuch Über Ernährung, Landwirtschaft Und Forsten Der Bundesrepublik Deutschland 2018*. 61. Jahrgang. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag GmbH. ISBN: 978-3-8308-1365-1. URL: <https://www.statistik-bw.de/Landwirtschaft/Agrarstruktur/Betriebe-LFGK.jsp>.
- Choi, H. S., H. Grethe, S. K. Entenmann, M. Wiesmeth, M. Blesl und M. Wagner (2019). „Potential trade-offs of employing perennial biomass crops for the bioeconomy in the EU by 2050: Impacts on agricultural markets in the EU and the world“. In: *GCB Bioenergy* 11.3, S. 483–504. DOI: 10.1111/gcbb.12596.

- D'Amato, D., N. Droste, B. Allen, M. Kettunen, K. Lähtinen, J. Korhonen, P. Leskinen, B. D. Matthies und A. Toppinen (2017). „Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues“. In: *Journal of cleaner Production* 168, S. 716–734. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.09.053.
- Deppermann, A., M. Blesl, O. Boysen, H. Grethe und D. Bruchhof (2014). „Linkages between the energy and agricultural sectors: Insights from European Union greenhouse gas mitigation scenarios“. In: *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 21.5, S. 743–759. DOI: 10.1007/s11027-014-9621-0.
- European Commission (EC) (2012). *Strategy for Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe*. URL: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52012DC0060>.
- Gauder, M., S. Graeff-Hönniger und W. Claupein (2011). „Identifying the regional straw potential for energetic use on the basis of statistical information“. In: *Biomass and Bioenergy* 35.5, S. 1646–1654. DOI: 10.1016/j.biombioe.2010.12.041.
- Grethe, H., M. Atavia, M. Banse, O. Boysen, A. Deppermann und S. Nolte (2012). *European Simulation Model (ESIM): Documentation (Model Code, Parameterization, Database)*. URL: <http://www.uni-hohenheim.de/qisserver/rds?state=medialoader&objectid=7530&application=lsf>.
- Hazell, P. und S. Wood (2008). „Drivers of change in global agriculture“. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 363.1491, S. 495–515. DOI: 10.1098/rstb.2007.2166.
- Herrmann, A. (Juni 2012). „Biogas Production from Maize: Current State, Challenges and Prospects. 2. Agronomic and Environmental Aspects“. In: *BioEnergy Research* 6.1, S. 372–387. DOI: 10.1007/s12155-012-9227-x.
- Hirth, T., E. Bahrs, A. Bárdossy, J. Bauhus, O. Cirpka, M. Dieterich, E.-M. Engels, H. Grethe, A. Grunwald, C. Rösch, B. Hauer, C. Syldatk, R. Kindervater, I. Lewandowski, A. Marx, M. Müller, T. Rausch, G. Rechkemmer, U. Schließmann, J. Weiss, K.-F. Ziegahn und N. Dahmen (2013). *Bioökonomie im System aufstellen: Konzept für eine baden-württembergische Forschungsstrategie Bioökonomie*. Hrsg. von Strategiekreis Bioökonomie BW.
- Hoegh-Guldberg, O., D. Jacob, M. Taylor, M. Bindi, S. Brown, I. Camilloni, A. Diedhiou, R. Djalante, K. Ebi, F. Engelbrecht, Z. Guangsheng, G. Joel, Y. Hijioka, S. Mehrotra, A. Payne, S. Seneviratne, A. Thomas, R. Warren, S. Halim und M. Sylla (Dez. 2018). „Chapter 3: Impacts of 1.5°C global warming on natural and human systems. In: Global Warming of 1.5 °C. An IPCC special report on the impacts of global warming of 1.5 °C above preindustrial levels and related global greenhouse gas emission pathways [...]“ In: S. 175–311.
- Höök, M., A. Sivertsson und K. Aleklett (2010). „Validity of the Fossil Fuel Production Outlooks in the IPCC Emission Scenarios“. In: *Natural Resources Research* 19.2, S. 63–81. DOI: 10.1007/s11053-010-9113-1.
- Imbert, E., L. Ladu, P. Morone und R. Quitzow (2017). „Comparing policy strategies for a transition to a bioeconomy in Europe: The case of Italy and Germany“. In: *Energy Research & Social Science* 33, S. 70–81. DOI: 10.1016/j.erss.2017.08.006.

- Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) (2013). *Biogasanlagen in Baden-Württemberg Stand der Technik, wirtschaftliche Aspekte, Klimarelevanz und Optimierungspotenziale: Ergebnisse aus einer Umfrage für das Betriebsjahr 2012*. URL: http://www.ier.uni-stuttgart.de/linksdaten/biogas/BG-Betreiber-Umfrage-2012_Okt-13.pdf.
- Kazenwadel, G. (1999). *Ökonomisch/ökologische Beurteilung von regionalen Agrar- und Umweltprogrammen in der Europäischen Union: Zugl.: Hohenheim, Univ., Diss., 1999*. Bd. 162. Agrarwirtschaft Sonderheft. Bergen/Dumme: Agrimedia. ISBN: 3860371088.
- Kiefer, L. (2014). „Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands“. Diss. Universität Hohenheim.
- Lewandowski, I. (2015). „Securing a sustainable biomass supply in a growing bioeconomy“. In: *Global Food Security* 6, S. 34–42. DOI: 10.1016/j.gfs.2015.10.001.
- Hrsg. (2018). *Bioeconomy: Shaping the Transition to a Sustainable, Biobased Economy*. Cham: Springer International Publishing. ISBN: 978-3-319-68152-8. DOI: 10.1007/978-3-319-68152-8.
- McGlade, C. und P. Ekins (2015). „The geographical distribution of fossil fuels unused when limiting global warming to 2°C“. In: *Nature* 517.7533, S. 187–190. DOI: 10.1038/nature14016.
- Messner, J. (Aug. 2018). *Aktueller Stand der Biogasnutzung in Baden-Württemberg*. URL: http://www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/pb/site/pbs-bw-new/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lazbw_2017/lazbw_gl/Gr%C3%BCnlandwirtschaft_und_Futterbau/Biogas/Dokumente_Biogas/Aktueller_Stand_Biogasnutzung_2018.pdf?attachment=true.
- Morone, P. (Apr. 2016). „The times they are a-changing: Making the transition toward a sustainable economy“. In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 10.4, S. 369–377. DOI: 10.1002/bbb.1647.
- Pachauri, R. K., M. R. Allen, V. R. Barros, J. Broome, W. Cramer, R. Christ, J. A. Church, L. Clarke, Q. Dahe, P. Dasgupta et al. (2014). *Climate change 2014: synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC.
- Petig, E., A. Rudi, E. Angenendt, F. Schultmann und E. Bahrs (2019). „Linking a farm model and a location optimization model for evaluating energetic and material straw valorization pathways – A case study in Baden-Wuerttemberg“. In: *GCB Bioenergy* 11.1, S. 304–325. DOI: 10.1111/gcbb.12580.
- Rudi, A., A.-K. Müller, M. Fröhling und F. Schultmann (2017). „Biomass Value Chain Design: A Case Study of the Upper Rhine Region“. In: *Waste and Biomass Valorization*, S. 1–17. DOI: 10.1007/s12649-016-9820-x.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2018). *Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2018*. Hrsg. von Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). 1., Aufl. Münster, Westf: Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup. ISBN: 978-3-8246-1074-7.
- Steinmann, M. S. und K. Holm-Müller (2010). „Thünensche Ringe der Biogaserzeugung – der Einfluss der Transportwürdigkeit nachwachsender Rohstoffe auf die Rohstoffwahl von Biogasanlagen“. In: *German Journal of Agricultural Economics* 59.1. DOI: 10.7788/figurationen.2010.11.2.7.

- Tilman, D., C. Balzer, J. Hill und B. L. Belfort (2011). „Global food demand and the sustainable intensification of agriculture“. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences (PNAS)* 108.50, S. 20260–20264. DOI: 10.1073/pnas.1116437108.
- Tsiafouli, M. A., E. Thébault, S. P. Sgardelis, P. C. de Ruiter, W. H. van der Putten, K. Birkhofer, L. Hemerik, F. T. de Vries, R. D. Bardgett, M. V. Brady, L. Bjornlund, H. B. Jørgensen, S. Christensen, T. D. Hertefeldt, S. Hotes, W. H. Gera Hol, J. Frouz, M. Liiri, S. R. Mortimer, H. Setälä, J. Tzanopoulos, K. Uteseny, V. Pižl, J. Stary, V. Wolters und K. Hedlund (2015). „Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe“. In: *Global change biology* 21.2, S. 973–985. DOI: 10.1111/gcb.12752.
- Van Meijl, H., I. Tsiropoulos, H. Bartelings, R. Hoefnagels, E. Smeets, A. Tabeau und A. Faaij (2018). „On the macro-economic impact of bioenergy and biochemicals – Introducing advanced bioeconomy sectors into an economic modelling framework with a case study for the Netherlands“. In: *Biomass and Bioenergy* 108, S. 381–397. DOI: 10.1016/j.biombioe.2017.10.040.
- Verband der Chemischen Industrie e. V. (VCI) (2017). *Die deutsche chemische Industrie 2030. VCI-Prognos-Studie - Update 2015/2016*. URL: <https://www.vci.de/die-branchen/chemie-2030/2013-01-31-e2809edie-deutsche-chemische-industrie-2030-vci.jsp> (besucht am 21.03.2019).
- Weinschenck, G. (1979). „Das Dilemma langfristiger Prognosen der wirtschaftlichen Entwicklung im Agrarbereich“. In: *Beiträge zur Agrarökonomie. Parey, Hamburg und Berlin*. Hrsg. von M. Köhne, S. 107–119.
- Wicke, B., F. van der Hilst, V. Daioglou, M. Banse, T. Beringer, S. Gerssen-Gondelach, S. Heijnen, D. Karssenberg, D. Laborde, M. Lippe, H. van Meijl, A. Nassar, J. Powell, A. G. Prins, S. N. K. Rose, E. M. W. Smeets, E. Stehfest, W. E. Tyner, J. A. Versteegen, H. Valin, D. P. van Vuuren, S. Yeh und A. P. C. Faaij (2015). „Model collaboration for the improved assessment of biomass supply, demand, and impacts“. In: *GCB Bioenergy* 7.3, S. 422–437. DOI: 10.1111/gcbb.12176.
- Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg (WM) (2010). *Biomasse-Aktionsplan Baden-Württemberg: Erste Fortschreibung*.

Kapitel 2

Assessment of grassland as biogas feedstock in terms of production costs and greenhouse gas emissions in exemplary federal states of Germany

Autoren des Originalbeitrags: Sebastian Auburger, Eckart Petig und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag ist in Biomass and Bioenergy 2017;101: S. 44-52 (DOI: 10.1016/j.biombioe.2017.03.008) erschienen.

Abstract

Grassland production systems offer feedstock for power production based on biogas in Germany. In the future, additional potential grassland will be made available due to further concentration of cattle production in areas that possess comparative advantages for milk and meat production. This study assesses grassland as a feedstock for biogas production in Germany from both an economic and ecological point of view by considering regional production conditions and plant-specific factors. Regional production costs and greenhouse gas emissions for grasslands are calculated within the federal states of Bavaria, Lower Saxony and Schleswig-Holstein, which represent hotspots for German biogas production. A linear model approach is used to optimize the feedstock mix of each biogas plant located in one of these exemplary regions. In a scenario-based analysis, the opportunity costs for energy crops cultivated on arable land are considered to depict a shortage of arable land as an economic advantage of grasslands. Similar to EU biofuel production, the linear model considers the greenhouse gas mitigation potential for power production based on biogas and differing costs of CO₂ emission rights. Greenhouse gas emissions are calculated both with and without iLUC factors to highlight the differences between arable land and grasslands with respect to limited availabilities and the consequences of greenhouse gas emissions. The results show that grasslands could be a reasonable feedstock for biogas production, especially in the northern part of Germany, if iLUC factors are considered and if a greenhouse gas mitigation potential is required that includes high prices for CO₂ emission rights.

2.1 Introduction

Through 2014, more than 8,700 biogas plants (BGP) were in operation in Germany with an installed electric capacity of around 3,9 MW (Biogas, 2015). Compared to other renewable energy sources, power gained from biogas is subject to particularly high feed-in tariffs. New feed-in tariffs have

slowed the expansion of biogas technology since 2013. Subsidizing power production due to high feed-in tariffs was and still is justified by the lower greenhouse gas (GHG) emissions compared with fossil fuels (EEG, 2014). Biogas production in Germany is mainly based on annual energy crops and manure from livestock production. Within energy crops, silage corn (SC) is the most used feedstock (Scheftelowitz et al., 2014). Grassland also provides a suitable feedstock for biogas production which is identified as a key technology for using grassland in energy production systems (Prochnow et al., 2009). In Germany, grass silage (from permanent grassland and arable land) is estimated to account for 12 % of the total feedstock input for biogas production (Scheftelowitz et al., 2014). Nevertheless, grass silage use in a monodigesting system is risky due to both the biological balance and potential mechanical problems within the fermenter (Thamsiriroj et al., 2012). Therefore, co-fermentation of grass silage is usually necessary; this requires additional manure input and other energy crops.

Permanent grassland covers 29 % (4,677,100 ha) of the total agricultural land in Germany (Destatis, 2015b). These areas, which can be used for energy production, are projected to increase due to the decrease in cattle production in certain areas (Rösch et al., 2009). The elimination of the European milk quota will likely lower the price of dairy products; as such, dairy production will increase in regions with low production costs and decrease in regions with site-specific disadvantages (Offermann et al., 2014). Grassland areas in the latter regions can be used for alternative purposes such as biogas production. For example, 65,000 - 200,000 ha of grassland in Bavaria is estimated to be available by 2020 (LfL, 2011). However, the grassland needs to be maintained to satisfy EU policy requirements: Member States shall not decrease the ratio of grassland in relation to total agricultural land by more than 10 % relatively to the ratio of reference year 2003 both at national and regional level (EC, 2004). Furthermore, it can provide feedstock for regional biogas production (Meyer et al., 2015). Grass from landscape management can also be a suitable feedstock for biogas production, if the harvesting date is properly chosen (Herrmann et al., 2014). Unlike energy crop production, grass production does not require arable land, which means minimal competition with food production (Murphy and Power, 2009). Further, grasslands are perennial crops that require less tillage and seeding; these factors decrease both the production costs and unit greenhouse gas emissions (Smyth et al., 2009). Additionally, grassland systems can sequester carbon and further improve the GHG emission balance (Korres et al., 2010). Compared to the common energy crops, grassland systems usually require less mineral fertilizer and pesticide input per hectare but more fuel for harvesting (Hijazi et al., 2016). This impacts both production costs and unit GHG emissions.

The aim of the paper is i) to assess grassland use in German biogas production in terms of both production costs and GHG emissions on a site-specific basis. Thus, site-specific variable production costs and the GHG emissions of grassland as a feedstock in German biogas production are calculated and integrated into the authors economic-ecological model approach of German biogas production (Auburger et al., 2016). Further, the model approach is extended within this study ii) to test whether German biogas production is able to achieve a GHG mitigation potential of

60 % based on GHG emissions of the current power mix in Germany in 2014 (0,569 kg CO₂eq/kWh (Icha, 2015)), which has already been requested for biofuels in the EU (Biokraft-NachV, 2015). Bringing i) and ii) together, we attempt to verify the following hypotheses:

- I. Compared to energy crops from arable land, grassland is a reasonable feedstock for biogas production in some regions of Germany in terms of site-specific production costs.
- II. Compared to energy crops from arable land, grassland as a biogas feedstock contributes to reduce the specific CO₂eq emissions to less than 60 % of the GHG emissions of the current power mix in Germany.

2.2 Materials and methods

2.2.1 Yields and specific methane yields of grassland production systems in Germany

Yield data, which are estimated based on farmers' evaluations, are published by the respective Statistical Offices of the federal states at a district level. Therefore, plant heights of several fields are measured at various times to gain a representative sample. The data are then converted to yield per ha (Destatis, 2015a). The strong effect of cultivation intensity which also affects the species composition in grassland production systems (Pavlů et al., 2016), is characterized by the number of cuts per year and leads to strong variations in biomass yield potential (Ebeling et al., 2013). Grassland is mainly used within the farm and is not sold to customers. Consequently, gaining an accurate weight determination which could be used for yield estimations is not important for many farmers (Grant et al., 2015). Due to missing data from several federal states and districts, it was impossible to apply the model across Germany. Therefore, we have chosen three federal states, Schleswig-Holstein, Lower Saxony and Bavaria. They are characterized as biogas hot-spots and by high quality of grassland yield data collection. Schleswig-Holstein and Lower Saxony conduct many field studies and work with well-trained reporting farmers to estimate crop and grassland yields. In Bavaria, approximately 1,050 official well-trained experts from government service collect yearly yield data and provide reliable data sets (Georg, 2016; Keckl, 2016). The common way of using grassland as biogas feedstock is silage (McEniry et al., 2014). The specific methane yield of grass silage from permanent grassland is characterized by a wide range, depending, among numerous other things, on management intensity and plant community (Prochnow et al., 2009; van Meerbeek et al., 2015). Nevertheless, the model approach is not able to differentiate the variety of permanent grassland and thus needs a specific input value. Therefore, we assumed the standard methane yield for grass silage of Döhler (2013), which is specified with 320 m³ CH₄/t oDM.¹ According to Messner et al. (2011) and Mähnert et al. (2005) this seems to be an appropriate generalization for our model approach. Döhler (2013) assumes an organic matter

¹The biogas yield and methane yield were expressed in m³/t using the ideal gas law (norm conditions: 273.15 K and 1 bar).

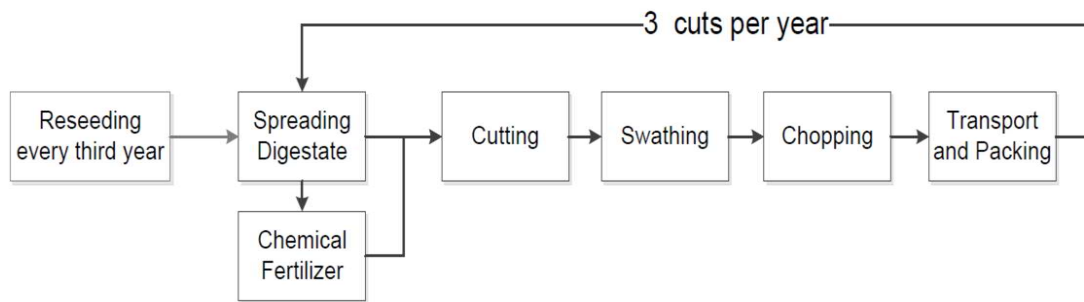


Figure 2.1: Work steps of modeled grassland production system

proportion of 90 % of dry mass (DM) and a dry mass proportion of 35 % fresh mass (FM) resulting in a methane yield of 101 m³ CH₄/t FM.

2.2.2 Input data and allocation of grassland production systems

According to Messner and Elsässer (2011) and Tilvikiene et al. (2012), and 4 cuts are the most preferable cutting regimes for biogas substrate production and have low methane yield differences. Therefore, we assume a production system with 3 cuts per year (Figure 2.1).

2.2.2.1 Amounts and costs of mineral fertilizer

Fertilization is based on nutrient removal which is calculated according to regional FM yields. As such, removed nutrients are allocated to the respective grassland areas. Nutrient shifts due to different feedstock within the digestate are not considered. Phosphate (P) and potassium (K) remain in the digestate without losses (Möller and Müller, 2012). Therefore, a closed nutrient cycle is assumed for P and K. Nitrogen (N) fertilization is modeled different due to its unique properties. The removal of N is linearly interpolated based on DM yields (Schneider-Götz et al., 2011). The difference represents the N amount to be added to the system. The nitrogen needed is supplied by digestate, which accounts for 75 % of the plant available nitrogen (Wendland et al., 2012). Furthermore, the supply via the digestate is limited to 170 kg N/ha due to the governmental restrictions. Mineral fertilizer, which is priced at 1 €/kg (average value 2010-2014) (BMEL, 2016), is only used to fill the gap in overall N removal.

2.2.2.2 Variable production costs and diesel consumption of grassland production systems

The mechanization of grassland and energy crop production systems is divided into two parts. Overall costs for cultivation until harvesting (e.g., reseedling) are considered (Table 2.1). The harvesting process is assumed to be performed by a service provider; therefore, the working time is estimated and assessed with hourly charges of the agricultural contractor, including an hourly

Table 2.1: Grassland and silage corn cultivation equipment costs

	Unit		Source		
Grassland cultivation					
Reseeding	€/ha	30			LfL (2016)
Spreading mineral fertilizer	€/ha	5			KTBL (2016)
Costs for agricultural contractors (excl. driver wage)		Tractor/Self propelled engine	Equipment	Total costs	
Cutting	€/h	45	110	155	KBMB (2015) and MR (2015)
Swathing	€/h	40	60	100	
Chopping	€/h	250		250	
Transport	€/h	40	50	90	
Packing	€/h	30		30	
Spreading digestate	€/h	40	60	100	
Silage corn cultivation					
Seed	€/ha	273			KTBL (2016)
Plant protection	€/ha	69			KTBL (2016)
Machinery costs up to harvest (2/5/20 ha average field size)	€/ha	105/91/85			KTBL (2016)
Costs for agricultural contractors (excl. driver wage)		Tractor/Self propelled engine	Equipment	Total costs	
Chopping	€/h	600		600	KBMB (2015) and MR (2015)
Transport	€/h	40	50	90	
Packing	€/h	30		30	
Spreading digestate	€/h	40	60	100	

wage of 20 €/h for the driver (Table 2.1). The diesel consumption of the machinery is linearly interpolated (KTBL, 2016). Assumptions for production costs are also integrated (Table 2.1). Detailed values for variable production costs and diesel consumption for the remaining energy crops (i.e., sugar beet (SB), winter wheat as whole plant silage (WPWW) and grain) are integrated within the general model approach (Auburger et al., 2016).

2.2.2.3 Greenhouse gas emissions from grassland cultivation

Greenhouse gas emissions are expressed as kg CO₂eq over a 100-year time horizon (Stocker et al., 2013). In our study, 1 kg CO₂ equals 1 kg CO₂eq, 1 kg CH₄ is assessed as 23 kg CO₂eq and 1 kg N₂O is balanced with 296 kg CO₂eq (IPCC, 2007). The recently renewed global warming factors (Myhre et al., 2013) are not considered to conserve the general approach. Greenhouse gas emission factors for grassland production inputs are based on Köppen et al. (2014) which is an officially accepted database for the production of biofuels and bioliquids. The sources of GHG emissions from grassland cultivation are seeds for reseeded, applied mineral fertilizer, fossil fuels (diesel) and N₂O emissions from soil. Changes in soil carbon stock are not considered. The assembling of machinery is not taken into account due to minimal impacts (Dressler et al., 2012). If the removal of N minus the N generation via mineralization and legumes is lower than the allowed spreading limit of 170 kg N/ha (see section 2.2.1), the surplus digestate replaces mineral

fertilizer elsewhere. This substitution of mineral fertilizer is therefore credited to the system. N₂O emissions are assessed following the IPCC Tier 1 method which includes direct and indirect (i.e., volatilization and leaching) emissions (De Klein et al., 2006). To quantify N₂O emissions of mineral and organic fertilizer (see section 2.2.2.1) and the N content of above- and below-ground crop residue, biomass must be determined. The above-ground residue biomass is estimated as 30 % of the harvested dry matter yield (perennial grasses) (De Klein et al., 2006). The Tier 1 method provides a default value for the ratio of below-to above-ground residues of 0.8. Hauggaard-Nielsen et al. (2016) applied a shoot:root ratio of 1:1 which is used in the following. Fresh matter yields are converted into DM yields using a default DM content of 35 %.

2.2.2.4 Emissions from direct and indirect land use change

Direct land use changes are not likely in the context of annual energy crops (Sternier and Fritsche, 2011). Furthermore, conversion from grassland to arable land, which represents a direct land use change, is strongly restricted within Germany (Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland, 2014). Therefore, direct land use changes were not considered in this study. However, German biogas production required approximately 1.3 million ha of agricultural land in 2014 (FNR, 2014); this is almost 8 % of the total agricultural land in Germany. This result indicates that biogas production also impacts the agricultural commodities market (Britz and Delzeit, 2013). Demand for displaced products would increase prices and motivate producers elsewhere to increase production (Gawel and Ludwig, 2011). The displaced production of agricultural commodities can be compensated either via increased yields (i.e., intensification of the production) or via additional cultivation of land which is often associated with GHG emissions (iLUC) (Schmidt and Brandao, 2013). On a global scale, Sternier and Sternier and Fritsche (2011) calculated the GHG emissions from iLUC with 20 t CO₂eq/ha/yr within a 20-year timeframe and proposed for German biofuel production GHG emissions of 5 t CO₂eq/ha/yr. From the perspective of global integrated markets, Tonini et al. (2012) calculated an annual effect of iLUC for biogas production in Denmark of 16 t CO₂eq/ha/yr using barley as the displaced reference crop. Hamelin et al. (2014) estimated an iLUC effect of 18 t CO₂eq/ha/yr for Danish production. Both studies assumed a risk factor of 100 % that iLUC really takes place. With a risk of 25 % Fritsche et al. (2010) calculated an iLUC effect of approximately 3,4 t CO₂eq/ha/yr for a risk factor of 25 % and 7,3 t CO₂eq/ha/yr for a risk factor of 50 % in the context of biofuel production for 2010. Based on the grassland surplus in regions of Germany with low cattle production, iLUC-related emissions for grassland production are only considered in regions with high cattle production intensity. These are defined as districts with a livestock unit (LU) from cattle production greater than 1 LU/ha (Breustedt and Habermann, 2009). Given high uncertainty, we consider a comparatively low iLUC factor of 14 t CO₂eq/ha/yr with 25 % and 50 % risk factor for the scenarios; this is generally in agreement with Fritsche et al. (2010).

2.2.2.5 Extension of the linear model approach

Assuming that a biogas plant is integrated within a farm, energy crop production must compete with cash crop production due to the limited amount of arable land. Thus, opportunity costs have to be considered (Pöschl et al., 2010; Scholz et al., 2011). Permanent grassland production systems do not have to compete with cash crop production because a net conversion from grassland to arable land is strongly restricted in Germany (Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland, 2014). Thus, opportunity costs do not have to be considered for grassland production systems. Site-specific opportunity costs (2.1) are represented by the district specific (i) contribution margin (CM) of winter wheat (WW) as a cash crop which can be grown almost anywhere in Germany. Site-specific yield (y), the predefined price (p) and variable production costs (VC) are required. Variable production costs are impacted by the yield level and are estimated based on LfL (2016).

$$CM_{WW,i} = y_{WW,i}p_{WW} - VC_{WW,i} \quad (2.1)$$

Where: $VC_{WW,i} = 457 + 4.9y_{WW,i}$

Another approach is possible if marginal land lease prices are considered. Farmers can lease their land out to a biogas plant which itself cultivates feedstock. Land lease prices at a district level are available from the Agricultural Census in 2010 (Statistisches Bundesamt, 2016) and were updated based on (Neue Landwirtschaft, 2013). We consider both approaches in our calculations. Direct EU payments do not have to be considered because both grassland and arable land receive these at the same level. The linear model approach (2.2) which is derived from linear models that minimize the costs of feed rations (Buckley, 1989; Fisher and Schruben, 1953) is used to minimize the feedstock costs for each biogas plant in our database. A balance line in GHG emissions for each type of feedstock is considered and the biogas plant itself is integrated within the model approach to limit GHG emissions per kWh. Furthermore, "Buying CO₂ emission rights" is added to the model. The modeled biogas plant can either alter the feedstock or buy CO₂ emission rights to fulfill an exogenous fixed GHG emission limit which can be set in the future based on biofuel regulations (EEG, 2014; Biokraft-NachV, 2015). The cost minimization strategy depends, on the one hand, on the production costs, energy contents and GHG emissions of the considered energy crops and, on the other hand, on the price of purchasing CO₂ emission rights. In Europe, the CO₂ certificate trading system was established in 2005 (Deutsche Emissionshandelsstelle, 2014). The average price for CO₂ certificates which is assumed to be the lower limit of costs for CO₂ emission rights was approximately 6 €/t CO₂ in 2014/15 (EEX, 2016). CO₂ damage costs (80 €/t CO₂) are an alternative approach for quantifying CO₂ emissions rights and are considered as medium level. Furthermore, higher costs (80 €/t CO₂) are set as an upper limit for a sensitivity analysis (Schwermer et al., 2012).

The objective function of the linear approach (a) contains the relative variable feedstock production costs in €/t FM, whereas the constraints (b) consist of fermentation restrictions by law and biology, the energy demand of the BGP and the GHG emissions restriction. The linear approach

is composed of 10 so-called activities (columns), seven feedstock activities, an activity to control the feedstock restrictions expressed as a mass percentage, an activity containing the possibility to buy GHG emission rights and an activity representing the BGP (i.e., energy demand and GHG emissions based on plant operation).

$$\min \rightarrow \{a^T x \mid A_{1i}x = b_1, A_{2-11i}x \leq b_{2-11}, A_{12i} = b_{12}, x \geq 0\} \quad (2.2)$$

with

$$a = \begin{bmatrix} 0 \\ PC_{SC} \\ PC_{WPWW} \\ PC_{WW} \\ PC_{SB} \\ PC_{GL} \\ PC_{Manure} \\ PC_{CO_2 \text{ Emission}} \\ 0 \end{bmatrix}; b = \begin{bmatrix} 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ 0 \\ GHG_{max} \\ 1 \end{bmatrix} \quad (2.3)$$

$$A = \begin{bmatrix} -1 & 1 & 1 & 1 & 1 & \frac{1}{-1} \\ \frac{man_{min}}{-man_{max}} & & & & & \frac{1}{1} \\ -0.6 & 1 & & 1 & & \\ 0 & & & & \frac{1}{1} & \\ -0.4 & -1026 & -1008 & -2617 & -705 & -1008 & -1008 & -14 & BGP_{kWh} \\ -0.3 & & 1 & & & & & & \\ -0.1 & & & 1 & & & & & \\ -0.3 & GHG_{SC} & GHG_{WPWW} & GHG_{WW} & GHG_{SB} & GHG_{GL3} & GHG_{GL4} & -GHG_{man} & -1000 & BGP_{BGP} \\ & & & & & & & & & 1 \end{bmatrix} \quad (2.4)$$

where $PC_{\#}$ represents the variable production costs, $PC_{CO_2 \text{ Emission}}$ is the price for the CO_2 emission rights and GHG_{max} is the limit of GHG emissions at which the BGP is allowed to emit per year, expressed as kg CO_2eq derived from the GHG emission limit per kWh. BGP_{kWh} represents the gross energy demand of the biogas plant including losses from methane leakage, methane content of the digestate and conservation losses from feedstock. man_{min}/man_{max} are feedstock restrictions of minimal or maximal manure input and depend on the feed-in tariffs of each BGP. GHG_{BGP} is the GHG emission due to the operation of the BGP itself (Auburger et al., 2016).

2.2.2.6 Scenarios considered

The baseline scenario does not consider iLUC factors, costs of CO_2 emission rights, a GHG mitigation potential for power based on biogas nor the competition of arable land with cash crops. The economic competitiveness of grassland as biogas feedstock (hypothesis I) within the considered federal states is tested with the following scenarios (different land costs for energy crops production on arable land):

- A1: Different land lease prices for arable land and grassland on a district level.
- A2: The contribution margin of winter wheat (15 €/dt) is factored into the production costs for energy crops.
- A3: The contribution margin of winter wheat (20 €/dt) is considered.

The contribution of grassland as a feedstock in biogas production to a GHG mitigation of 60 % (hypothesis II) is tested in the following scenarios which use different land lease prices for arable land and grassland and differ in the costs of CO₂ emission rights:

- B1: 50 % iLUC risk factor and 6 €/t CO₂
- B2: 50 % iLUC risk factor and 80 €/t CO₂
- B3: 50 % iLUC risk factor and 120 €/t CO₂

2.3 Results

According to Graebig et al. (2010) and Wünsch et al. (2012), silage corn is the economically preferred feedstock for biogas plants in Germany. For this reason, the results of the implementation of grassland are compared to this feedstock. For each considered federal state, we selected an exemplary location for a BGP to represent different production conditions within biogas hot spots in Germany. The characteristics of the examined locations are presented in Table 2.2.

Table 2.3 shows the variable production costs for grassland and silage corn for the exemplary locations. Each baseline column depicts the results of the baseline scenario, columns A1 depict the scenario with different land lease prices for arable land and grassland, columns A2 und A3 depict costs for silage corn in both scenarios with different contribution margins of winter wheat.

The variable production costs for methane range between 0.266 and 0,522 €/m³ CH₄ for the different scenarios, regions and substrates. Seed costs, plant protection, mineral fertilizer usage and miscellaneous machine costs play a minor role in the production costs of grassland; for silage corn, these costs account for approximately 30 % in the baseline scenario.

Table 2.2: Characteristics of the three exemplary analyzed sites based on Statistisches Bundesamt (2016)

Location (District)	Average yield (in t FM /ha)			Average field size (in ha)	Cattle con- centration (in LU ¹ /ha)	Land lease (in €/ha)	
	Silage corn	Grassland	Winter wheat			Arable land	Grassland
Rotenburg (Lower Saxony)	46.2	31.1	6.8	5	1.16	449	213
Segeberg (Schleswig- Holstein)	39.0	26.2	8.3	5	0.75	482	292
Ansbach (Bavaria)	49.8	26.2	6.4	2	0.62	424	251

¹ LU: Livestock unit

Table 2.3: Specific variable production costs for grassland and silage corn in €/m³ CH₄ for three locations with varying scenarios

Cost position (€/m ³ CH ₄)	Rotenburg						Segeberg					Ansbach						
	Grassland		Silage corn				Grassland		Silage corn			Grassland		Silage corn				
	base ^b	A1	base	A1	A2	A3	base	A1	base	A1	A2	A3	base	A1	base	A1	A2	A3
Seed	0.003		0.039				0.004		0.046				0.004		0.036			
Plant protection	-		0.013				-		0.015				-		0.012			
Mineral fertilizer	0.025		0.006				0.006		0.006				0.006		0.006			
Misc. machine cost ^a	0.007		0.017				0.008		0.020				0.008		0.018			
Harvest	0.261		0.132				0.288		0.145				0.310		0.129			
Digestate spreading	0.036		0.024				0.045		0.027				0.045		0.022			
Seed																		
Storage	0.049		0.042				0.049		0.042				0.049		0.042			
Land lease prices	-	0.066	-	0.082	-	-	0.108	-	0.105	-	-	-	0.093	-	0.072	-	-	-
Contribution margin	-	-	-	-	0.042	0.105	-	-	-	-	0.083	0.174	-	-	-	-	0.033	0.087
Sum	0.380	0.446	0.273	0.355	0.315	0.378	0.398	0.507	0.302	0.407	0.385	0.476	0.420	0.513	0.266	0.339	0.299	0.354

^a Overall costs for cultivation until the harvest (e.g., reseeding).

^b Base: baseline

Harvest machine costs are the largest portion in most cases (0.129 - 0,310 €/m³ CH₄). Machine costs for digestate spreading and storage are comparable across feedstocks. In most scenarios, the production costs for methane are lower for silage corn than for grassland. With differing land lease prices (A1), the cost advantage of silage corn decreases in Rotenburg and Segeberg, whereas in Ansbach, grassland becomes relatively more expensive. Additionally, the effect of the considered land lease prices is highest in Segeberg (0.108 for grassland and 0,105 €/m³ CH₄ for silage corn), followed by Rotenburg (0.066 and 0,082 €/m³ CH₄) and then Ansbach (0.093 and 0,072 €/m³ CH₄). Considering the differing contribution margins for winter wheat (A2 and A3), silage corn becomes less favorable depending on the price of winter wheat and the region. The opportunity costs vary between 0.033 and 0,174 €/m³ CH₄ across the three locations; in Segeberg, cost equality is between a wheat price of 15 and 20 €/dt; in Rotenburg, cost equality is near a wheat price of 20 €/dt; and in Ansbach, silage corn is still less expensive at a wheat price level of 20 €/dt.

Table 2.4 shows the specific GHG emissions for the considered feedstocks in kg CO₂eq/m³ CH₄ at the exemplary sites. The emissions vary between 0.808 and 3,067 kg CO₂eq/m³ CH₄ for grassland and between 0.342 and 1,957 kg CO₂eq/m³ CH₄ for silage corn. Seed, plant protection, mineral fertilizer and miscellaneous machine usage account for a minimal share of the emissions. The emissions based on the silage harvest range from 0.047 to 0,115 kg CO₂eq/m³ CH₄, whereas the emissions for harvest silage corn is approximately half of the emissions caused by the harvest of grass silage.

The major consideration for GHG emissions in the baseline scenario are N₂O emissions. Those emissions vary between 0.680 and 0,740 kg CO₂eq/m³ CH₄ for grassland and between 0.274 and 0,328 kg CO₂eq/m³ CH₄ for silage corn. Overall, silage corn has lower GHG emissions than grassland does in the baseline scenario. The iLUC scenarios lead to an increase in GHG emissions for silage corn production, whereas the iLUC-based emissions for grassland are only considered in Rotenburg. In both scenarios, the considered iLUC factor increases the emissions from silage corn

by 0.595-1,521 kg CO₂eq/m³ CH₄ and leads to higher emissions than grassland in Segeberg and Ansbach. In Rotenburg, the iLUC-based emissions of grassland are higher than those for silage corn; therefore, the performance of silage corn is higher than in the baseline scenario.

Table 2.4: Specific greenhouse gas emission for grassland and silage corn in kg CO₂eq/m³ CH₄ for three locations with varying scenarios

Emission source (kg CO ₂ eq/m ³ CH ₄)	Rotenburg						Segeberg						Ansbach					
	Grassland			Silage corn			Grassland			Silage corn			Grassland			Silage corn		
	base ^b	B25	B50	base	B25	B50	base	B25	B50	base	B25	B50	base	B25	B50	base	B25	B50
Seeds	0.000			0.002			0.000			0.003			0.000			0.002		
Plant protection	-			0.003			-			0.004			-			0.003		
Fertilization	0.035			0.003			0.011			0.026			0.011			-0.007		
Misc. Machines ^a	0.003			0.023			0.004			0.027			0.004			0.023		
Harvesting	0.104			0.047			0.113			0.049			0.115			0.047		
N ₂ O	0.740			0.290			0.680			0.328			0.680			0.274		
iLUC	-	1.092	2.184	-	0.642	1.285	-			0.760	1.521		-			-	0.595	1.190
Sum	0.883	1.975	3.067	0.368	1.010	1.652	0.808			0.436	1.197	1.957	0.810			0.342	0.937	1.533

B25: iLUC risk 25 % (3,5 t CO₂/yr/ha); B50: iLUC risk 50 % (7 t CO₂/yr/ha); Emission = 0.000: Value >0 but too small to be displayed.

^a Emissions by machines for cultivation until the harvest (e.g. reseeding).

^b Base: baseline

Figure 2.2 shows the results of the modeled feedstock composition for the considered substrates in the different scenarios for fresh mass, aggregated for the exemplary federal states. In the baseline scenario, the feedstock is dominated by silage corn, which accounts for approximately 60 % in Bavaria and Lower Saxony, followed by manure and WPWW. In Schleswig-Holstein silage corn, WPWW and manure are used in roughly equal shares. In the scenario with different land lease prices for arable land and grassland (A1), WPWW or silage corn is replaced by sugar beet, depending on the region. In the scenarios with different contribution margins for winter wheat (A2 and A3), there is also a replacement of crops from arable land with grassland. Furthermore, the results show a smaller change in the feedstock in Bavaria. Similar effects occur in the iLUC scenarios in Bavaria, where only a small substitution of WPWW and sugar beet by grass silage takes places. In Lower Saxony the iLUC scenarios show a replacement of WPWW and thereafter silage corn by grass silage associated with a higher price of CO₂ certificates, up to a share of 8 %. An increased price of CO₂ certificates results in Schleswig Holstein to a substitution of silage corn first by sugar beet (B1 and B2) and additionally by grass silage (B2 and B3). The share of grassland in the feedstock mix ranges between 1,5 % in Bavaria and 11 % in Schleswig-Holstein for the scenarios with a certificate price of 120 €/t CO₂.

2.4 Discussion and conclusion

Compared to other studies (Stürmer et al., 2011; Gissén et al., 2014), our results indicate that grassland is, on average and based on the variable production costs per energy unit, competitive with silage corn only if the opportunity costs of arable land are also considered. The analysis of the production costs from grassland and silage corn production shows that the main difference is harvest

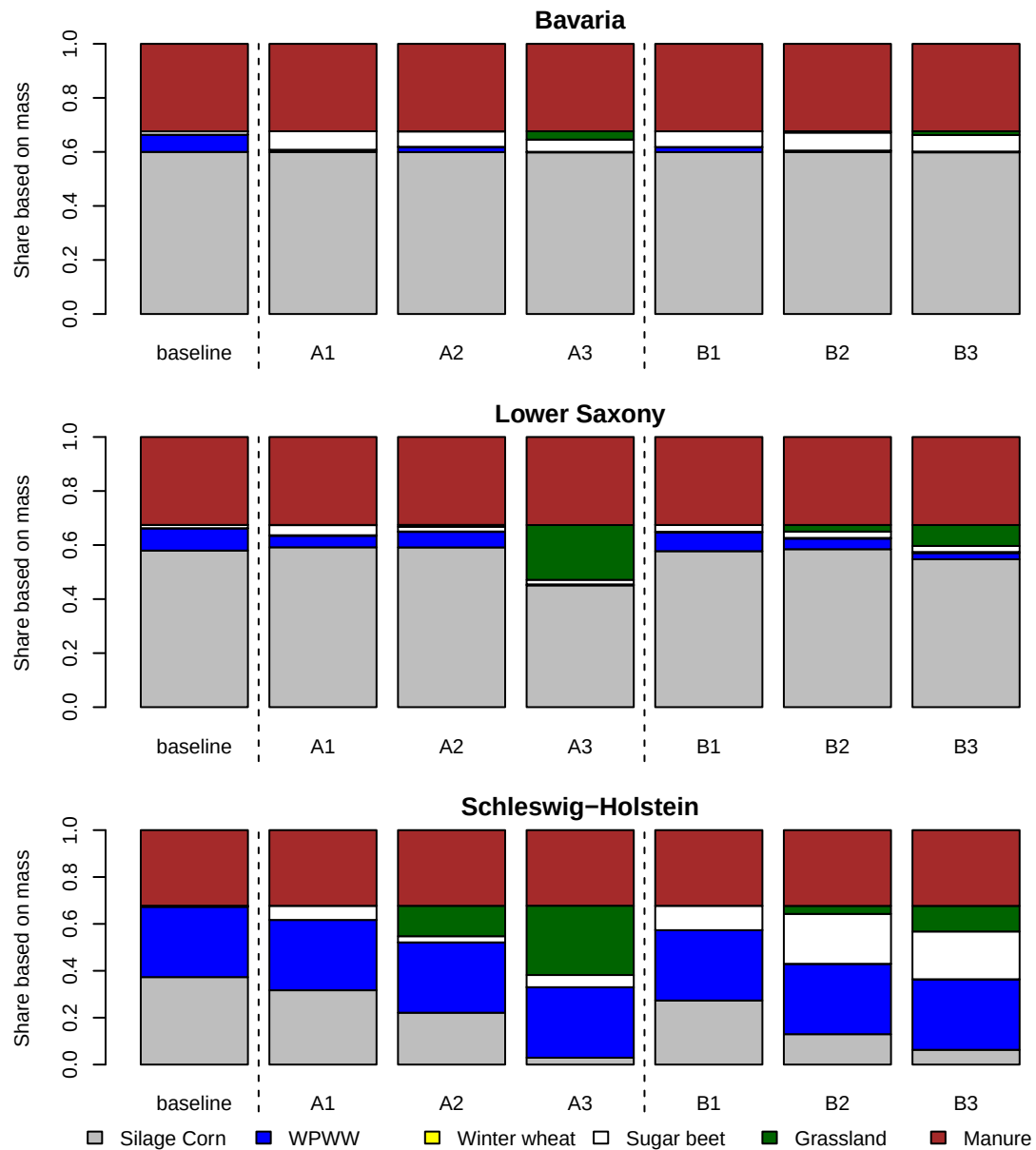


Figure 2.2: Modeled feedstock input for power production based on biogas in the considered federal states Schleswig-Holstein, Lower Saxony, and Bavaria for considered scenarios; (WPWW: Whole plant winter wheat)

costs which are higher for grassland because more passes are necessary. The different opportunity cost for arable land and grassland indicates that grassland can be a reasonable feedstock, especially in the federal states of Lower Saxony and Schleswig-Holstein, due to their lower silage corn yields and higher grassland yields. However, grassland is of high importance to dairy production, especially in parts of these federal states. This scarcity would require consideration of contribution margins of grassland in production costs. Given that grassland yield is characterized by high transportation costs, small-scale spatial data are necessary to factor differing land availabilities in the model. Furthermore, farmers often use grassland from one field as feed for animals and biogas plants (Pehlken et al., 2016) which decreases the decisive contribution margin. Kandziora et al. (2014) found that in regions of northern Germany grassland area decreased approximately 50 % from 1987 to 2007 which shows the reduced importance of grassland for cattle production. Bavaria is characterized by high silage corn yields due to the C4 characteristics of corn (Koçar and Civaş, 2013). Even with a winter wheat price of 20 €/dt, the contribution margin results in a low share of grassland in the overall feedstock input of Bavaria (Figure 2.2). Therefore, hypothesis I must be rejected for Bavaria but can be confirmed for the northern part of Germany if opportunity costs are considered. Nevertheless, grassland could be an important substrate, depending on the local circumstances.

In terms of GHG emissions, the main difference between grassland and silage corn is the emissions caused by iLUC. Considering iLUC factors when calculating the GHG emissions is subject to high uncertainty because the magnitude of iLUC must be modeled (Nassar et al., 2011). Problems arise from causality, measuring, attribution and governance (Gawel and Ludwig, 2011). Nevertheless, considering iLUC can reverse the GHG saving potential of renewable energies (Smith et al., 2014); thus, their consideration in a scenario analysis seems appropriate. In the case of "Rotenburg", which is characterized by high cattle production intensity, iLUC is also considered for grassland production systems due to an assumed shortage of feedstock for cattle production. At all other sites, iLUC is considered only for arable land due to the low cattle production intensity. This has led to ecologic advantages for grassland at these sites which is also reflected in the scenarios with costs for CO₂ emission rights. High costs for CO₂ emission rights make feedstocks with lower GHG emissions preferable from an economic point of view, which results in a higher share of grass silage within the total demand of feedstock for Lower Saxony and Schleswig-Holstein. For Bavaria, grass silage is significantly less realized within the scenarios, considering the cost for CO₂ emission rights. Based on the high methane yields per hectare and the resulting low production costs of energy crops, it is still cheaper to "invest" in CO₂ emission costs (6, 80 and 120 €/t CO₂) than it is to switch to more expensive feedstocks. Furthermore, the relative N₂O emissions represent a differentiation of GHG emissions. The modeled N removal which must be supplied by organic and mineral fertilizer, N generation via mineralization or grassland legumes, is similar between silage corn and grassland production systems. However, silage corn is able to generate higher methane yields per hectare (Svoboda et al., 2013). This indicates a higher N-fertilizer efficiency (Hauggaard-Nielsen et al., 2013) and results in relatively lower N₂O emissions per m³

methane. The specific GHG emissions per federal state range from 0.145 to 0,176 kg CO₂eq/kWh_{el} in the baseline and opportunity costs based scenarios (baseline, A1, A2, A3). This corresponds with Bachmaier et al. (2010) who calculated emission rates between -0.085 and 0,251 kg CO₂eq/kWh_{el}. In comparison to our results, the higher variation is related to a more detailed differentiation of biogas plant types and management strategies. Furthermore, Dressler et al. (2012) reported GHG emissions from 0.058 to 0,179 kg CO₂eq/kWh_{el}. The range depends primarily on the variation of used heat, whereas such differentiation is no part in our modeling approach.

The calculated average emissions in the iLUC scenarios vary from 0.458 to 0,546 kg CO₂eq/kWh_{el} per federal state. Assuming a lower iLUC risk factor (25 %) in order to consider the high uncertainty related with value of the iLUC based emissions, the emissions vary between 0.323 and 0,345 kg CO₂eq/kWh_{el} per federal state. Therefore, the smaller risk factor leads to minor changes in overall feedstock composition. However, in this model approach iLUC effects are accountable for approximately 70 % in the scenarios with a risk factor of 50 %, respectively, 50 % in the scenarios with a risk factor of 25 % of considered greenhouse gas emissions. A literature review (Ahlgren and Di Lucia, 2014) of the studies on the estimation of GHG emissions caused by iLUC of biofuels shows a wide variation of results. For biofuel from maize, the model results ranges from around 0.020 up to over 0,350 kg CO₂eq/kWh induced by iLUC. Schmidt and Brandao (2013) calculated GHG emissions including iLUC between 0.0709 and 0,858 kg CO₂eq/kWh. For a feedstock mix of 70 % maize and 30 % manure they estimated emissions of 0,592 kg CO₂eq/kWh. The results of our study fits in the variation ranges of both studies. However, it must be noted that those studies show a high variation and uncertainty of the effects on the GHG emissions caused by iLUC.

Therefore, Hypothesis II which states that grasslands could help to fulfill future GHG mitigation requirements per kWh power of German biogas production, can only be accepted for Lower Saxony and Schleswig-Holstein, if iLUC factors and high prices for CO₂ emission rights are considered.

Finally, due to the lower methane yields per hectare grassland production systems cannot compete with silage corn with respect to production costs and GHG emissions for many regions. Nationwide, the availability of comparable grassland yield data would allow for a nationwide analysis and detection of more regions where grassland is feasible as a biogas feedstock.

Acknowledgments

This study was performed with support from the Federal Ministry of Food and Agriculture (105514) by decision of the German Bundestag and via the Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. within the joint project "The sugar beet as an energy crop in crop rotations on highly productive sites - an agronomic/economic system analysis." and by a grant from the Ministry of Science, Research and the Arts of Baden-Württemberg Az: 33-7533-10-5/96 as part of the BBW ForWerts Graduate Program."

References

- Ahlgren, S. and L. Di Lucia (2014). "Indirect land use changes of biofuel production - a review of modelling efforts and policy developments in the European Union". In: *Biotechnology for biofuels* 7.1, p. 35. DOI: 10.1186/1754-6834-7-35.
- Auburger, S., A. Jacobs, B. Märländer, and E. Bahrs (Apr. 2016). "Economic optimization of feedstock mix for energy production with biogas technology in Germany with a special focus on sugar beets – Effects on greenhouse gas emissions and energy balances". In: *Renewable Energy* 89, pp. 1–11. DOI: 10.1016/j.renene.2015.11.042.
- Bachmaier, J., M. Effenberger, and A. Gronauer (2010). "Greenhouse gas balance and resource demand of biogas plants in agriculture". In: *Engineering in Life Sciences* 10.6, pp. 560–569. DOI: 10.1002/elsc.201000073.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2011). *Machbarkeitsstudie*.
– (2016). *Deckungsbeitragsrechner*. URL: <https://www.stmelf.bayern.de/idb/default.html>.
- Breustedt, G. and H. Habermann (2009). *Determinants of agricultural cash rents in Germany: A spatial econometric analysis for farm-level data*. Tech. rep.
- Britz, W. and R. Delzeit (Nov. 2013). "The impact of German biogas production on European and global agricultural markets, land use and the environment". In: *Energy Policy* 62, pp. 1268–1275. DOI: 10.1016/j.enpol.2013.06.123.
- Buckley, J. (1989). "Solving possibilistic linear programming problems". In: *Fuzzy Sets and Systems* 31, pp. 329–341.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMEL) (2016). *Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland: Jahrbuch 2016*. 60. Jahrgang. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag GmbH. ISBN: 978-3-7843-5437-8. URL: <https://www.statistik-bw.de/Landwirtschaft/Agrarstruktur/Betriebe-LFGK.jsp>.
- Bundesregierung (2014). *Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien EEG 2014 (German Renewable Energy Act): REA*.
– (2015). *Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen: Biokraft-NachV*. URL: <http://www.gesetze-im-internet.de/biokraft-nachv/>.
- Bundesregierung der Bundesrepublik Deutschland (2014). *Gesetz zur Durchführung der Direktzahlungen an Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen von Stützungsregelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik (Direktzahlungen-Durchführungsgesetz - DirektZahlDurchfG)*. URL: <http://www.gesetze-im-internet.de/direktzahldurchfg/BJNR089700014.html>.
- De Klein, C., R. Novoa, S. Ogle, K. Smith, P. Rechette, and T. Wirth (2006). *N₂O Emissions from managed soils and CO₂ Emissions from lime and urea application: Chapter 11: IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Ed. by IPCC.
- Deutsche Emissionshandelsstelle (2014). *Fragen und Antworten zum Europäischen Emissionshandel*. Ed. by Umweltbundesamt. Berlin. URL: http://www.dehst.de/SharedDocs/Downloads/DE/Publikationen/Fragen_Antworten_EH.html.
- Döhler, H. (2013). *Faustzahlen Biogas*. 3. Ausg. Darmstadt: KTBL. ISBN: 9783941583856.

- Dressler, D., A. Loewen, and M. Nelles (2012). "Life cycle assessment of the supply and use of bioenergy: Impact of regional factors on biogas production". In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 17.9, pp. 1104–1115. DOI: 10.1007/s11367-012-0424-9.
- Ebeling, D., L. Breitsameter, B. Bugdahl, E. Janssen, and J. Isselstein (2013). "Herbage from extensively managed grasslands for biogas production: methane yield of stands and individual species". In: *Grassland Science in Europe, Volume 18*. Borgarnes: Agricultural University of Iceland, pp. 560–562.
- European Commission (EC) (2004). *Commission Regulation (EC) No 796/2004 of 21 April 2004 laying down detailed rules for the implementation of cross-compliance, modulation and the integrated administration and control system provided for in of Council Regulation (EC) No 1782/2003 establishing common rules for direct support schemes under the common agricultural policy and establishing certain support schemes for farmers*. URL: <http://www.eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=C2%BCOJ:L:2004:141:0018:%200058:EN:PDF>.
- European Energy Exchange (EEX) (2016). *EU Emission Allowances | Secondary Market*. URL: <https://www.eex.com/en/market-data/emission-allowances/spot-market/european-emission-allowances>.
- Fachagentur Nachhaltige Rohstoffe e.V. (FNR) (2014). *Basisdaten Bioenergie Deutschland*. Gülzow-Prüzen.
- Fachverband Biogas e.V., (2015). *Branchenzahlen 2014 und Prognose der Branchenentwicklung 2015*. Freising. URL: http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_Branchenzahlen.
- Fisher, W. and L. Schruben (1953). "Linear programming applied to feed-mixing under different price conditions". In: *Journal of Farm Economics* 35.4, pp. 471–483.
- Fritsche, U., K. Hennenberg, and K. Hünecke (2010). *The "iLUC Factor" as a Means to Hedge Risks of GHG Emissions from Indirect Land Use Change: Working Paper*. Ed. by Ö. e.V. URL: <http://www.oeko.de/oekodoc/1030/2010-082-en.pdf#page=1&zoom=auto,-274,329>.
- Gawel, E. and G. Ludwig (2011). "The iLUC dilemma: How to deal with indirect land use changes when governing energy crops?" In: *Land Use Policy* 28.4, pp. 846–856. DOI: 10.1016/j.landusepol.2011.03.003.
- Georg, H.-J. (Oct. 2016). *Personal communication in October 2016*. Bayerisches Landesamt für Statistik, Sachgebiet 34 - Landwirtschaftliche Erzeugung, Flächenerhebung (Federal statistical Office of Bavaria).
- Gissén, C., T. Prade, E. Kreuger, I. A. Nges, H. Rosenqvist, S.-E. Svensson, M. Lantz, J. E. Mattsson, P. Börjesson, and L. Björnsson (May 2014). "Comparing energy crops for biogas production – Yields, energy input and costs in cultivation using digestate and mineral fertilisation". In: *Biomass and Bioenergy* 64, pp. 199–210. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.03.061.
- Graebig, M., S. Bringezu, and R. Fenner (2010). "Comparative analysis of environmental impacts of maize-biogas and photovoltaics on a land use basis". In: *Solar Energy* 84.7, pp. 1255–1263. DOI: 10.1016/j.solener.2010.04.002.

- Grant, K., R. Siegmund, M. Wagner, and S. Hartmann (2015). "Satellite-based assessment of grassland yields". In: *ISPRS - International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* XL-7/W3, pp. 15–18. DOI: 10.5194/isprsarchives-XL-7-W3-15-2015.
- Hamelin, L., I. Naroznova, and H. Wenzel (2014). "Environmental consequences of different carbon alternatives for increased manure-based biogas". In: *Applied Energy* 114, pp. 774–782. DOI: 10.1016/j.apenergy.2013.09.033.
- Hauggaard-Nielsen, H., A. Johansen, M. S. Carter, P. Ambus, and E. S. Jensen (2013). "Annual maize and perennial grass-clover strip cropping for increased resource use efficiency and productivity using organic farming practice as a model". In: *European Journal of Agronomy* 47, pp. 55–64. DOI: 10.1016/j.eja.2013.01.004.
- Hauggaard-Nielsen, H., P. Lachouani, M. T. Knudsen, P. Ambus, B. Boelt, and R. Gislum (2016). "Productivity and carbon footprint of perennial grass-forage legume intercropping strategies with high or low nitrogen fertilizer input". In: *The Science of the total environment* 541, pp. 1339–1347. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.10.013.
- Herrmann, C., A. Prochnow, M. Heiermann, and C. Idler (2014). "Biomass from landscape management of grassland used for biogas production: Effects of harvest date and silage additives on feedstock quality and methane yield". In: *Grass and Forage Science* 69.4, pp. 549–566. DOI: 10.1111/gfs.12086.
- Hijazi, O., S. Munro, B. Zerhusen, and M. Effenberger (2016). "Review of life cycle assessment for biogas production in Europe". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54, pp. 1291–1300. DOI: 10.1016/j.rser.2015.10.013.
- Icha, P. (2015). *Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2014*. Ed. by Umweltbundesamt. Dessau-Roßlau. URL: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/climate_change_09_2015_entwicklung_der_spezifischen_kohlendioxid-emissionen.pdf.
- IPCC (2007). *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Vol. 1. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge Univ. Press. ISBN: 9780521880091.
- Kandziora, M., K. Dörnhöfer, N. Oppelt, and F. Müller (2014). "Detecting Land Use And Land Cover Changes In Northern German Agricultural Landscapes To Assess Ecosystem Service Dynamics." In: *Landscape Online* 35.
- Keckl, G. (Mar. 2016). *Personal communication in March 2016*. Landesamt für Statistik Niedersachsen, Fachgebiet 324 - Landwirtschaft - (Federal statistical Office of Lower Saxony).
- Koçar, G. and N. Civaş (Dec. 2013). "An overview of biofuels from energy crops: Current status and future prospects". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 28, pp. 900–916. DOI: 10.1016/j.rser.2013.08.022.
- Köppen, S., A. Hennecke, and F. Horst (2014). *ENZO2 Greenhouse gas calculation tool: For biofuels and bioliquids: Manual*. Ed. by ifeu - Institut für Energie und Umweltforschung Heidelberg GmbH. Heidelberg.

- Korres, N. E., A. Singh, A.-S. Nizami, and J. D. Murphy (2010). "Is grass biomethane a sustainable transport biofuel?" In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 4.3, pp. 310–325. DOI: 10.1002/bbb.228.
- Kuratorium Bayerischer Maschinen- und Betriebshilferinge e.V. (KBMB) (2015). *Futterbau und Strohernte: Kennziffer 300*. URL: <http://www.kbm-info.de/content/kennziffer-300>.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2016). *Feldarbeitsrechner*. URL: <http://daten.ktbl.de/feldarbeit/entry.html#0>.
- Mähnert, P., M. Heiermann, and B. Linke (2005). "Batch- and Semi-continuous Biogas Production from Different Grass Species". In: *Agricultural Engineering International: the CIGR Ejournal. Manuscript EE 05 010 VII*, pp. 1–6.
- Maschinenring Stade e.V. (MR) (2015). *Verrechnungssätze Maschinenring Stade 2015*. URL: <http://www.maschinenring-stade.de/index.php/download.html?file=files/mr/downloads/Verrechnungssaezte/Berechnungsmaske%20MR-S%C3%A4tze%202019%20Stand%2001.02.2019.pdf>.
- McEniry, J., E. Allen, J. Murphy, and P. O’Kiely (2014). "Grass for biogas production: The impact of silage fermentation characteristics on methane yield in two contrasting biomethane potential test systems". In: *Renewable Energy* 63, pp. 524–530. DOI: 10.1016/j.renene.2013.09.052.
- Messner, J. and M. Elsässer (2011). *Gas aus Gras - welche Grünlandaufwüchse eignen sich für die Biogaserzeugung*.
- Messner, J., H. Nussbaum, and M. Elsässer (2011). "Specific utilization intensity of permanent grassland used as biogas-substrate". In: *Grassland Farming and Land Management Systems in Mountainous Regions. Grassland Science in Europe* 16, pp. 392–394.
- Meyer, A., C. Raju, S. Kucheryavskiy, and J. Holm-Nielsen (2015). "The energy balance of utilising meadow grass in Danish biogas production". In: *Resources, Conservation and Recycling* 104, pp. 265–275. DOI: 10.1016/j.resconrec.2015.07.019.
- Möller, K. and T. Müller (2012). "Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: A review". In: *Engineering in Life Sciences* 12.3, pp. 242–257. DOI: 10.1002/elsc.201100085.
- Murphy, J. D. and N. M. Power (2009). "An argument for using biomethane generated from grass as a biofuel in Ireland". In: *Biomass and Bioenergy* 33.3, pp. 504–512. DOI: 10.1016/j.biombioe.2008.08.018.
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Breon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura, and H. Zhang (2013). "Anthropogenic and Natural Radiative Forcing". In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Ed. by Stocker, Quin, Plattner, Tignor, Allen, Boschung, Nauels, Xia, Bex, and Midgley. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 659–740. ISBN: 9781107661820.
- Nassar, A. M., L. Harfuch, L. C. Bachion, and M. R. Moreira (2011). "Biofuels and land-use changes: Searching for the top model". In: *Interface Focus* 1.2, pp. 224–232. DOI: 10.1098/rsfs.2010.0043.
- Neue Landwirtschaft, (2013). *Bodenmarkt*. Berlin. URL: <http://www.bodenmarkt.info/hefte-bodenmarkt/nr-5-des-heftes-bodenmarkt-2011-2012/index.html>.

- Offermann, F., C. Deblitz, B. Golla, H. Gömann, H.-D. Haenel, W. Kleinhanß, P. Kreins, O. v. Ledebur, B. Osterburg, J. Hansen, N. Röder, C. Rösemann, P. Salamon, J. Sanders, and T. d. Witte (2014). *Thünen-Baseline 2013-2023: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland*. Braunschweig. URL: <https://www.econstor.eu/dspace/bitstream/10419/99325/1/790224100.pdf>.
- Pavlu, L., J. Gaisler, M. Hejman, and V. V. Pavlu (2016). "What is the effect of long-term mulching and traditional cutting regimes on soil and biomass chemical properties, species richness and herbage production in *Dactylis glomerata* grassland?" In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 217, pp. 13–21. DOI: 10.1016/j.agee.2015.10.026.
- Pehlken, A., K. Madena, C. Aden, and T. Klenke (Jan. 2016). "Forming stakeholder alliances to unlock alternative and unused biomass potentials in bioenergy regions". In: *Journal of Cleaner Production* 110, pp. 66–77. DOI: 10.1016/j.jclepro.2015.05.052.
- Pöschl, M., S. Ward, and P. Owende (2010). "Evaluation of energy efficiency of various biogas production and utilization pathways". In: *Applied Energy* 87.11, pp. 3305–3321. DOI: 10.1016/j.apenergy.2010.05.011.
- Prochnow, A., M. Heiermann, M. Plöchl, B. Linke, C. Idler, T. Amon, and P. Hobbs (2009). "Bioenergy from permanent grassland – A review: 1. Biogas". In: *Bioresource Technology* 100.21, pp. 4931–4944. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.05.070.
- Rösch, C., J. Skarka, K. Raab, and V. Stelzer (2009). "Energy production from grassland – Assessing the sustainability of different process chains under German conditions". In: *Biomass and Bioenergy* 33.4, pp. 689–700. DOI: 10.1016/j.biombioe.2008.10.008.
- Scheftelowitz, M., J. Daniel-Gromke, N. Rensberg, V. Denysenko, K. Hillebrand, K. Naumann, D. Ziegler, J. Witt, M. Beil, and W. Beyrich (2014). *Stromerzeugung aus Biomasse: (Vorhaben IIa Biomasse): Zwischenbericht Juni 2014*. Leipzig.
- Schmidt, J. and M. Brandao (2013). *LCA screening of biofuels - iLUC, biomass manipulation and soil carbon*. URL: http://vbn.aau.dk/ws/files/196728623/biomasse_bilag1_lcascreening.pdf.
- Schneider-Götz, N., H. Pfeleiderer, M. Elsässer, and J. Breuer (2011). *Beratungsgrundlagen für die Düngung im Ackerbau und auf Grünland in Baden-Württemberg*. Ed. by Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg, Karlsruhe.
- Scholz, L., A. Meyer-Aurich, and D. Kirschke (2011). "Greenhouse Gas Mitigation Potential and Mitigation Costs of Biogas Production in Brandenburg, Germany". In: *AgBioForum* 14.3, pp. 133–141.
- Schwermer, S., P. Preiss, and W. Müller (2012). *Best-Practice-Kostensätze für Luftschadstoffe, Verkehr, Strom- und Wärmeerzeugung: Anhang B der "Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten"*. Ed. by Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau.
- Smith, P., M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E. Elsiddig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N. Ravindranath, C. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanosvkaya, F. Sperling, and F. Tubiello (2014). "Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU)". In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Edenhofer,*

- O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)] Vol. Cambridge University Press.
- Smyth, B. M., J. D. Murphy, and C. M. O'Brien (2009). "What is the energy balance of grass biomethane in Ireland and other temperate northern European climates?" In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13.9, pp. 2349–2360. DOI: 10.1016/j.rser.2009.04.003.
- Statistisches Bundesamt (2016). *Regionaldatenbank*. URL: <https://www.regionalstatistik.de/genesis/online/logon>.
- Statistisches Bundesamt (Destatis), (2015a). *Anleitung für die Ernte- und Betriebsberichterstattung der landwirtschaftlichen Feldfrüchte und des Grünlandes*. URL: https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/FeldfruechteGruenland/Methoden/AnleitungEBE.pdf?__blob=publicationFile.
- (2015b). *Bodennutzung der Betriebe (Landwirtschaftlich genutzte Flächen)*. URL: https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Bodennutzung/LandwirtschaftlicheNutzflaeche2030312157004.pdf?__blob=publicationFile.
- Sterner, M. and U. Fritsche (2011). "Greenhouse gas balances and mitigation costs of 70 modern Germany-focused and 4 traditional biomass pathways including land-use change effects". In: *Biomass and Bioenergy* 35.12, pp. 4797–4814. DOI: 10.1016/j.biombioe.2011.08.024.
- Stocker, Quin, Plattner, Tignor, Allen, Boschung, Nauels, Xia, Bex, and Midgley, (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report*. Cambridge: Cambridge University Press. ISBN: 9781107661820.
- Stürmer, B., E. Schmid, and M. W. Eder (2011). "Impacts of biogas plant performance factors on total substrate costs". In: *Biomass and Bioenergy* 35.4, pp. 1552–1560. DOI: 10.1016/j.biombioe.2010.12.030.
- Svoboda, N., F. Taube, C. Kluß, B. Wienforth, H. Kage, S. Ohl, E. Hartung, and A. Herrmann (2013). "Crop production for biogas and water protection—A trade-off?" In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 177, pp. 36–47.
- Thamsiriroj, T., A. S. Nizami, and J. D. Murphy (2012). "Why does mono-digestion of grass silage fail in long term operation?" In: *Applied Energy* 95, pp. 64–76. DOI: 10.1016/j.apenergy.2012.02.008.
- Tilvikienė, V., K. Venslauskas, K. Navickas, V. Župerka, Z. Dabkevičius, and Ž. Kadžiulienė (2012). "The biomass and biogas productivity of perennial grasses". In: *Zemdirbyste* 99.1, pp. 17–22.
- Tonini, D., L. Hamelin, H. Wenzel, and T. Astrup (2012). "Bioenergy Production from Perennial Energy Crops: A Consequential LCA of 12 Bioenergy Scenarios including Land Use Changes". In: *Environmental Science & Technology* 46.24, pp. 13521–13530. DOI: 10.1021/es3024435.
- van Meerbeek, K., L. Appels, R. Dewil, J. van Beek, L. Bellings, K. Liebert, B. Muys, and M. Hermly (2015). "Energy potential for combustion and anaerobic digestion of biomass from low-input high-diversity systems in conservation areas". In: *GCB Bioenergy* 7.4, pp. 888–898. DOI: 10.1111/gcbb.12208.

- Wendland, M., M. Diepolder, and P. Capriel (2012). *Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland: Gelbes Heft*. Ed. by Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Wünsch, K., S. Gruber, and W. Claupein (2012). “Profitability analysis of cropping systems for biogas production on marginal sites in southwestern Germany”. In: *Renewable Energy* 45, pp. 213–220. DOI: 10.1016/j.renene.2012.03.010.

Kapitel 3

Modellierung von Angebot und Nachfrage landwirtschaftlicher Biogassubstrate - ein Ergebnisvergleich für Baden-Württemberg

Autoren des Originalbeitrags: Eckart Petig, Elisabeth Angenendt und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag ist in Lecture Notes in Informatics, Band 253, Referate der 37. GIL-Jahrestagung - Digitale Transformation - Wege in eine zukunftsfähige Landwirtschaft: Seiten 113-116. erschienen.

Abstract

Die Biogasproduktion hat sich in den letzten Jahren fest im landwirtschaftlichen Sektor etabliert. Aus diesem Grund ist die Betrachtung der Biogassubstratproduktion für landwirtschaftliche Politikfolgenabschätzung notwendig, um die Nutzungskonkurrenz mit anderen landwirtschaftlichen Produktionen abbilden zu können. Hierzu können Modellansätze einen wertvollen Beitrag leisten. Im Rahmen dieses Beitrages wird ein Standortmodell für Biogasanlagen einem landwirtschaftlichem Regionalmodell gegenübergestellt, um die regionalen Angebots- und Nachfragemengen landwirtschaftlicher Biogassubstrate in Baden-Württemberg zu vergleichen. Hierdurch können die Ergebnisse eines hochaufgelösten Standortmodells auf Gemeindeebene, das aber jeweils nur den Produktionszweig der landwirtschaftlichen Biogasproduktion (Nachfrage) betrachtet, mit dem eines Regionalmodells (Angebot), das alle wichtigen landwirtschaftlichen Produktionszweige simultan aber mit niedriger regionaler Auflösung berücksichtigt, gegenübergestellt werden. Der Vergleich beider Modellergebnisse zeigt eine hohe Übereinstimmung für das Substrat Silomais in den meisten Regionen und insgesamt für Baden-Württemberg. Außerdem konnte insgesamt für Baden-Württemberg ein zusätzliches ökonomisches Biogassubstratpotential modelliert werden, das überwiegend aus Biogassubstraten von Grünland stammen würde.

3.1 Einleitung

In den vergangenen Jahren hat sich die Biogasproduktion durch politische Förderung fest in den landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen in Deutschland etabliert. Dadurch konkurriert die landwirtschaftliche Biogassubstratproduktion mit anderen landwirtschaftlichen Produktionsverfahren (bspw. Nahrungs- und Futtermittel) um den knappen Faktor Boden. Um die Auswirkungen der Biogasproduktion auf die anderen landwirtschaftlichen Produktionen abbilden zu können, ist eine Betrachtung auf unterschiedlichen räumlichen Ebenen notwendig (Britz und Delzeit, 2013).

In diesem Beitrag wird ein Standortmodell für Biogasanlagen „Biogas Biogassubstratanalyse-Tool (BSAT)“ dem landwirtschaftlichen Regionalmodell „Economic Farm Emission Model (EFEM)“ gegenübergestellt. Dadurch können sowohl standortspezifische Eigenschaften bei der Ableitung des Substratbedarfs berücksichtigt, als auch die regionale Nutzungskonkurrenz der verschiedenen Produktionszweige integriert werden. Nachfolgend werden zunächst beide Modellansätze vorgestellt und anschließend die berechnete Biogassubstratnachfrage dem modellierten Angebot für unterschiedliche Regionen in Baden-Württemberg gegenübergestellt.

3.2 Methodik

Das Basisjahr für die Betrachtung ist 2010, da EFEM die Tierzahlen und Flächenumfänge der Landwirtschaftszählung als Datengrundlage für die Modellierung benötigt. Als räumliche Auflösung für die Betrachtung in EFEM dienen die sogenannten Vergleichsgebietsgruppen (VGG) in Baden-Württemberg. Die VGG bilden die unterschiedlichen landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen in Baden-Württemberg ab. In diesem Kontext ist mit den verfügbaren Daten keine höhere regionale Auflösung möglich.

3.2.1 Biogassubstratanalyse-Tool (BSAT)

Für das Basisjahr liegen die Daten von 734 georeferenzierten Biogasanlagen in Baden Württemberg auf Gemeindeebene vor. Diese Daten bilden die Grundlage des an die Produktionsbedingungen in Baden-Württemberg angepassten Modellansatzes von Auburger et al. (2016). Der Modellansatz optimiert mit der Methode der linearen Optimierung und mit den Daten der Übertragungsnetzbetreiber sowie regionaler Produktionsbedingungen die Biogassubstratzusammensetzung und -menge für jede einzelne Biogasanlage. Als Zielfunktion werden die variablen Substratbereitstellungskosten unter Berücksichtigung von massebezogenen und gärbiologischen Restriktionen minimiert. Die Produktionsbedingungen beinhalten unterschiedliche Ertragsniveaus und Pachtpreise. Der Modellansatz berücksichtigt die Substrate Silomais, Winterweizen Ganzpflanzensilage (GPS), Zuckerrüben, Winterweizenkorn, Grassilage und Gülle. Anhand der Ergebnisse wird der Substratbedarf für die Biogasproduktion auf Gemeindeebene abgeleitet und für die Gegenüberstellung mit EFEM auf Ebene der VGG hochgerechnet.

3.2.2 Economic Farm Emission Model (EFEM)

EFEM (Krimly et al. 2016) ist ein landwirtschaftliches Angebotsmodell und basiert auf statisch linearer Programmierung. Die Betriebsmittel- und Erzeugerpreise sind dabei exogen vorgegeben. Ebenso die Kapazitätsgrenzen der im Modell abgebildeten Betriebe. Das Modell kann sowohl auf betrieblicher Ebene als auch auf regionaler Ebene (Bottom-up Ansatz) eingesetzt werden. Die betriebliche Ebene basiert auf typischen Betrieben, die auf Grundlage der Testbetriebsnetz-Datensätze (FADN) bestimmt werden. Die Regionalisierung erfolgt dabei durch die Hochrechnung einzelbetrieblicher Ergebnisse. Die Kapazitäten der ausgewählten typischen Betriebe bilden die

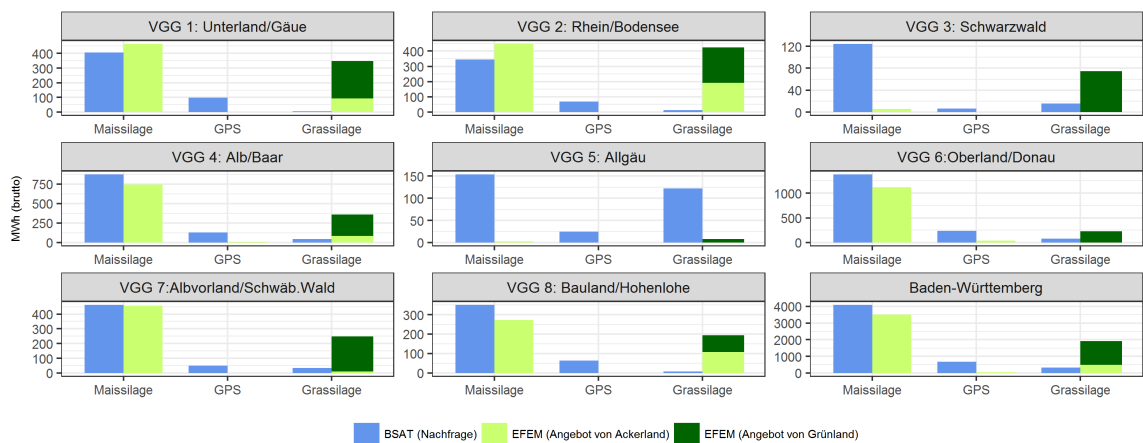


Abbildung 3.1: Vergleichende Betrachtung des modellierten Biogassubstratangebots (BSAT) und -nachfrage (EFEM) in MWh (brutto) in den VGG in Baden-Württemberg (2010)

Grundlage für das Betriebsstrukturmodul und erzeugen den Restriktionsrahmen des linearen Optimierungsprozesses. Zielfunktion ist die Maximierung des betrieblichen Deckungsbeitrags. Dabei werden die wichtigsten Produktionsverfahren der Tier- und Pflanzenproduktion abgebildet. Diese lassen sich hinsichtlich Erträge, Intensitäten, Leistungen und Kosten regional unterscheiden. Ebenso wird der Anbau der wichtigsten einjährigen Energiepflanzen wie z.B. Silomais, GPS und Grassilage als Biogassubstrat berücksichtigt. Die Preise für die Biogassubstrate werden dem Modell, basierend auf der Umfrage vom IER (2013), exogen vorgegeben. Grassilage kann aus Ackergras oder Dauergrünland produziert werden.

3.3 Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 2.1 ist die berechnete Biogassubstratnachfrage (BSAT) und das modellierte Biogassubstratangebot (EFEM) der drei wichtigsten flächengebundenen Substrate in MWh (brutto) vergleichend dargestellt. Die Modellergebnisse zeigen für Maissilage eine vergleichsweise hohe Übereinstimmung von Angebot und Nachfrage für die meisten VGG und für Baden-Württemberg. Unterschiede gibt es bei VGG 3 und 5. Bei VGG 3 handelt es sich um eine extensive Futterbauregion, die durch einen geringen Anteil der Ackerfläche (15 % der LF) gekennzeichnet ist. Dadurch steht die Biogasproduktion in starker Konkurrenz zum etablierten Futterbau um die knappe Ackerfläche und ist unter den gegebenen Rahmenbedingungen kaum konkurrenzfähig. Grassilage von Dauergrünland als Substrat wird in dieser Region über die berechnete Nachfrage hinaus bereitgestellt. Bei VGG 5 handelt es sich um eine intensive Futterbauregion, die neben einem großen Anteil von Ackerfutter, durch eine intensive Grünlandnutzung gekennzeichnet ist. Durch die ökonomische Vorzüglichkeit des Futterbaus werden in dieser Region nur sehr geringe Mengen an Biogassubstraten produziert. Die benötigten Substrate müssen deswegen in beiden Regionen, unter anderem von Flächen aus benachbarten VGG, geliefert werden. Zu bedenken ist, dass in VGG 5 in der Praxis auch vermehrt Grassilage von minderer Futterqualität für die Biogasproduktion eingesetzt

wird, die aus schlechten Erntebedingungen resultiert oder bei einem späteren Schnittzeitpunkt geerntet wurde. Qualitativ höherwertige Schnitte gehen als Futter in die Milchproduktion. Diese differenzierte Nutzung der unterschiedlichen Schnittqualität von einer Fläche wird in EFEM bisher nicht abgebildet. Darüber hinaus ist GPS als Hauptfrucht in EFEM gegenüber den anderen Erzeugnissen nicht konkurrenzfähig. Das liegt unter anderem daran, dass bislang nicht alle Produktionsverfahren des GPS Anbaus (bspw. als Zwischenfrucht), die eine betriebswirtschaftlich vorzüglichere Anbaumethode darstellen können, in EFEM integriert sind. Dies ist bei einer Weiterentwicklung von EFEM zu berücksichtigen. Des Weiteren zeigt EFEM für Baden-Württemberg unter den Modellannahmen ein ungenutztes Substratpotential für die Biogasproduktion. Dabei handelt es sich überwiegend um Dauergrünland, das in der Realität extensiv genutzt wird und nur bedingt als Biogassubstrat genutzt werden könnte. Die Abbildung dieser Flächen ist in EFEM aufgrund der niedrigen räumlichen Auflösung nur bedingt möglich. Zwar wird der Anteil niedriger Nutzungsintensitäten infolge der Teilnahme am Agrarumweltprogramm in Baden-Württemberg und der naturräumlichen Gegebenheiten durch die Berücksichtigung der Gliederung nach VGG berücksichtigt, aber eine differenzierte Einbeziehung von speziellen Schutzgebietskategorien wie z.B. FFH Gebiete ist mit diesem Modellansatz nicht möglich. Somit überschätzt das EFEM Ergebnis die Verfügbarkeit der Grünlandfläche zur Biogasnutzung. Dies könnte durch eine Kopplung mit Landnutzungsmodellen verbessert werden. Die Weiterentwicklung und Kopplung der Modellansätze wird u. a. im Rahmen des Forschungsprogramms Bioökonomie Baden-Württemberg für Szenarienrechnungen genutzt, die unterschiedliche Entwicklungen der Biogasproduktion und eine Ausweitung der stofflichen Nutzung landwirtschaftlicher Biomasse berücksichtigen.

Danksagung

Diese Forschungsarbeit wurde durch das MWK Baden-Württemberg unterstützt.

Literatur

- Auburger, S., A. Jacobs, B. Märländer und E. Bahrs (Apr. 2016). „Economic optimization of feedstock mix for energy production with biogas technology in Germany with a special focus on sugar beets – Effects on greenhouse gas emissions and energy balances“. In: *Renewable Energy* 89, S. 1–11. DOI: 10.1016/j.renene.2015.11.042.
- Britz, W. und R. Delzeit (Nov. 2013). „The impact of German biogas production on European and global agricultural markets, land use and the environment“. In: *Energy Policy* 62, S. 1268–1275. DOI: 10.1016/j.enpol.2013.06.123.
- Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) (2013). *Biogasanlagen in Baden-Württemberg Stand der Technik, wirtschaftliche Aspekte, Klimarelevanz und Optimierungspotenziale: Ergebnisse aus einer Umfrage für das Betriebsjahr 2012*. URL: http://www.ier.uni-stuttgart.de/linksdaten/biogas/BG-Betreiber-Umfrage-2012_Okt-13.pdf.

Krimly, T., E. Angenendt, E. Bahrs und S. Dabbert (2016). „Global warming potential and abatement costs of different peatland management options: A case study for the Pre-alpine Hill and Moorland in Germany“. In: *Agricultural Systems* 145, S. 1–12. doi: 10.1016/j.agsy.2016.02.009.

Kapitel 4

Modellbasierte Standortoptimierung von Konversionsanlagen für landwirtschaftliche Biomasse in Baden-Württemberg am Beispiel der Strohverbrennung

Autoren des Originalbeitrags: Eckart Petig, Andreas Rudi, Elisabeth Angenendt, Frank Schultmann und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag ist in Agrar- und Ernährungswirtschaft zwischen Ressourceneffizienz und gesellschaftlichen Erwartungen, Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus e.V., Band 53, S. 133-145. erschienen.

Zusammenfassung

Die Transformation einer erdölbasierten zu einer biobasierten Wirtschaft ist auf Rohstoffe aus der Landwirtschaft angewiesen. Dies kann die Konkurrenzsituation zwischen den verschiedenen Nutzungspfaden für landwirtschaftliche Biomassen (food, feed, fuel, fibre) verschärfen. Da viele Technologien und mögliche Absatzwege einer sich entwickelnden Bioökonomie derzeit noch nicht bekannt sind, können Simulationsmodelle Entwicklungspfade, Potenziale, Chancen und Risiken aufzeigen. Im vorliegenden Beitrag wird ein Modellverbund aus einem landwirtschaftlichen Angebotsmodell und einem techno-ökonomischen Standortoptimierungsmodell vorgestellt und die Vorgehensweise am Beispiel der optimalen räumlichen Verteilung von Strohverbrennungsanlagen in Baden-Württemberg aufgezeigt. Die Ergebnisse zeigen, dass die Strohverbrennung ca. 2,3 % des Bruttostromverbrauchs Baden-Württembergs decken könnte. Insgesamt führen die untersuchten Szenarien zu einer Erhöhung der landwirtschaftlichen Deckungsbeiträge. Darüber hinaus zeigt sich, dass der Ausbau der Strohverbrennung sowohl einen Rückgang der Biogassubstratproduktion zur Folge hätte, als auch die Futtermittelzukäufe der landwirtschaftlichen Betriebe in Baden-Württemberg erhöhen würde. Der hier vorgestellte Modellverbund kann für die Analyse weiterer land- und forstwirtschaftlicher Biomassearten für die energetische Verwertung und mögliche Technologien der stofflichen Nutzung, wie z.B. die Produktion von biobasierten Grundstoffen angewendet werden. Darüber hinaus lassen sich weitere Modelle, wie z.B. partielle und allgemeine Gleichgewichtsmodelle, aber auch Modelle zur Bewertung von ökologischen Wirkungen, wie Ökobilanzierungsmodelle, integrieren.

4.1 Einleitung

Die Transformation von einer erdölbasierten zu einer biobasierten Wirtschaft ist politisch gewollt und äußert sich weltweit in der Verabschiedung von zahlreichen nationalen Bioökonomiestrategien. So haben in letzten Jahren auch die EU Kommission und die Bundesregierung Deutschland politische Strategien für einen Strukturwandel hin zu einer biobasierten Wirtschaft verabschiedet (z.B. EC, 2012; BMEL, 2014).

Die Ausweitung einer biobasierten Wirtschaft wird als Lösungsmöglichkeit für zahlreiche globale Probleme, wie z.B. Klimawandel oder Endlichkeit der fossilen Rohstoffe gesehen. Gleichzeitig kann eine auf der Grundlage von biobasierten Rohstoffen aufbauende Wirtschaft die Konkurrenz um landwirtschaftliche Biomasse für Nahrungs- und Futtermittel verstärken und somit die Ernährungssituation einer wachsenden Weltbevölkerung zusätzlich verschärfen. Ebenso könnte eine hierdurch induzierte Produktionsintensivierung mit Zielkonflikten im Bereich des Umwelt- und Naturschutzes verbunden sein (BMEL, 2014; Backhaus et al. 2015).

Um die Bioökonomie nachhaltig zu gestalten, wird dem Bereich Forschung und Entwicklung ein großer Stellenwert im Rahmen der verschiedenen Bioökonomiestrategien eingeräumt (Schmidt et al. 2012; BMBF, 2010). In Baden-Württemberg hat die Landesregierung das Forschungsprogramm Bioökonomie Baden-Württemberg initiiert, aus dem ein übergreifendes Kompetenznetz Modellierung hervorgegangen ist, das mögliche Entwicklungen der Bioökonomie für verschiedene Formen der Biomassebereitstellungen, Nutzungspfade und Sektoren analysiert. Hierfür werden allgemeine und partielle Gleichgewichts-, Energiesystem-, Material fluss-, Ökobilanzierungs-, landwirtschaftliche Betriebsmodelle sowie Standortoptimierungsansätze für Biomassekonversionsanlagen eingesetzt. Dabei lassen sich die meisten Modelle für integrative Modellierungsszenarien mit sogenannten „soft links“ verknüpfen. Es können aber auch einzelne Modellansätze miteinander gekoppelt werden, die dann für spezifische Fragestellungen auf einer niedrigeren räumlichen Ebene genutzt werden können. Diese Vorgehensweise wurde für den vorliegenden Beitrag gewählt. Durch die iterative Kopplung des landwirtschaftlichen Angebotsmodell EFEM (Economic Farm Emission Model) mit dem techno-ökonomischen Standortoptimierungsmodell BIOLOCATE (Biomass value chain integrated Optimization for Location, Capacity and Technology planning) können potenzielle Standorte von Konversionsanlagen für landwirtschaftliche Biomasse in Baden-Württemberg (BW) aufgezeigt werden (Abbildung 4.1). Die Anwendung der Modellkopplung soll nachfolgend für das Beispiel Standortoptimierung von Strohverbrennungsanlagen zur Strom- und Wärmezeugung in Baden-Württemberg aufgezeigt werden; sie lässt sich aber ebenso auf andere land- und forstwirtschaftliche Biomassearten und auf Konversionsanlagen für die stoffliche Nutzung übertragen.

4.2 Beschreibung des verwendeten Modellverbundes

Optimierte biomassebasierte Wertschöpfungsketten müssen auch die örtliche Verteilung des Biomasseangebots an den Biomassequellen berücksichtigen. Die Endpunkte solcher Ketten bilden

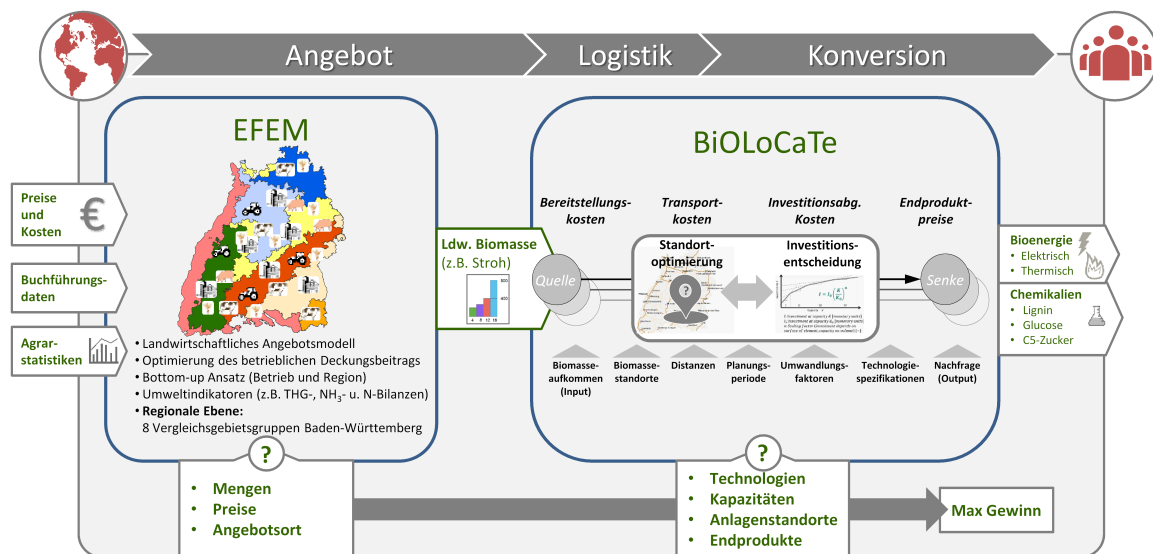


Abbildung 4.1: Schema des verwendeten EFEM-BiOLOCaTe Modellverbundes

Produktsenken, welche die Nachfrage für Endprodukte abbilden. Um diese Nachfrage zu befriedigen, sind Bereitstellungs-, Logistik- und Konversionsprozesse nötig. Die Bereitstellung umfasst hierbei Ernte- und Vorbehandlungsschritte, die Logistik Lager-, Transport- und Umschlagsvorgänge und die Konversion Prozesse der Stofftrennung und Stoffumwandlung. Die wesentlichen Rahmenbedingungen für die Prozesse bilden Brennstoffmengen, Flächenbedarfe und Einzugsgebiete der Biomasse, die Dichte, der Energieinhalt und zusätzliche Inhaltsstoffe sowie der Wassergehalt und das Erntefenster (Kaltschmitt und Thrän, 2006). Diese Eigenschaften sind durch Anforderungen des gewählten Konversionsverfahrens und der skalierbaren Kapazitätsbereiche bedingt. Bei der Kapazitätsplanung verfahrenstechnischer Anlagen sind Größendegressionseffekte entscheidend. Dabei nimmt der Kapitalbedarf für Maschinen und Anlagen bei einer Vergrößerung der Kapazität unterproportional zu (Remmers, 1995). Damit wird eine zentrale Struktur begünstigt, die im Gegensatz zu einer dezentralen Struktur steht, um Transportdistanzen und somit Transportkosten zu minimieren.

Eine Vielzahl der veröffentlichten Studien zur Standortmodellierung von Biomassekonversionsanlage (BKA) greift zur Bestimmung des landwirtschaftlichen Biomassegebots auf Agrarstatistiken zurück (z.B., Ekşioğlu et al. (2009), Marvin et al. (2013), Rudi et al. (2017)). Hierdurch lässt sich i.d.R. nur ein technisches Potenzial und nur bedingt die Konkurrenz um die landwirtschaftliche Biomasse berücksichtigen. Demgegenüber erlaubt die Kopplung von BIOLOCATE mit EFEM unter Berücksichtigung aller wichtigen landwirtschaftlichen Produktionsverfahren im Bereich der pflanzlichen und tierischen Erzeugung die Abbildung des ökonomischen Biomassepotenzials und die Konkurrenzbeziehungen zwischen unterschiedlichen Nutzungsoptionen.

4.2.1 Modell zur Standortoptimierung von Biomasse-Konversionsanlagen

Das verwendete Modell BIOLOCATE ist ein lineares gemischt-ganzzahliges Optimierungsmodell zur strategischen Planung biomassebasierter Wertschöpfungsketten, das basierend auf verfügbarem Biomasseaufkommen eine Standortoptimierung von Konversionsanlagen bei gleichzeitiger Technologie- und Kapazitätsentscheidung durchführt. Die Bewertung integriert die Prozesse Bereitstellung, Logistik und Konversion und erfolgt auf dem erzielbaren Gesamtgewinn aus der Veräußerung elektrischer und thermischer Bioenergie oder biobasierter Erzeugnisse. Daraus resultierende Modellergebnisse können zur Entscheidungsunterstützung bei der regionalen Planung biomassebasierter Wertschöpfungsketten verwendet werden.

Bei der Gestaltung biomassebasierter Wertschöpfungsketten ist eine Vielzahl strategischer Entscheidungen zu treffen. Hierbei ist zu beachten, dass die Planungsaufgaben sich gegenseitig beeinflussen und deshalb mit ihren Wechselwirkungen betrachtet werden sollten (Schwaderer, 2012). Wesentlich hierbei ist die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung für die Investitionen zur Errichtung von Biomassekraftwerken, welche die Bruttoinvestition, die Betriebskosten (bestehend aus Brennstoffkosten, Kosten für Wartung und Instandhaltung, Personalkosten, Kosten für Betriebsmittel sowie zur Reste- bzw. Ascheentsorgung, Kosten für Versicherung und Steuern) als auch die Einnahmen des laufenden Betriebes umfasst und die entstehenden Kosten für die geplante Nutzungsdauer der Anlage mittels Annuitätenmethode abschätzt (FNR, 2014).

Im vorliegenden Anwendungsfall bildet die bioenergetische Verwertung von Biomasse die Grundlage für die Modellierung der Wertschöpfungskette. Den Ausgangspunkt hierfür bilden die Biomassequellen h , welche die Biomasseart b bereitstellen. Die Biomassearten werden zu potenziellen Standorten i transportiert, um die Biomassen mit den Konversionstechnologien p zu den Endprodukten elektrische und thermische Energie zu verarbeiten (vgl. Tabelle 4.1). Eine Konversionstechnologie p vereint ein Konversionsverfahren t sowie die installierte elektrische Leistung als Kapazität des Konversionsverfahrens. Die installierte elektrische Leistung entspricht dem erzeugten Endprodukt, welches in ein Netz eingespeist und veräußert wird. Konversionstechnologien werden in ihrer Gesamtheit modelliert, so dass einzelne Produktionsschritte an verschiedenen Standorten als auch Vorbehandlungsmaßnahmen und mögliche Zwischenprodukten nicht abgebildet werden. Innerhalb des Optimierungsmodells determiniert die Entscheidungsvariable m_{pbhi} den kontinuierlichen Massestrom und v_{pbi} die ganzzahlige Standortentscheidung.

Mittels KWK-Technologien wird über das Konversionsverfahren der Verbrennung (7) (8) gleichzeitig elektrische und thermische Energie aus Biomasse (5) gewonnen. Die erzeugte Energie berechnet sich aus technischen Wirkungsgraden und der Anlagenverfügbarkeit als auch impliziten Eingangsgrößen wie dem Wassergehalt (6). Der Preis für elektrische Energie bemisst sich für eine zwanzigjährige Nutzungsdauer der Anlage nach der Förderhöhe aus der Vergütung gemäß EEG 2014 für das Produktionsjahr 2015 und orientiert sich an der Bemessungsleistung der Anlage (9). Während elektrische Energie vollständig veräußert wird, kann thermische Energie unter Berücksichtigung von Ausbaurkosten und Wärmeverlusten zu einem angenommenen Preis von 0,06 €/kWh_{th} partiell verkauft werden (9). Zur Berechnung des Gesamtgewinns werden neben

den Einnahmen die getätigte Anlageninvestitionen und verschiedene Kostenarten miteinbezogen (1) (9). Die finale Investitionsentscheidung hängt neben den Reststoffkosten und der preisabhängigen Biomasseangebotsmenge, wesentlich von der Größendegression ab, welche die Analgenkapazität definiert. In Anlehnung an Koch (2009) und Schatka (2011) nutzt der vorliegende Modellierungsansatz einzelne diskrete Werte der degressiven Kostenkurve zur Investitionsabschätzung. Die Kapazitätsbereiche der Konversionstechnologien, die dasselbe Konversionsverfahrens nutzen

Tabelle 4.1: Indexmengen, Variablen sowie Parameter und Gleichungen von BIOLOCATE

Indexmengen		Entscheidungsvariablen	
$p \in \{1, \dots, P', P\}$	Konversionstechnologien	$m_{pbhi} \geq 0$	
$b \in \{1, \dots, B\}$	Biomassearten	$\forall p \in \{1, \dots, P\}$	Kontinuierliche Variable: Massestrom Biomasse [t _{FM} /a]
$h \in \{1, \dots, H\}$	Biomassequellen	$\forall b \in \{1, \dots, B\}$	
$i \in \{1, \dots, I\}$	Mögliche Standorte	$\forall h \in \{1, \dots, H\}$	
$t \in \{1, \dots, T\}$	Konversionsverfahren	$\forall i \in \{1, \dots, I\}$	
$n \in \{1, \dots, N\}$	Intervalle		
		$v_{pbi} \in \mathbb{N}_0$	
		$\forall p \in \{1, \dots, P\}$	Ganzahlige Variable: Standortentscheidung
		$\forall b \in \{1, \dots, B\}$	
		$\forall i \in \{1, \dots, I\}$	
Weitere Variablen			
$z^{\text{ökonomisch}}$	Zielfunktion der ökonomischen Bewertung [€/a]		
K^x	Kosten des Prozesses x (Bereitstellung, Logistik) [€/a]		
$G^{\text{Konversion}}$	Gesamtgewinn [€/a]		
$p^{el}(V_p, \chi_p^{el})$	Verkaufspreis für elektrischen Energie in Abhängigkeit der Anlagenverfügbarkeit und der installierten elektrischen Leistung [€/kWh _{el}]		
$\omega^{th}(\chi_p^{th})$	Relativer Anteil der erzeugten thermischen Energie, die verkauft wird in Abhängigkeit von der installierten thermischen Leistung		
Parameter			
a_{bh}	Angebotsmenge der Biomasseart b aus der Biomassequelle h [t _{FM} /a]		
c_b^{Ber}	Kosten für die Bereitstellung der Biomasseart b [€/t _{FM}]		
c_b^{Logfix}	Entfernungsunabhängige Logistikkosten der Biomasseart b [€/t _{FM}]		
c_b^{Logvar}	Entfernungsabhängige Logistikkosten der Biomasseart b [€/(t _{FM} *km)]		
d_{hi}	Entfernung von der Biomassequelle h zum Standort i [km]		
I_p	Investition in die Konversionstechnologie p [€]		
g_p	Gewinn durch die Konversion mit der Konversionstechnologie p [€/a]		
p^{th}	Verkaufspreis für thermische Energie [€/kWh _{th}]		
q^{th}	Ausbaukosten für das Wärmenetz [€/kWh _{th}]		
lhv_b	Heizwert der Biomasseart b [MJ/t _{FM}]		
β_t^{min}	Untergrenze für installierte elektr. Leistung eines Konversionsverfahrens t [MW _{el}]		
β_t^{max}	Obergrenze für elektr. Leistung eines Konversionsverfahrens t [MW _{el}]		
f_{pb}	Biomassemenge zur Konversion durch die Konversionstechnologie p [t _{FM} /a]		
η_p^{el}	Elektrischer Wirkungsgrad der Konversionstechnologie p		
η_p^{th}	Thermischer Wirkungsgrad der Konversionstechnologie p		
o^{th}	Relativer Verlust der thermischen Energie im Wärmenetz		
V_p	Anlagenverfügbarkeit der Konversionstechnologie p [h/a]		
χ_p^{el}	Installierte elektrische Leistung der Konversionstechnologie p [MW _{el}]		
χ_p^{th}	Installierte thermische Leistung der Konversionstechnologie p [MW _{th}]		

Modellgleichungen

Zielfunktion	$\max z^{\text{ökonomisch}} = G^{\text{Konversion}} - K^{\text{Bereitstellung}} - K^{\text{Logistik}}$	(1)
Gesamtgewinn	$G^{\text{Konversion}} = \sum_{p=1}^P \sum_{b=1}^B \sum_{i=1}^I g_p \cdot v_{pbi}$	(2)
Bereitstellungskosten	$K^{\text{Bereitstellung}} = \sum_{p=1}^P \sum_{b=1}^B \sum_{h=1}^H \sum_{i=1}^I c_b^{\text{Ber}} \cdot m_{pbhi}$	(3)
Logistikkosten	$K^{\text{Logistik}} = \sum_{b=1}^B \sum_{h=1}^H \sum_{i=1}^I (c_b^{\text{Log, fix}} + c_b^{\text{Log, var}} \cdot d_{hi}) \cdot \sum_{p=1}^P m_{pbhi}$	(4)
Bereitstellungsangebot	$\sum_{p=1}^P \sum_{i=1}^I m_{pbhi} \leq a_{bh}$	$\forall b \in \{1, \dots, B\}$ $\forall h \in \{1, \dots, H\}$ (5)
Konversion	$\chi_p^{th} = \frac{\chi_p^{el}}{\eta_p^{el}} \cdot \eta_p^{th}$	$\forall p \in \{1, \dots, P\}$ (6)
Biomasseinput	$f_{pb} = \frac{\chi_p^{el} \cdot V_p \cdot 3600 \frac{s}{h}}{lh v_b \cdot \eta_p^{el}}$	$\forall p \in \{1, \dots, P\}$ $\forall b \in \{1, \dots, B\}$ (7)
Anlagenversorgung	$\sum_{h=1}^H m_{pbhi} = f_{pb} \cdot v_{pbi}$	$\forall p \in \{1, \dots, P\}$ $\forall n \in \{1, \dots, B\}$ $\forall i \in \{1, \dots, I\}$ (8)
Anlagengewinn	$g_p = (10 \cdot p^{el}(V_p, \chi_p^{el}) \cdot \chi_p^{el} + 10 \cdot (p^{th} - q^{th}) \cdot (1 - o^{th}) \cdot \omega^{th}(\chi_p^{th}) \cdot \chi_p^{th}) \cdot V_p - I_p$	$\forall p \in \{1, \dots, P\}$ (9)
Kapazitätsgrenzen	$\beta_t^{min} \leq \chi_p^{el} \leq \beta_t^{max}$	$\forall p \in \{1, \dots, P'\}$ $\forall t \in \{1, \dots, T\}$ (10)

(P'), werden dabei durch die minimale und maximale Leistung beschränkt (10) (You und Wang, 2011).

Das vorgestellte gemischt-ganzzahlige Optimierungsmodell integriert strategische Planungsaufgaben der Standortplanung, Verfahrensauswahl und Kapazitätsplanung und wird im Folgenden auf die Fragestellung angewendet. Eingangsdaten umfassen dabei das räumlich aufgelöste und preisabhängige Strohangebot aus dem landwirtschaftlichen Angebotsmodell EFEM. Basierend darauf wird eine ökonomische Bewertung der biomassebasierten Wertschöpfungsketten vollzogen und die Verbrennung von Reststroh zur Bioenergieherstellung in Baden-Württemberg untersucht. Die Standortoptimierung erfolgt bei der hier vorgestellten Analyse auf Landkreisebene.

4.2.2 Landwirtschaftliches Angebotsmodell

EFEM ist ein komparativ statisches lineares Programmierungsmodell, das den gesamtbetrieblichen Deckungsbeitrag maximiert. Es ist ein Bottom-up Ansatz, der auf einzelbetrieblicher und regionaler Ebene eingesetzt werden kann. Die Regionalisierung erfolgt durch die Hochrechnung der einzelbetrieblichen Ergebnisse. Dabei erfolgt die weitere regionale Untergliederung Baden-Württembergs anhand von Vergleichsgebietsgruppen (VGG), deren Einteilung Abbildung 5.2 zu entnehmen ist. Diese Untergliederung erfolgt nach Kriterien ähnlicher natürlicher landwirtschaft-

licher Ertragsfähigkeit, wobei geologische, topographische und klimatische Gegebenheiten maßgeblich sind (LEL, 2015). Das Modell besteht aus drei Teilmodulen, dem Betriebsstruktur-, dem Produktions- und dem Hochrechnungsmodul. Die Betriebsmittel- und Erzeugerpreise sind dabei exogen vorgegeben. Ebenso die Kapazitätsgrenzen der im Modell abgebildeten Betriebe. Zur Bildung der für den Modellansatz benötigten Betriebsmodelle werden die Buchführungsdaten des Testbetriebsnetzes von Baden-Württemberg ausgewertet. Die Einteilung und die Auswahl der typischen Betriebe erfolgt nach Betriebstypen anhand der EU-Klassifizierung. Die Kapazitäten der ausgewählten typischen Betriebe bilden den Restriktionsrahmen des linearen Optimierungsprozesses (Betriebsstrukturmodul).

Kernstück von EFEM ist das Produktionsmodul. Hier sind alle wichtigen pflanzenbaulichen und tierischen Produktionsverfahren integriert. Diese lassen sich hinsichtlich Erträgen, Intensitäten, Leistungen und Kosten regional unterscheiden. Neben den konventionellen Produktionsverfahren sind weitestgehend alle durch Agrarumweltmaßnahmen geförderten Produktionsvarianten integriert. Einige der in EFEM berücksichtigten Ackerbaukulturen können so-wohl dem Nahrungsmittel-/ Futtermittelmarkt und zum Teil auch dem Bioenergiepfad zugeführt werden. Regionaltypische Anbaustrukturen werden durch modellinterne Fruchtfolgerestriktionen für die einzelnen VVG berücksichtigt. Bei der Berechnung der Deckungsbeiträge der einzelnen Produktionsverfahren wurden Preis-, Ertrags- und Kostendurchschnittswerte über mehrere Jahre gebildet, um jährliche Schwankungen auszugleichen. In die Berechnung fließen alle variablen Kosten inklusive der Maschinenkosten ein. Bei der Grünlandbewirtschaftung werden die drei verschiedenen Bewirtschaftungssysteme Weide, Heu- und Silagenutzung unterschieden, die jeweils unterschiedliche Schnitthäufigkeiten und Düngintensitäten aufweisen. Der Grünlandaufwuchs kann ebenfalls zur Biogasgewinnung verwendet werden. Auch bei den Grünlandverfahren wurden die MEKA-Fördermaßnahmen in EFEM integriert. Bei der Tierproduktion wird die Milchviehhaltung, inkl. Färsen zur Bestandsergänzung, weibliche und männliche Kälber, Bullenmast, Mutterkuhhaltung, die Veredlungsproduktion mit dem Produktionsschwerpunkt Schweinehaltung (Schweinemast und Zuchtsauen) in EFEM abgebildet. Um bei den Modellsimulationen die Einhaltung der wichtigsten Cross Compliance Verpflichtungen einzuhalten, sind in EFEM neben den Fruchtfolgerestriktionen auch Humus- und Stickstoffbilanzen, sowie die Obergrenzen für organische Düngung im Rahmen gültigen Düngeverordnung integriert.

Die Projektion der einzelbetrieblichen Ergebnisse auf die regionale Ebene erfolgt mit Hochrechnungsfaktoren, die mit Hilfe eines linearen Optimierungsansatzes ermittelt werden (Hochrechnungsmodul). Bei dieser Vorgehensweise werden die regionalen Kapazitäten, die der landwirtschaftlichen Regionalstatistik entnommen werden, als Vektor dargestellt, der als Linearkombination der Vektoren der einzelbetrieblichen Kapazitäten den zuvor ausgewählten typischen Betrieben entspricht. Eine genaue Beschreibung dieser Vorgehensweise und von EFEM geben Kazenwadel (1999) und Schäfer (2006), eine aktuelle Anwendung von EFEM ist in (Krimly et al. 2016) beschrieben. EFEM wird für die nachfolgenden Modellszenarien auf das Referenzjahr 2010 kalibriert. Der Abgleich der modellierten Tierzahlen, Flächenanteile und der Flächennutzung mit den Daten der

Agrarstrukturhebungen 2010 des Statistischen Landesamtes Baden-Württemberg diente der Validierung der Abbildungsgüte von EFEM. Die Modellergebnisse zeigen für die pflanzenbauliche Produktion mit Abweichungen von max. 10 % eine gute Übereinstimmung mit den statistischen Daten. Lediglich die Bedeutung von Klee gras wird mit -25 % der modellierten Fläche deutlich gegenüber der Realität unterschätzt. Der Gesamtumfang von Ackerfutter wird mit einer Abweichung von -2 % allerdings gut abgebildet. Bei der tierischen Produktion führen die integrierten Stallplatzrestriktionen zu Abweichungen im Vergleich zur Statistik von höchstens 7 %.

4.2.3 Datenübergabe

Während die Berücksichtigung der Substratnachfrage von BiOLoCaTe auf Landkreisebene erfolgt, rechnet EFEM auf der Ebene von VGG. Dementsprechend muss das modellierte Biomasseangebot von dieser größeren räumlichen Einheit auf die Kreisebene verteilt werden. Während die administrativen Grenzen der Landkreise nicht denen der VGG zugeordnet werden können, gibt es eine eindeutige Zuordnung der Gemeinden zu den VGG. Deswegen ist es notwendig, die Ergebnisse zuerst auf Gemeindeebene zu verteilen und anschließend auf Kreisebene zu aggregieren. Für das hier maßgebliche Beispiel des Strohangebots wird dabei zunächst der durchschnittliche Strohertrag für jede VGG berechnet, indem das gesamte modellierte Strohangebot der VGG auf die jeweilige Ackerfläche verteilt wird. Anschließend wird dieser durchschnittliche Ertrag den einzelnen Gemeinden innerhalb der jeder VGG zugewiesen. Der Strohertrag wird dann mit der jeweiligen Ackerfläche der einzelnen Gemeinden multipliziert und ergibt so das Strohangebot in Tonne Frischmasse pro Gemeinde. Diese Mengen werden abschließend auf Kreisebene aggregiert und an BiOLoCaTe zur Standortoptimierung übergeben. Die für die Verteilung benötigte Größe der Ackerfläche der Gemeinden wird der Landwirtschaftszählung 2010 entnommen. Als Angebotsstandort dient in dieser Untersuchung der geografische Mittelpunkt des jeweiligen Landkreises. Da in EFEM nicht die gesamte Strohnachfrage aus der Tierproduktion berücksichtigt wird (z.B. Pferdehaltung), wird diese Nachfrage anhand der relevanten Tierzahlen aus der Statistik und Produktionskennzahlen der Tierhaltung (KTBL, 2017; Rösemann et al. 2015) berechnet und von dem modellierten Angebot aus EFEM abgezogen.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Landwirtschaftliches Biomasseangebot

Um das Strohangebot in Abhängigkeit vom Preis darzustellen, wurden mit EFEM neben dem Basiszenario mit einem Strohpreis von 0 € für diesen bioenergetischen Nutzungspfad elf Szenarien mit unterschiedlichen Strohpreisen berechnet. Das Strohangebot wurde dabei zwischen einen Strohpreis von 30 und 80 € Tonne Frischmasse (FM) in 5 € Schritten berechnet. Die Preise beziehen sich immer auf eine Tonne Frischmasse und gelten ab Feld. Die Kalkulation der Logistikkosten erfolgt bei BiOLoCaTe. Das entsprechende Strohangebot in Abhängigkeit vom Preis nach VGG ist in Abbildung 4.2 dargestellt.

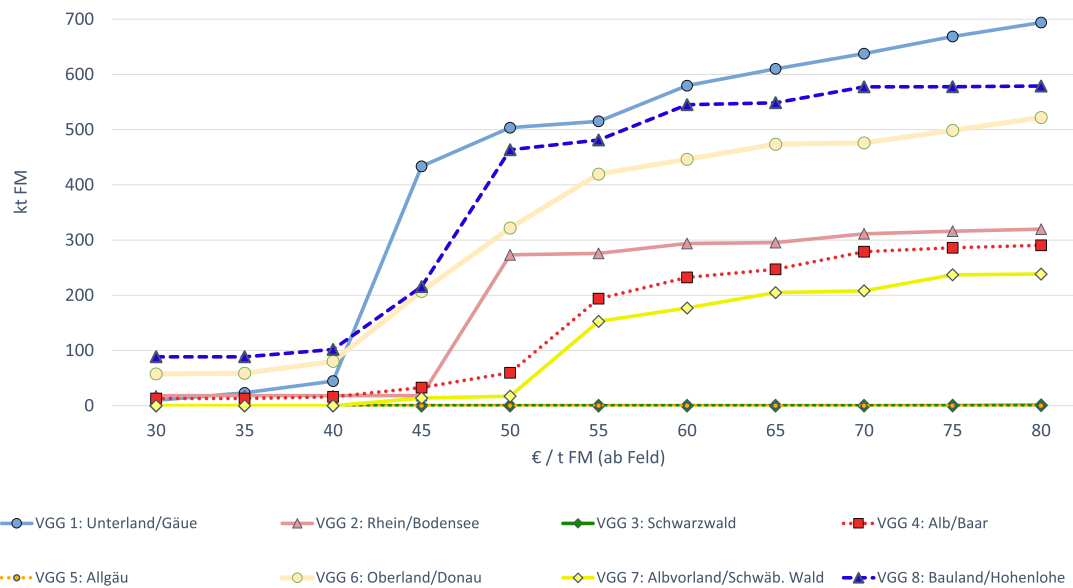


Abbildung 4.2: Modelliertes Strohangebot in BW in Abhängigkeit vom Strohpreis je VGG

Das modellierte Strohangebot unterscheidet sich in Höhe und Anstieg bei Preiserhöhung zwischen den VGG teils sehr deutlich. So wird in VGG 5 (Allgäu) auch bei 80 €/je Tonne kein Stroh angeboten und im Schwarzwald (VGG 3) wird erst ab einem Strohpreis von 75 € eine vergleichsweise geringe Menge (0,1 kt) bereitgestellt. Demgegenüber werden in VGG 1 (Unterland/Gäue) bereits ab einem Preis von 45 € mehr als 400 Kilotonnen Stroh angeboten. Abgesehen von den beiden VGG 3 und 5 zeigen die anderen Regionen einen deutlichen Sprung in der angebotenen Strohmenge zwischen 40 und 55 € auf. Bei der weiteren Erhöhung des Strohpreises in diesen VGG weisen die Strohmenge eine lineare, bzw. leicht abflachende Steigung bis zu einem Strohpreis von 80 € auf. Für Baden-Württemberg insgesamt werden bei einem Preis von 40 € je Tonne gut 200 Kilotonnen Stroh angeboten. Bei einem Preis von 50 € vergrößert sich das Angebot deutlich auf 1.505 Kilotonnen. Darüber hinaus gibt es bis 80 € einen degressiven Anstieg auf 2.629 Kilotonnen.

Bei der Iteration von EFFM und BiOLoCaTe hat sich herausgestellt, dass bei einem Strohpreis von unter 40 € und über 75 € je Tonne keine Bioenergieanlagen gebaut werden, da entweder das Biomasseangebot zu gering ist oder die Substratkosten zu hoch sind, um die Anlagen wirtschaftlich betreiben zu können. Deswegen werden in diesem Kapitel aus Gründen der Übersichtlichkeit nach der Darstellung des Strohangebots nur die Ergebnisse der Preisszenarien 40 €, 50 € und 75 € Tonne beschrieben.

In Tabelle 4.2 sind die modellierten Anbauumfänge ausgewählter Kulturen für Baden-Württemberg dargestellt. Mit einer Erhöhung des Strohpreises steigt der Anbauumfang von Wintergetreide kontinuierlich an und führt bei 75 € zu einer Ausweitung von 9 % gegenüber dem Referenzszenario. Dies entspricht einer absoluten Ausweitung von ca. 40.000 ha. Demgegenüber weisen die

Tabelle 4.2: Gesamtdeckungsbeitrag (Mio. €) und Anbauumfänge (ha) ausgewählter Kulturen bei unterschiedlichen Strohpreisen und Änderungen (%) im Vergleich zum Basisszenario in Baden-Württemberg

	Strohpreis je t FM (ab Feld)			
	0 €	40 €	50 €	75 €
Wintergetreide	424.270 ha	427.183 ha +1 %	432.512 ha +2 %	464.243 ha +9 %
Sommergetreide	98.812 ha	98.812 ha 0 %	97.709 ha -1 %	89.174 ha -10 %
Mais	183.059 ha	181.635 ha -1 %	175.850 ha -4 %	161.964 ha -12 %
Winterraps	75.047 ha	75.047 ha 0 %	72.381 ha -4 %	69.311 ha -8 %
Gesamtdeckungsbeitrag (Mio. €)	1.656	1.662	1.671	1.721

anderen Kulturen jeweils einen relativen Rückgang der Anbauflächen auf einem ähnlichen Niveau auf. Der Silomaisanbau wird dabei mit 16.000 ha am stärksten reduziert, wovon mehr als die Hälfte (56 %) auf einen reduzierten Anbau als Biogassubstrat und der Rest auf einer geringeren Nutzung als Tierfutter zurückzuführen ist.

Im Basisszenario wird mit EFEM ein Gesamtdeckungsbeitrag (GDB) für Baden-Württemberg von 1,656 Mio. € berechnet. Bei der Erhöhung des Strohpreises auf 50 € je Tonne steigt dieser um 1 % und bei 75 € um knapp 4 % auf 1,721 Mio. € an. Die verschiedenen VGG weisen dabei große Unterschiede auf. So gibt es in der Futterbauregion VGG 5 keine Veränderung im GDB bei allen berücksichtigten Strohpreisszenarien, wohingegen in der Ackerbauregion VGG 1 bei einem Strohpreis von 75 € je Tonne der GDB der landwirtschaftlichen Betriebe um knapp 8 % steigen würde, sofern das mit EFEM simulierte Strohangebot auch vollständig nachgefragt würde. Das heißt, die Strohverbrennungsanlagen verwerten das angebotene Stroh vollständig oder es besteht noch eine weitere Nachfrage, z.B. durch Konversionsanlagen für stoffliche Nutzungen des Stroh.

4.3.2 Optimale Standorte für Verbrennungsanlagen von Biomasse

In Abbildung 4.3 sind die modellierten Standorte und Leistungen der Bioenergieanlagen von BiO-LoCaTe und das Strohangebot auf Kreisebene für die unterschiedlichen Preisszenarien dargestellt. Bei einem Strohpreis von 40 € je Tonne Stroh werden fünf Bioenergieanlagen mit unterschiedlichen Leistungen gebaut, die das komplette Strohangebot nutzen (Tabelle 4.3). Diese unterschiedlich dimensionierten Anlagen (zwischen 3,65 MW_{el} und 6,33 MW_{el}) weisen insgesamt eine elektrische Leistung von 28 MW auf, mit einer durchschnittlichen Transportentfernung von 26 km. Beim Preisszenario von 50 € wird mit 1.505 Kilotonnen Stroh eine deutlich größere Menge an Stroh angeboten, die fast komplett durch die platzierten Bioenergieanlagen genutzt wird. In diesem Szenario werden 32 Anlagen mit einer elektrischen Leistung von 202 MW gebaut. Die Anlagen haben dabei alle eine elektrische Leistung von 6,33 MW und das Stroh wird durchschnittlich 17 km transportiert. Bei einem Strohpreis von 75 € nutzen die gebauten Bioenergieanlagen mit

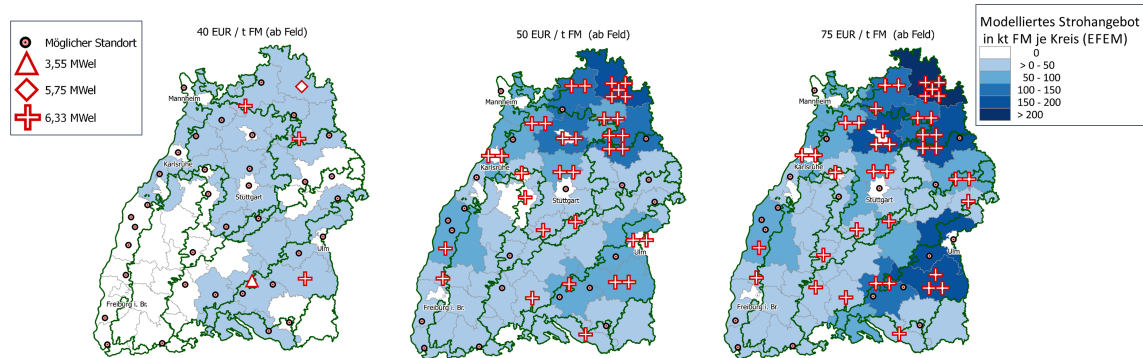


Abbildung 4.3: Standorte und Leistung der Bioenergieanlagen (BiOLOCaTe) und des Strohangebots auf Kreisebene (EFEM) bei unterschiedlichen Strohpreisen

Tabelle 4.3: Ergebnisse der Standortoptimierung für Baden-Württemberg insgesamt

	Einheit	Strohpreis je t FM (ab Feld)		
		40 €	50 €	75 €
Biomasseanbgebot (EFEM)	[kt _{FM} /a]	211	1.505	2.442
Biomassenachfrage (BIOLOCATE)	[kt _{FM} /a]	211	1.495	1.869
Anlagenanzahl	[n]	5	32	40
Elektrische Leistung	[MW _{el}]	28	202	252
Thermische Leistung	[MW _{th}]	77	547	684
Gesamtleistung	[MW]	105	749	936
Durchschnittliche Transportentfernung	[km]	26	17	9

1.869 Kilotonnen ca. 75 % des bei diesen Preis angebotenen Strohs. Die 40 gebauten Anlagen mit jeweils einer elektrischen Leistung von 6,33 MW_{el} haben in diesem Szenario insgesamt eine elektrische Leistung von 252 MW, mit einer durchschnittlichen Transportentfernung von 9 km. Die Standorte befinden sich dabei vermehrt im Norden des Bundeslandes in den Regionen der VGG 1 und 8, sowie im Osten in der VGG 6, die sich jeweils durch ein hohes Strohangebot auszeichnen. Die Anlagen würden in dem Szenario mit der größten installierten Leistung (75 €/t Stroh) mit 1,76 TWh ca. 2,3 % des Bruttostromverbrauchs in Baden-Württemberg decken (MWK, 2016).

4.4 Diskussion und Ausblick

Der vorliegende Beitrag zeigt am Beispiel von modellierten Strohverbrennungsanlagen eine Methode zur Standortoptimierung von Biomassekonversionsanlagen auf. Dabei erfolgt die Modellierung auf Basis aggregierter Biomasse-Regionalerträge. Durch die Verfügbarkeit räumlich exakter Ertragsdaten könnte das Modell eine noch bessere Abbildungsgüte entwickeln. Grundsätzlich wird jedoch deutlich, dass die Wirtschaftlichkeit solcher Anlagen im Spannungsfeld zwischen Größendegressionseffekten beim Kapitalbedarf für den Anlagenbau (zentrale Struktur) und der Minimierung der Beschaffungskosten für die landwirtschaftliche Biomasse (dezentrale Struktur) steht. Allein aus diesem Grund ist eine regionale Betrachtung bei der Bewertung von Biomassekonversionsanlagen von großer Bedeutung. Dieser Zusammenhang spiegelt sich auch in den Ergebnissen dieses Modellverbundes wider. So würde bspw. das größte Strohangebot in VGG 1 und 8, einer Ackerbauregion und einer Region mit einem großen Anteil an Ackerbau-, Veredlungs- und Schweine haltenden Verbundbetrieben anfallen. Demgegenüber fallen erwartungsgemäß das Strohangebot und somit auch die Anzahl von potenziellen Verbrennungsanlagen in stark ausgeprägten Futterbauregionen wie dem Schwarzwald (VGG 3) und dem Allgäu (VGG 5) relativ gering aus. Die Ergebnisse zeigen darüber hinaus, dass auch bei Strohverbrennungsanlagen, die lediglich landwirtschaftliche Reststoffe verwerten, Verdrängungseffekte auftreten würden. So würde unter den getroffenen Preisannahmen, der Anbau von Silomais als Substrat für Biogasanlagen zurückgehen und sich auf die Futterzusammensetzung der Tierhaltungsbetriebe auswirken. Die produzierte Gesamtenergiemenge der Verbrennungsanlagen beim Szenario mit einem hohen Strohpreis (75 Euro je Tonne) liegt mit ca. 6,5 TWh je Jahr in der Größenordnung, die Brellocks et al. (2013) in ihrer Studie für Stroh in Baden-Württemberg abgeschätzt haben. In zukünftigen Modellszenarien wird das landwirtschaftliche Biomasseangebot in EFEM um mehrjährige Pflanzen wie KUP und Miscanthus erweitert und um Biomassekonversionsanlagen zur stofflichen Nutzung in BiOLoCaTe ergänzt. Hierdurch soll der Blickwinkel bei der Bewertung einer möglichen Entwicklung der Bioökonomie in Baden-Württemberg erweitert werden.

Eine Ausweitung der Nutzung von landwirtschaftliche Biomasse für die Bioökonomie hätte Veränderungen des Preises für landwirtschaftliche Produkte zur Folge, die in einem landwirtschaftlichen Angebotsmodell nicht berücksichtigt werden können. Hierzu müsste das Modell mit einem Agrarsektormodell gekoppelt werden. Deshalb wird EFEM im Rahmen des Kompetenznetzes Modellierung des Forschungsprogramms Bioökonomie Baden-Württemberg zur Bewertung weiterer möglicher bioökonomischer Entwicklungsszenarien mit dem partiellen Gleichgewichtsmodell ESIM gekoppelt.

Danksagung

Diese Forschungsarbeit wurde durch das Ministerium für Wissenschaft, Forschung und Kunst Baden-Württemberg Az 33-7533-10-5/96, 33-7533-10-5/114 und 33-7533-10-5/116 unterstützt.

Literatur

- Backhaus, G. F., L. Broers, I. Kögel-Knabner, M. Schwerin und D. Thrän (2015). *Nachhaltige Bereitstellung von biobasierten agrarischen Rohstoffen: Aktualisierte Version, April 2015*. Hrsg. von Bioökonomierat.
- Brellochs, J., M. Specht, H. Oechsner, R. Schüle, L. Eltrop, M. Härdtlein und M. Henßler (2013). *Konzeption für die: (Neu-)Ausrichtung der energetischen Verwertung von Biomasse und der Bioenergie-Forschung in Baden-Württemberg. Im Auftrag des Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg. Im Auftrag des Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg*. Stuttgart. URL: http://bioenergieforschungs-plattform-bw.de/pb/site/pbs-bw/get/params_Dattachment/1681766/Strategien%20f%C3%BCr%20zuk%C3%BCnftige%20Forschung_Endbericht.pdf.
- Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) (2010). *Nationale Forschungsstrategie Bio-Ökonomie 2030. Unser Weg zu einer bio-basierten Wirtschaft*. Berlin.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Hrsg. (2014). *Nationale Politikstrategie Bioökonomie*. 220.
- Ekşioğlu, S. D., A. Acharya, L. E. Leightley und S. Arora (2009). „Analyzing the design and management of biomass-to-biorefinery supply chain“. In: *Computers & Industrial Engineering* 57.4, S. 1342–1352. DOI: 10.1016/j.cie.2009.07.003.
- European Commission (EC) (2012). *Strategy for Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe*. URL: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52012DC0060>.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) (2014). *Leitfaden feste Biobrennstoffe. Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen im mittleren und großen Leistungsbereich*. Gülzow-Prüzen.
- Kaltschmitt, M. und D. Thrän (2006). „Logistik für die Versorgung von Anlagen zur energetischen Nutzung biogener Festbrennstoffe. Anforderungen und Randbedingungen“. In: *Zeitschrift für Energiewirtschaft (ZfE)* 30.4, S. 247–256.
- Kazenwadel, G. (1999). *Ökonomisch/ökologische Beurteilung von regionalen Agrar- und Umweltprogrammen in der Europäischen Union: Zugl.: Hohenheim, Univ., Diss., 1999*. Bd. 162. Agrarwirtschaft Sonderheft. Bergen/Dumme: Agrimedia. ISBN: 3860371088.
- Koch, M. (2009). *Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl: Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2009*. [Elektronische Ressource]. Karlsruhe und Karlsruhe: Universitätsverl. und Univ.-Bibl. ISBN: 9783866443556. URL: <http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/1000010806>.
- Krimly, T., E. Angenendt, E. Bahrs und S. Dabbert (2016). „Global warming potential and abatement costs of different peatland management options: A case study for the Pre-alpine Hill and Moorland in Germany“. In: *Agricultural Systems* 145, S. 1–12. DOI: 10.1016/j.agsy.2016.02.009.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2017). *KTBL Wirtschaftsdüngerrechner*. URL: <http://daten.ktbl.de/wdrechner/prodverfahren/>.

- Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume (LEL) (2015). *Landwirtschaftliche Betriebsverhältnisse und Buchführungsergebnisse - Wirtschaftsjahr 2013/12*. Hrsg. von Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume.
- Marvin, W. A., L. D. Schmidt und P. Daoutidis (2013). „Biorefinery Location and Technology Selection Through Supply Chain Optimization“. In: *Industrial & Engineering Chemistry Research* 52.9, S. 3192–3208. DOI: 10.1021/ie3010463.
- Ministerium für Umwelt, K. u. E. B.-W. (2016). *Monitoring der Energiewende in Baden-Württemberg. Schwerpunkte Versorgungssicherheit und Effizienztrends Statusbericht 2016*. URL: <https://um.baden-wuerttemberg.de/de/service/publikation/did/monitoring-der-energiewende-in-baden-wuerttemberg-statusbericht-2016/>.
- Remmers, J. (1995). *Zur Ex-ante-Bestimmung von Investitionen bzw. Kosten für Emissionsminderungstechniken und den Auswirkungen der Datenqualität in meso-skaligen Energie-Umwelt-Modellen: Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 1991*. Als Ms. gedr. Berichte aus der Betriebswirtschaft. Aachen: Shaker. ISBN: 3826551257.
- Rösemann, C., H.-D. Haenel, U. Dämmgen, A. Freibauer, S. Wulf, B. Eurich-Menden, H. Döhler, C. Schreiner, B. Bauer und B. Osterburg (2015). *Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2013 ; Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2015*. Bd. 27. Thünen Report. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. ISBN: 9783865761323. DOI: 10.3220/REP_27_2015. URL: <http://d-nb.info/1070282898/>.
- Rudi, A., A.-K. Müller, M. Fröhling und F. Schultmann (2017). „Biomass Value Chain Design: A Case Study of the Upper Rhine Region“. In: *Waste and Biomass Valorization*, S. 1–17. DOI: 10.1007/s12649-016-9820-x.
- Schäfer, M. (2006). *Abschätzung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft Baden-Württembergs und Bewertung von Minderungsstrategien unter Nutzung eines ökonomisch-ökologischen Regionalmodells: Zugl.: Hohenheim, Univ., Diss., 2006*. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Aachen: Shaker. ISBN: 3832252568.
- Schatka, A. (2011). *Strategische Netzwerkgestaltung in der Prozessindustrie: Eine Untersuchung am Beispiel der Produktion von synthetischen Biokraftstoffen: Zugl.: Braunschweig, Techn. Univ., Diss., 2010*. 1. Aufl. Produktion und Logistik. Wiesbaden: Gabler Verlag / Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH Wiesbaden. ISBN: 9783834929358. DOI: 10.1007/978-3-8349-6717-6. URL: <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-8349-6717-6>.
- Schmidt, O., S. Padel und L. Levidow (2012). „The bio-economy concept and knowledge base in a public goods and farmer perspective“. In: *Bio-based and Applied Economics* 1.1, S. 47–63.
- Schwaderer, F. (2012). *Integrierte Standort-, Kapazitäts- und Technologieplanung von Wertschöpfungsnetzwerken zur stofflichen und energetischen Biomassenutzung: Zugl.: Karlsruhe, Karlsruher Inst. für Technologie (KIT), Diss., 2012*. Karlsruhe und Hannover: KIT Scientific-Publ und Technische Informationsbibliothek u. Universitätsbibliothek. ISBN: 9783866449190. URL: <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fn13/735275459.pdf>.

You, F. und B. Wang (Sep. 2011). „Life Cycle Optimization of Biomass-to-Liquid Supply Chains with Distributed–Centralized Processing Networks“. In: *Industrial & Engineering Chemistry Research* 50.17, S. 10102–10127. DOI: 10.1021/ie200850t.

Kapitel 5

Linking a Farm Model and a Location Optimization Model for Evaluating Energetic and Material Straw Valorization Pathways – A Case Study in Baden-Wuerttemberg

Autoren des Originalbeitrags: Eckart Petig, Andreas Rudi, Elisabeth Angenendt, Frank Schultmann und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag ist in GCB Bioenergy. 2019;11: S. 304-325 (DOI: 10.1111/gcbb.12580) erschienen.

Abstract

Diminishing fossil carbon resources, global warming, and increasing material and energy needs urge for the rapid development of a bioeconomy. Biomass feedstock from agro-industrial value chains provides opportunities for energy and material production, potentially leading to competition with traditional food and feed production. Simulation and optimization models can support the evaluation of biomass value chains and identify bioeconomy development paths, potentials, opportunities, and risks. This study presents the linkage of a farm model (EFEM) and a techno-economic location optimization model (BIOLOCATE) for evaluating the straw-to-energy and the innovative straw-to-chemical value chains in the German federal state of Baden-Wuerttemberg taking into account the spatially distributed and price-sensitive nature of straw supply. The general results reveal the basic trade-off between economies of scale of the energy production plants and the biorefineries on the one hand and the feedstock supply costs on the other hand. The results of the farm model highlight the competition for land between traditional agricultural biomass utilization such as food and feed and innovative biomass-to-energy and biomass-to-chemical value chains. Additionally, farm-modeling scenarios illustrate the effect of farm specialization and regional differences on straw supply for biomass value chains as well as the effect of high straw prices on crop choices. The technological modeling results show that straw combustion could cover approximately 2% of Baden-Wuerttemberg's gross electricity consumption and approximately 35% of the district heating consumption. The lignocellulose biorefinery location and size are affected by the price sensitivity of the straw supply and are only profitable for high output prices of organosolv lignin. The location optimization results illustrate that economic and political framework conditions affect the regional distribution of biomass straw conversion plants, thus favoring decentralized value chain structures in contrast to technological economies of scale.

5.1 Introduction

The current global economic system depends strongly on finite resources. The world's population growth and the enlargement of the global middle class are likely to increase the demand for finite resources (Imbert et al., 2017). Likewise, apart from the quantitative limitation of raw materials in a fossil-based economy, the limitation of climate change requires the reductions of global CO₂ emissions (BP, 2018). In order to achieve the 2 °C Global Temperature Target, a significant share of coal and gas reserves must remain unused (McGlade and Ekins, 2015). For this reason, policy-makers encourage the transformation of a fossil-based economy toward a bioeconomy. There are political strategies to promote the bioeconomy at European Union level (EC, 2012), at state (e.g., Germany) level (BMEL, 2014), and at federal state (e.g., Baden-Wuerttemberg) level (Hirth et al., 2013; WM, 2010). Within these strategies, the expansion of agricultural biomass use as a raw material is a crucial part in meeting the global challenges of climate change and the finite nature of fossil resources (IRENA, 2018). Simultaneously, an increased exploitation of agricultural biomass for energetic and material purposes competes with biomass for food and feed use and might consequently lead to an intensification of agricultural production causing negative environmental effects (Backhaus et al., 2015). For evaluation of these trade-offs, models can be applied to illustrate the economic and ecological impacts of future bioeconomy paths. In order to perform a prospective evaluation of the bioeconomy, a combination of multidisciplinary models from multiple sectors at different aggregation levels is necessary (Wicke et al., 2015). In addition to classical agricultural biomass such as grains or silage maize, lignocellulosic biomass will play an increasingly important role in the bioeconomy (Olsson and Saddler, 2013). As an important source of renewable energy, lignocellulosic biomass has been used for heat production ever since and lately serves as a resource for bioethanol production. In the future, lignocellulosic biomass such as agricultural and forestry residues might also replace fossil-based raw materials like crude oil and coal because of their valuable chemical compounds. Very promising products are biobased polymers such as lactic acid polymers or phenolic resins (Biddy et al., 2016). In that regard, the EU has set new objectives to establish biorefinery operations for biofuels and chemical production by 2030 (BIC, 2017).

Whereas traditional bioenergy concepts generate electric and thermal energy by combusting lignocellulosic biomass, the innovative lignocellulose biorefinery concepts enable a full material utilization of the lignocellulosic components in order to obtain platform chemicals as a raw material for higher-value biomaterials. Thus, for biorefineries, the valuable component fraction within the feedstock is important, and for bioenergy plants, it is the energetic potential of the biomass. Despite these slightly different goals, the economic implementation of such concepts is characterized by a critical trade-off in planning biomass conversion plant locations. On the one hand, spatially scattered and fragmented availability of lignocellulosic biomass supply in combination with the relatively high water content and low energy density compared to fossil-based raw materials causes high transportation costs and affects the profitability of entire biomass value chains, esp. for bioenergy production (Giuntoli et al., 2013). On the other hand, technological Economies

of Scale (EoS) call for larger conversion plants. The economic benefit is caused by the fact that the rate for machinery costs and other investments rises slower than the capacity of the plant (Remmers, 1995). Hence, centralized structures with large-capacity plants are more investment-efficient than decentralized plant structures, which aim to reduce transport distances and thus are more cost-efficient in terms of transportation. In recent years, numerous publications have addressed this trade-off by different approaches. These publications can be distinguished, amongst other, by the breadth and depth of the evaluation of different production methods and processing stages of the value chain, as well as by the determination of the available feedstock supplies. Regarding the latter, many studies apply the technical or sustainable biomass potential while disregarding the economic constraints. In such studies, the biomass supply data are often taken from statistics. For instance, Ekman et al. (2013) estimate the feedstock supply based on official statistics and reports, and scientific literature. Ekşioğlu et al. (2009) calculate the biomass supply based on land availability and regionally differentiated yield levels. Marvin et al. (2013) and Chen and Fan (2012) use official databases projecting regional differentiated prices and available quantities for individual feedstocks. Bussemaker et al. (2017) consider limited variable forestry feedstocks with a predetermined fixed price. Rudi et al. (2017a) formulate a mathematical model using existing potentials based on statistics in order to optimize the biomass value chain in terms of multiple feedstocks, technologies, and outputs.

Other studies adjust the statistical data by applying either a supply quota to ensure a sustainable utilization of biomass (Giarola et al., 2011; Luo et al., 2010) or a predetermined share of arable land to produce feedstock (Lin et al., 2013). Zhang et al. (2013) focus on biomass production on marginal land and derive biomass supply from the availability of marginal land. Other approaches determine the regional biomass supply based on agricultural production conditions on a high spatial resolution using Geographic Information System (GIS) (Gonzales and Searcy, 2017). Panichelli and Gnansounou (2008) apply a purely GIS-based approach to identify bioenergy locations in northern Spain. Parker et al. (2010) provide a consistent study of multiple conversion technologies competing for a diverse set of biomass feedstocks with real-world geographical data. Sukumara et al. (2014) use GIS to calculate a fixed maximum biomass supply for their location optimization. Wang et al. (2013) combine a GIS-based statistical method with remote sensing to improve the spatial resolution and accuracy of the biomass supply for bioenergy. Tittmann et al. (2010) develop spatially explicit feedstock supply curves for various crop availabilities in their technoeconomic approach. Wang et al. (2012) derive feedstock supply by using a crop growth model for miscanthus. Other studies on biomass supply determination approach the topic from a monetary perspective. Sharma et al. (2011) present a financial planning model that maximizes stakeholder value based on land availability and yield level. Further studies emphasize the biomass storage (Ebadian et al., 2013), the mode of transportation (Lin et al., 2016), or the impact of annual traffic growth rates (Bai et al., 2011).

Several studies perform a detailed analysis of agricultural biomass production for biorefineries. Egbendewe-Mondzozo et al. (2011) identify profitable cropping systems by combining a terrestrial

ecosystem model (EPIC) with a regional profit-maximizing mathematical programming model. Sokhansanj et al. (2010) use detailed production and logistic options and weather conditions in order to estimate the biomass supply to biorefineries. Glithero et al. (2013b) conduct on-farm surveys and link them with farm accounting data to estimate straw supply for a potential bioethanol pathway. Other studies distinguish between different types of agricultural production. Thompson and Tyner (2014) estimate the costs of corn stover harvest and supply, and then use that information to estimate farm production decisions and changes to farm profit at varying corn stover prices. Bai et al. (2012) present a game-theoretic model that incorporates farmers' decisions and market choices in the location optimization problem to integrate the competitive agricultural land use and the feedstock market equilibrium. Only few studies analyze the effects of an expanded bioeconomy with the help of farm models, which mainly apply mathematical programming. Louhichi et al. (2010) develop a bio-economic farm model that can be applied in combination with models at high aggregation levels to assess policy questions under different bio-physical and socio-economic conditions. Banse et al. (2016) use a farm model within a model compound with a general equilibrium model and a partial equilibrium model for an analysis of bioeconomy pathways, comprising agricultural, wood, and energy markets. According to our literature survey, not any study combines an agricultural farm model with a location optimization model to evaluate biomass value chains while integrating on-farm competition and technological EoS. For this reason, we propose the soft linkage of the agricultural farm model EFEM (Economic Farm Emission Model) (Kazemwadel, 1999) and the location optimization model BIOLOCATE (Biomass value chain Integrated Optimization for LOcation, CApacity and TEchnology planning) (Rudi et al., 2017a) that considers spatially distributed and price-sensitive straw supply in a location optimization of biomass conversion plants.

Whereas EFEM applies regional agricultural production conditions and biomass prices and costs to estimate biomass supply, BIOLOCATE uses GIS-based input data (e.g., transport distances) in combination with techno-economic data (e.g., investments and capacities) to determine optimal biomass conversion plant locations. The linkage enables a transfer of data on biomass quantities and prices from the farm model to the location optimization model. The advantage of such model linkage consists in the consideration of the competitive situation of agricultural biomass supply and the most profitable locations of biomass conversion plants. Within this linkage, we also present a comparison of the classical Biomass-to-Energy (BtE) pathway and the innovative Biomass-to-Chemicals (BtC) pathway while integrating price-sensitive agricultural production.

We focus on straw from wheat, barley (both spring and winter types), oat, and triticale as a byproduct of grain cultivation. Straw offers the opportunity of a low competition between uses for either food and feed production (Weiser et al., 2014) and represents a highly unused potential in Baden-Wuerttemberg (Gauder et al., 2011; WM, 2010). Although the energetic use of biomass comes along with possible ecological difficulties (e.g., flue gas cleaning), the energetic use of straw has a positive ecological performance (Tonini et al., 2016). In addition to the energetic use of straw, in the long term, a material use of biomass is inevitable in order to substitute fossil resources

(Lewandowski, 2015). In this context, da Costa Sousa et al. (2009) and Anwar et al. (2014) identified the organosolv process as one of the most promising fractionation methods for lignocellulose biorefineries. The main advantage of organic solvents for pulping is the high purity of the obtained organosolv lignin, which allows easy processing into value-added products (Zhang et al., 2016). Furthermore, C5 and C6 sugars can be fermented into platform and building block chemicals such as succinic acid, which is a promising precursor of many industrially important chemicals (Luo et al., 2010). Taking these aspects into consideration, we examine the established BtE pathway of straw combustion and the innovative lignocellulose biorefinery concept as classified by the IEA Task 42 (International Energy Agency Task 42 “Biorefining”) for primary refining within the BtC pathway.

The main objective of the study is the application of a model linkage between a farm model and a location optimization model to the agro-industrial valorization of straw from herbaceous agricultural residues to evaluate the energetic and material valorization options from a regional perspective.

In the following sections, we introduce both models and their linkage as well present and discuss the integrated modeling results.

5.2 Methods and Materials

Agricultural biomass itself is relatively inexpensive, but has a low energy density. As a consequence, the economic profitability of such value chains critically depends on transportation costs. For this reason, logistics is of major importance when it comes to planning bio-based value chains (Ba et al., 2016). Additionally, on each farm, different farming productions compete for land. Therefore, the profitability of agricultural biomass production depends on different agricultural production conditions and specific farm capacities. Hence, it is fundamental to include provision, logistics, and conversion processes when evaluating biomass value chains. In this context, the provision process includes harvesting and pretreatment operations, and the logistics process includes storage, transport, and transshipment procedures.

5.2.1 Biomass-to-Energy (BtE) pathway

The BtE pathway is represented by the combustion of straw to generate heat and power within a capacity range of 3 – 25 MW_{el}. An average electric efficiency of $\eta^{el} = 0.0236 \ln \chi^{el} + 0.189$, and an average thermal efficiency of $\eta^{th} = -0.008 \ln \chi^{el} + 0.6457$ in accordance with the installed electric capacity χ^{el} is assumed (Rudi et al., 2017a). The overall combustion efficiency is based on a 15 % electric and a 60 % thermal efficiency range as well as a scalable energy ratio resulting in a technology efficiency (η) of 25 %. The large capacity range enables an investigation of effects of Economies of Scale (EoS) and of governmental regulations on large-scale bioenergy systems such as the German Renewable Energy Act (REA). The considered bioenergy system integrates different types of combustion technologies such as the fixed- and fluidized bed combustion in

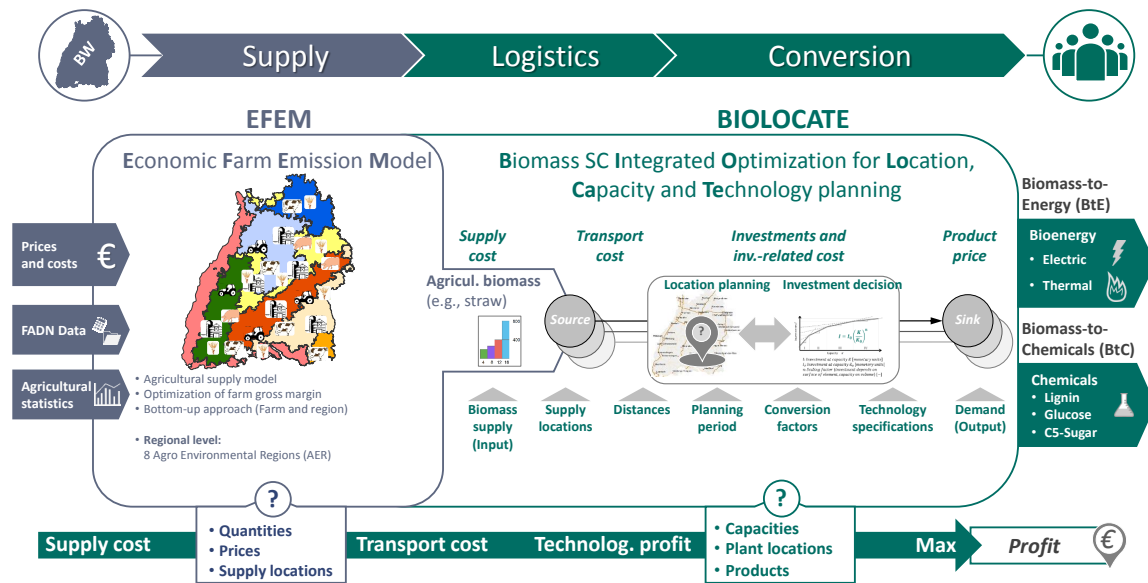


Figure 5.1: Scheme of model linkage

combination with steam turbines. Fixed-bed combustion is mainly applied in low capacity ranges, whereas fluidized-bed combustion is more common in larger applications (Kaltschmitt, 2013).

As for all solid fuel combustion technologies, the boiler efficiency is related to the Lower heating value (LHV) of the feedstock, which is assumed to be 14,2 MJ/kg for straw. The conversion process is modeled as a black box integrating the various sub processes (e.g., on-site storage, pretreatment, combustion, flue gas treatment, etc.), which is based on the scaling factor approach formulated by Rudi et al. (2017a). The authors used research results from the project network entitled “Innovations for sustainable biomass utilization (OUI BIOMASSE)” to estimate the investment and the efficiency functions of the applied BtE pathway (Schumacher et al., 2017).

5.2.2 Biomass-to-Chemicals (BtC) pathway

The integration of the BtC pathway is based on Engel et al. (2014) and the research network “Lignocellulose as new resource platform for novel materials and products” from the Bioeconomy Research Program Baden-Wuerttemberg. The considered pilot-scale biorefinery concept utilizes straw to produce glucose (C6 sugars), high-purity lignin, and C5 sugars (in particular xylose) as output products by applying the organosolv pulping process. In contrast to conventional pulping processes (i.e., kraft, sulfite, or soda), the resulting organosolv lignin is characterized by little ash and carbohydrate impurities with a high Klason lignin content of approximately 90 % and a molecular weight of 3,100 g/mol (Engel et al., 2014). The purity of lignin defines its application and the market price. High-purity lignin can be applied to substitute phenolic resins in binding agents or to synthesize polyurethanes in order to replace fossil-based products. Whereas the extracted glucose can be sold on the sugar market, the C5 sugar fraction is assumed to be a valuable raw

material for the synthesis of xylitol and furfural, though its market potential is low in comparison to that of lignin and glucose (Mountraki et al., 2017). The biochemical organosolv process converts lignocellulosic feedstock into its components with the highest fractionation rates by pulping with ethanol-water (Kleinert, 1974). Whereas cellulose is treated by enzymatic hydrolysis, lignin is precipitated from the mother liquor via water dilution and thermal precipitation. The organic solvent (i.e., ethanol) is recovered from the liquid process streams while the remaining C5 sugar fraction is extracted (Laure et al., 2014).

In order to assess the energetic (BtE) and material (BtC) biomass valorization pathways for Baden-Wuerttemberg, we soft-link the agricultural farm model EFEM with the optimization model BIOLOCATE. Figure 5.1 shows the scheme of the developed model approach. By providing biomass supply volumes from EFEM and separating the supply costs, transport costs, and the technological profit in BIOLOCATE, an optimization of the value chain is performed by maximizing the overall profit of the system. The technological profit is defined as the revenue obtained by selling the output products subtracted by all occurring costs for producing the products excluding supply and transportation costs. These costs are integrated in the final location decision model.

5.2.3 Agricultural production (EFEM)

EFEM is a comparative static linear optimization model, which maximizes the farms' gross margins. It operates in a bottom-up approach, which can be used at farm level as well as at regional level. Regionalization is achieved through extrapolation of the farm results. Figure 5.2 highlights the study area Baden-Wuerttemberg located in southwest Germany and shows the spatial resolution applied by EFEM. Baden-Wuerttemberg is divided into eight Agro-Ecological-Regions (AER). These regions are characterized by similar agricultural production conditions, such as geological, topographical, and climate conditions (cf. Table 5.1). Although AER are on average five times as large as NUTS-3 regions (regional classification of the territory of EU; cf. EC, 2016), they are more suitable for application in the study region. The different AER depict the regionally differentiated production conditions that result in different production foci. For example, there are fertile crop farming regions (AER 1), regions with less intensive forage farming in low mountain ranges (AER 3), as well as an intensive dairy production based on grassland (AER 5).

The model consists of the farm type module, the production module, and the extrapolation module. The farm type module contains the different farm structures in each region. Each region is represented by a maximum of six typical farm models, e.g., dairy farms or arable farms that depict the most common farm types in the individual region. Different sizes of a particular farm type per region are also possible. The general classification of these farm types is based on the farm typologies of the Farm Accountancy Data Network (FADN) (cf. EC, 2018b). The capacities of the typical farm models are based on average single farm data of the FADN and create restrictions for the optimization process. The main part of the model is the production module. It unites all relevant agricultural production operations of the plant and livestock production. EFEM distinguishes different production activities on arable land and grassland, which can be used as food or feed and

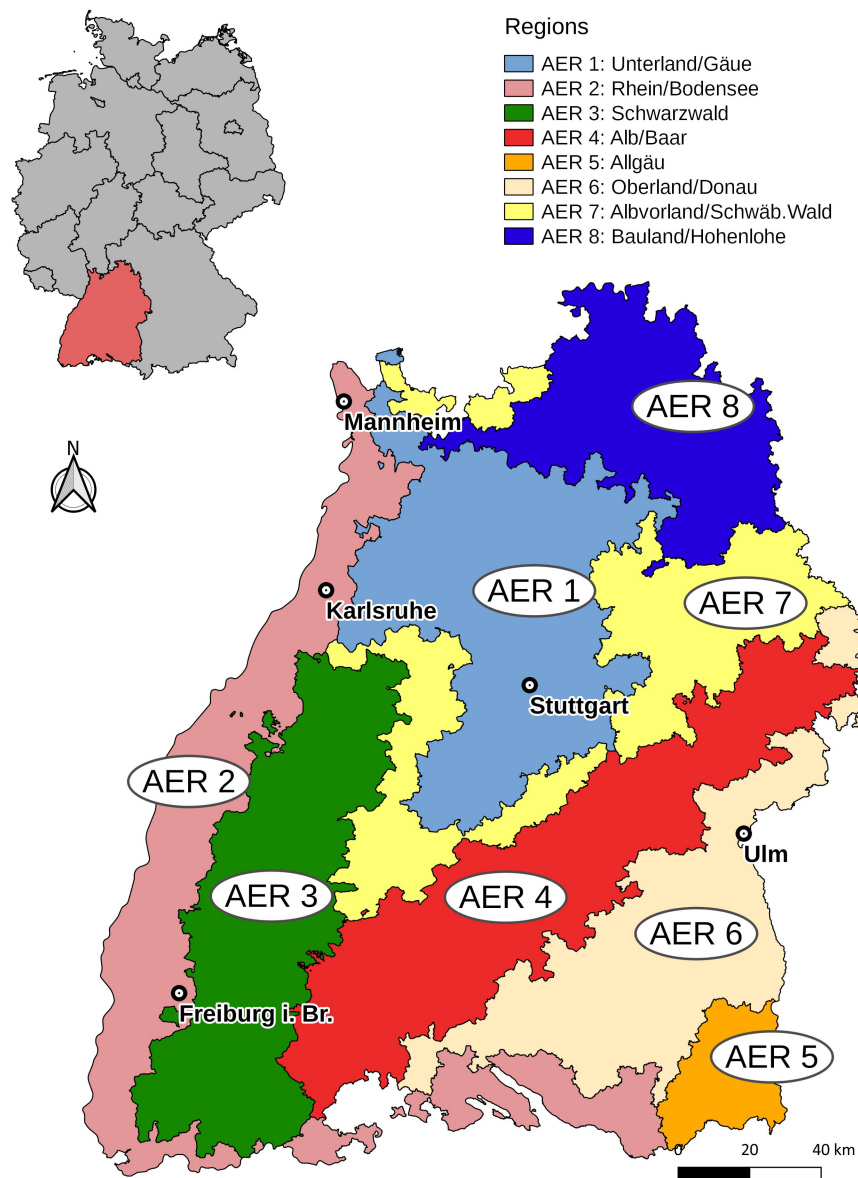


Figure 5.2: Study region (Baden-Wuerttemberg) in Germany and spatial resolution (AER) of EFEM

Table 5.1: Climate/agricultural characteristics of the agro-ecological-regions (AER) in Baden-Wuerttemberg (LEL, 2018)

Agro-Ecological-Regions		Unterland/ Gäue	Rhein/ Bo- densee	Schwarz- wald	Alb/ Baar	Algäu	Oberland/ Donau	Albvorland/ Schwäb. Wald	Bauland/ Hohen- lohe
		AER 1	AER 2	AER 3	AER 4	AER 5	AER 6	AER 7	AER 8
Elevation	[m]	100-400	100-650	300- 1,000	600- 1,000	600-900	500-800	400-700	150-650
Avg. annual temperature	[°C]	8.0 - >9.0	8.0 - 9.0	5.5 - >7.0	6.0 - 7.5	6.0 - 7.5	7.0 - 8.0	6.5 - 8.0	6.5 - 8.0
Avg. annual precipitation	[mm]	650-750	550- 1,100	800- 1,500	600- 1,100	1,000- 1,600	650-800	700- 1,000	600- 1,000
Soil quality index (Ackerzahl)	[0-100]	40 - >80	20 - 70	20 - 40	20 - 40	30 - 50	30 - 60	20 - 60	30 - 50
Share of arable land	[%]	65 - 100	30 - 80	20 - 50	30 - 55	<20	50 - 70	30 - 70	30 - 60
Agriculturally used area	[ha]	241,095	190,862	105,072	220,459	47,862	244,935	177,128	182,575

in the BtE and BtC pathways. The different production processes can be varied in fertilization and plant production intensities.

Policy regulations and plant cultivation restrictions are also included in EFEM, e.g., crop rotation, upper-limit usage of organic fertilizer, and equating of humus balance constraints. The latter is of particular importance for maintaining the soil fertility in production systems that remove organic matter from the fields, e.g., by using straw rather than incorporating it into the soil (Cherubini and Ulgiati, 2010). The humus balance (HB) is calculated at farm level (r) and comprises the effect of different crops (D_{crop}) and manure (D_{manure}), as shown in Equation 5.1. The effect of crops depends on the specific value per crop (k), yield level (w), and the use of the by-product (s). The effect of manure on humus is differentiated between pig and cattle manure. The balance at farm level depends on the specific production area for each crop (u) and the specific amount of manure (ω).

$$HB_r = \sum_{k \in F} u_{kr} \cdot D_{kws}^{crop} + \sum_{v \in M} \omega_{ve} \cdot D_v^{manure} \geq 0$$

with

$$F = \{\text{winter wheat, winter barley, } \dots\};$$

$$M = \{\text{pig manure, cattle manure}\}$$
(5.1)

In this context, the farms are able to cultivate intercrops to compensate the reduction of humus. Furthermore, the modeled farms are able to compensate the consequent nutrient removal through an adapted mineral and organic fertilization. All adaption strategies include their particular costs. The parameters of humus and fertilizer effects are based on VDLUFA (2014) and DÜV (2017). The

values of relevant input data, such as producer prices, factor prices, and yields, are based on three-year averages to compensate the annual variability. The considered variable costs are exogenous parameters in the model that were obtained from official databases (cf. KTBL, 2017; LEL, 2017b; LEL, 2017a). The extrapolation module projects the farm module results onto the regional level applying extrapolation factors. These factors are also defined by a linear optimization approach for depicting the entire agricultural production in each region. The agricultural census of 2010 provides the relevant regional capacities for the projection to AER level. Kazenwadel (1999) and Schäfer (2006) describe this modeling approach in detail, and a more recent application of EFEM can be found in Schwarz-v. Raumer et al. (2017) and Krimly et al. (2016).

EFEM is calibrated to the base year 2010. The results of the model are validated against the agricultural census of 2010 by comparing data on animal numbers, crop production, and land use with statistical data. The comparison shows a difference in crop production of less than 10 %, which is considered to be sufficient, and the complete area for fodder production is modeled 2 % below statistics. The modeled livestock production shows a maximum deviation of 7 % in comparison to statistical data of the agricultural census of 2010.

Logistic processes such as biomass collection, storage, and transportation are important cost drivers in biomass value chains. Concerning storage, we select square bales and on-field storage under tarps due to the cost advantages over other baling and storage types (Martelli et al., 2015; Sahoo and Mani, 2017). Contractors, paid by the farmers, perform the straw baling and collection to in-field stockyards. The straw price referred to in the following is the ex-field storage price, which includes the baling and storage costs expressed in euros per ton of fresh matter ($\text{€}/t_{\text{FM}}$). The straw quantity is expressed in fresh matter with a dry mass content of 86 %. Further logistic processes including the un-/loading and transportation are implemented in the BIOLOCATE model.

5.2.4 Location planning (BIOLOCATE)

Different biomass valorization pathways exist, starting from the provision of biomass feedstock through to the logistics, and the conversion of biomass. Each pathway consists of interactive planning tasks and multiple decisions, such as the type and source of biomass feedstock, the quantity to be transported, and the conversion technology to be chosen in order to produce a certain output product (Schwaderer, 2012). Considering the multiplicity of conversion technologies and products, as well as biomass price elasticities, the use of linear models is highly recommended, as they are easy to apply, reduce computation time, and ensure optimality (De Meyer et al., 2014; Hong et al., 2016). The BIOLOCATE model is a Mixed Integer Linear Programming (MILP) model, which models strategic decisions within biomass value chains. Such decisions concern the location planning of biomass conversion plants while taking into account technological EoS. EoS are generally larger for centralized large-scale conversion plants than for multiple smaller and decentralized ones because the former need less specific investments while increasing the geographic catchment area of biomass feedstock. However, unlike fossil resources, biomass feedstock, due

to low energy density, favors a cost-effective short-distance transportation, resulting in a decentralized network structure with small- or medium-scale conversion plants (Fiedler et al., 2007; Kaltschmitt et al., 2009; Kudakasseril Kurian et al., 2013; Wiese, 2013; Yue et al., 2014). The integration of this trade-off assumption between EoS and transportation costs requires advanced modeling techniques to assess biomass valorization pathways while incorporating various types of biomass feedstock, the multiplicity of conversion processes, and many output products (Fröhling et al., 2011; Sharma et al., 2013). Numerous models analyze biomass valorization pathways (Ba et al., 2016; Garcia and You, 2015; Yadav and Yadav, 2016), but disregard the trade-off assumption (Batidzirai and B, 2013; Shastri et al., 2012) and the price elasticity of the biomass feedstock (Panichelli and Gnansounou, 2008). The presented model integrates the price elasticity of agricultural biomass feedstock and enables location planning of biomass conversion plants based on a Techno-economic analysis (TEA) of Biomass-to-Energy (BtE) and Biomass-to-Chemicals (BtC) pathways. The TEA integrates different capacity ranges of conversion technologies in comparison to the associated investments (Ekşioğlu et al., 2009; Zhang et al., 2016). Important factors of the TEA are the capital and operational expenditures for building conversion plants, such as biomass power plants (BtE) and biorefineries (BtC).

An economic evaluation of biomass value chains is provided while integrating relevant cost and investment factors in accordance with the German VDI 6025/2067 guidelines (VDI, 2012a; VDI, 2012b). These factors comprise the gross investment, the income from current operations, as well as capital and operational expenditures, and are uniformly discounted over the planning period of 20 years in accordance with the annuity method. The expenditures consist of the costs of feedstock and fuel, maintenance and repair, as well as insurances, taxes, and costs of labor, utilities, operating material, supplies, administration and overhead, and the disposal of residues and ash (Eltrop, 2014).

The main characteristics of the model are described by relevant model equations, whereas the model notation is summarized in Table 5.2. Both the energetic and the material valorization pathway are integrated into one model formulation to compare the straw valorization for bioenergy generation and production of chemical components, i.e., lignin, glucose, and C5 sugars. The starting point of the value chain is the biomass source location i , e.g., an agricultural farm, which provides a type of feedstock b , e.g., straw. The quantity of feedstock supply is price-sensitive for every source location. Biomass is transported to a sink location j in order to be converted with technology p . Conversion technologies are modeled in their entirety; hence, individual processing and conditioning activities at different locations as well as pre-treatment measures and intermediate products are not modeled separately in contrast to other modeling approaches developed by, e.g., De Meyer et al. (2015) and De Meyer et al. (2016).

Table 5.2: Indices, variables, and parameter of BiOLoCaTe

Indices		
$b \in \{1, \dots, B\}$	Type of biomass feedstock	
$i \in \{1, \dots, I\}$	Biomass supply location (source)	
$j \in \{1, \dots, J\}$	Conversion plant location (sink)	
$p \in \{1, \dots, P^{BtE}, P^{BtC}, P\}$	Conversion technology	
Variables		
$x_{bijp} \in \mathbb{R}^+$	Continuous variable: biomass flow [t _{FM} /yr];	$\forall b \in \{1, \dots, B\}, \forall i \in \{1, \dots, I\},$ $\forall j \in \{1, \dots, J\}, \forall p \in \{1, \dots, P\}$
$y_{bjp} \in \mathbb{N}_0$	Integer variable: number of installed plants per location; [t _{FM} /yr];	$\forall b \in \{1, \dots, B\}, \forall i \in \{1, \dots, I\},$ $\forall p \in \{1, \dots, P\}$
Z	Objective function value of profit to be maximized [€/yr]	
G^{Profit}	Profit of complete biomass value chain [€/yr]	
$C^{Biomass}$	Costs of biomass feedstock [€/yr]	
$C^{Transport}$	Costs of biomass transport [€/yr]	
$p^{el}(\tau_p, \chi_p^{th})$	Price of electrical energy depending on the plant availability and installed capacity [€/kWh _{el}]	
$\omega^{th}(\chi_p^{th})$	Relative share of sold thermal energy depending on installed capacity of BtE conversion technology	
Parameters		
a_{bi}	Supply quantity of biomass feedstock b at source location i : [t _{FM} /yr]	
I_p	Investment for BtE conversion technology p [€/yr]	
I_p^{CAPEX}, I_p^{OPEX}	Basis value of the expenditure function of BtC conversion technology p : [€] [€/t] [€/kWh]	
$c_b^{Biomass}$	Supply costs of biomass feedstock b : [€/t _{FM}]	
c_b^{fixT}	Fixed transportation costs of biomass feedstock b : [€/t _{FM}]	
c_b^{varT}	Variable transportation costs of biomass feedstock b : [€/(t _{FM} *km)]	
d_{iji}	Road distance between biomass source location i and conversion plant location j : [km]	
f_{pb}	Demanded quantity of biomass feedstock b for conversion by technology p : [t _{FM} /yr]	
g_p^{BtE}, g_p^{BtC}	Investment profit of technology p for BtE and BtC conversion: [€/yr]	
lhv_b	Lower heating value of biomass feedstock b : [MJ/t _{FM}]	
n_p^{CAPEX}, n_p^{OPEX}	EoS scaling factor for capital (0.7) and operational expenditures (0.95) of BtC conversion technology p : [-]	
o^{th}	Relative loss of thermal energy in the district heat network: [%]	
p_p^x	Price of output product x (i.e., lignin, C5 sugars, C6 sugars) produced by BtC conversion technology p : [€/t _{FM}]	
p^{th}	Price of thermal energy generated by BtE conversion: [€/kWh _{th}]	
q^{th}	Costs of expanding the district heating network: [€/kWh _{th}]	
β_p, β_p^0	Lower/upper limit for installed electrical power of BtE conversion technology p : [t _{FM} /yr]	
$\beta_p^{min}, \beta_p^{max}$	Lower/upper limit for installed electrical power of BtE conversion technology p : [MW _{el}]	
η_p^{el}	Electrical efficiency of BtE conversion technology p : [%]	
η_p^{th}	Thermal efficiency of BtE conversion technology p : [%]	
τ_p	Operation time of conversion technology p : [h/yr]	
χ_p^{el}, χ_p^{th}	Installed electrical/thermal capacity of BtE conversion technology p : [MW _{el}], [MW _{th}]	
ϑ_{bp}^x	Factor for converting biomass b into output x (i.e., lignin, C5 sugars, C6 sugars) through BtC technology p : [-]	

The MILP formulation maximizes the profit of BtE and BtC pathways (2), cf. equations in Table 5.3. It consists of the revenue of selling output products, such as bioenergy or chemical components (3), subtracted by occurring costs and investments for a planning period of 20 years. Bioenergy in the form of heat and power is generated through combustion. The installed electric

Table 5.3: Equations of BiOLOCaTe

Equations		
Objective function	$\max Z = G^{\text{Profit}} - C^{\text{Biomass}} - C^{\text{Transport}}$	(2)
System profit	$G^{\text{Profit}} = \sum_{b=1}^B \sum_{j=1}^J \sum_{p=1}^P g_p \cdot y_{bjp}$	(3)
Biomass supply costs	$C^{\text{Biomass}} = \sum_{b=1}^B \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \sum_{p=1}^P c_b^{\text{Biomass}} \cdot x_{bijp}$	(4)
Transport costs	$C^{\text{Transport}} = \sum_{b=1}^B \sum_{i=1}^I \sum_{j=1}^J \left(\left(c_b^{\text{fixT}} + c_b^{\text{varT}} \cdot d_{ij} \right) \cdot \sum_{p=1}^P x_{bijp} \right)$	(5)
Supply of biomass	$\sum_{j=1}^J \sum_{p=1}^P x_{bijp} \leq a_{bi}$	$\forall b \in \{1, \dots, B\}$ $\forall i \in \{1, \dots, I\}$ (6)
Process supply at conversion plant	$\sum_{i=1}^I x_{bijp} = f_{bp} \cdot y_{bjp}$	$\forall b \in \{1, \dots, B\}$ $\forall j \in \{1, \dots, J\}$ $\forall p \in \{1, \dots, P\}$ (7)
Input of biomass for BtE conversion	$f_{bp} = \frac{\chi_p^{\text{el}} \cdot \tau_p \cdot 3600 \frac{\text{s}}{\text{hr}}}{lh v_b \cdot \eta_p^{\text{el}}}$	$\forall b \in \{1, \dots, B\}$ $\forall p \in \{1, \dots, P^{\text{BtE}}\}$ (8)
BtE conversion and capacity constraint	$\chi_p^{\text{th}} = \frac{\chi_p^{\text{el}}}{\eta_p^{\text{el}}} \cdot \eta_p^{\text{th}}; \beta_p^{\text{min}} \leq \chi_p^{\text{el}} \leq \beta_p^{\text{max}}$	$\forall p \in \{1, \dots, P^{\text{BtE}}\}$ (9)
Investment profit of BtE conversion	$g_p^{\text{BtE}} = \left(10 \cdot p^{\text{el}} \left(\tau_p, \chi_p^{\text{el}} \right) \cdot \chi_p^{\text{el}} + 10 \cdot \left(p^{\text{th}} - q^{\text{th}} \right) \cdot \left(1 - o^{\text{th}} \right) \right. \\ \left. \cdot \omega^{\text{th}} \left(\chi_p^{\text{th}} \right) \cdot \chi_p^{\text{th}} \right) \cdot \tau_p - I_p$	$\forall p \in \{1, \dots, P^{\text{BtE}}\}$ (10)
Investment profit of BtC conversion	$g_p^{\text{BtC}} = P_p^x \cdot \vartheta_{bp}^x \cdot f_{bp} - \left(I_p^{\text{CAPEX}} \left(\frac{\beta_p}{\beta_p^0} \right)^{n^{\text{CAPEX}}} + I_p^{\text{OPEX}} \cdot \left(\frac{\beta_p}{\beta_p^0} \right)^{n^{\text{OPEX}}} \right)$	$\forall b \in \{1, \dots, B\}$ $\forall p \in \{1, \dots, P^{\text{BtC}}\}$ (11)

power corresponds to the output product, which is fed into the power and district heat network and then sold (10).

Whereas bioenergy is generated by burning straw, chemical components are produced through the primary refining step by applying the organosolv process. The particular lignocellulose biorefinery concept is implemented as a top-down approach according to the German VDI 6310 guideline (VDI, 2016). In accordance with the biomass input flow, conversion factors transform the lignocellulosic feedstock into its components while capital and operational expenditures are taken into account to estimate the costs (11). The total expenditures are broken down into biomass feedstock costs (4), provided by EFEM; transport costs (5), corresponding to average logistics service provider rates; investments, and auxiliary costs, estimated by the application of scaling factors.

Whereas Equation (4) represents the sum of biomass supply costs for the selected LAU 2 source regions taking into account different price-to-quantity ratios, Equation (5) considers the fixed and distance-dependent road transport costs offset with the biomass volumes to be transported from the source to the specific sink locations.

The system boundaries are defined by the source and sink locations that are located in the federal state of Baden-Wuerttemberg. However, the BIOLOCATE model can be applied to any

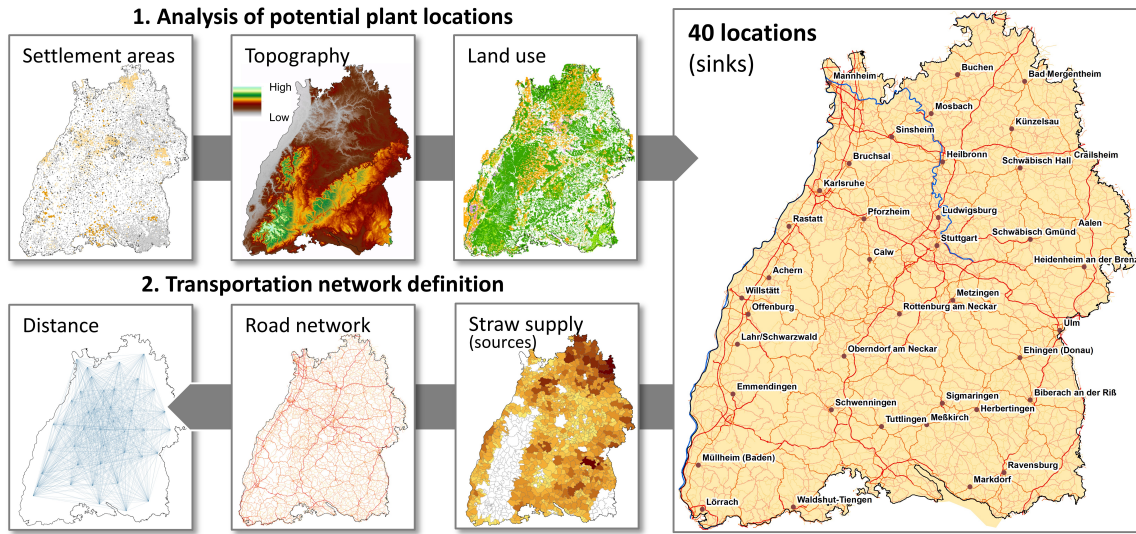


Figure 5.3: Criteria for the selection of potential biomass conversion plant locations (1) and determination of transportation network (2)

other geographical region. The flow of biomass feedstock is represented by a continuous variable $x_{bijp} \in \mathbb{R}^+$, and the decision on the location is represented by an integer variable $y_{bijp} \in \mathbb{N}_0$. Whereas x_{bijp} defines feedstock-dependent costs and restrictions, the location decision variable y_{bijp} represents the number of installed plants per location, enabling the allocation of investments and auxiliary costs to specific locations.

Although biomass is spatially distributed, we assume that the price-sensitive biomass feedstock is supplied at 1,104 source locations (6), which represent the second level of local administrative unit (LAU 2) municipalities of Baden-Wuerttemberg. The volume of biomass x_{bijp} is variable and cannot be lower than the parameter a_{bi} , which is the volume of biomass supply at one LAU 2 region (i). It depends on the price that is offered at that specific LAU 2 region. LAU 2 are the building blocks of the European NUTS regions; they comprise the municipalities and communities of the European Union, which for Baden-Wuerttemberg range from 100 ha to 44,000 ha (EC, 2016). The centroid of these LAU 2 locations is assigned to 40 candidate sink locations forming a road transportation network without any storage or transshipment activity. Potential biomass conversion plant locations in Baden-Wuerttemberg have been investigated by Schwaderer (2012) in accordance with certain criteria as shown in Figure 5.3. At first, the distance to settlement areas, the topography, and the land use, for instance, define spatial criteria in order to determine candidate plant locations in the geographical boundaries of Baden-Wuerttemberg (analysis of potential plant locations). By linking the source and sink locations of the biomass flow with the road network, the transport distances are calculated in the second step (transportation network definition). The final layer used in the BIOLOCATE model consists of a set of distance doublets (source: i , sink: j).

If a conversion plant operates with a certain capacity, the required feedstock input is ensured (7) assuming an operation period for combustion plants of 7,000 and for biorefineries of 8,000 full-load hours per year (Haase, 2012; Zeller et al., 2012). The implemented Combined heat and power unit

(CHP) technology produces electric and thermal energy simultaneously via the conversion process of combustion (8). The generated bioenergy is calculated based on the technical efficiencies, the feedstock availability, and implicit input variables, such as the water content of the feedstock (9). For an operational time frame of 20 years, the price of electric energy is conditioned by the rated power of the plant and calculated in accordance with the subsidy amount from remunerations under the German Renewable Energy Act (EEG, 2014) for the production year 2015. While the electrical energy is entirely distributed, thermal energy is sold at a reasonable price of 0,06 €/kWh (AGFW, 2017), taking into account the grid extension costs and heat losses by assuming an existing heat demand (10).

In addition to the price-dependent biomass supply, the final investment decision depends largely on the capacity of the conversion plant. As proposed by Koch (2009) and Schatka (2011), the presented modeling approach applies 25 individual discrete values of the capacity curve for investment estimations. These include an investment cost factor of 0.17 for auxiliary costs such as tax, operation and maintenance, and labor costs in accordance with Schwaderer (2012). Depending on the scale-up factors, a set number of scale-up capacities for the combustion and chemical conversion of straw into chemical components are used to formulate the mathematical problem (10) (11). The profit estimation of the biorefinery concept results from the revenue obtained from selling the converted chemical components minus the capital and operational expenditures. The capital expenditures comprise plant equipment such as compressors, heaters and coolers for solvent recovery, reactors for decomposing lignocellulosic biomass, equipment for lignin and cellulose washing as well as lignin precipitation, reactors for hydrolysis, and devices for lignin separation. The operational expenditures include costs of fossil-based ethanol ($500 \text{ €/t}_{\text{Ethanol}}$), enzymes ($36 \text{ €/t}_{\text{Glucose}}$), process water ($0,15 \text{ €/t}_{\text{Feedstock}}$), power ($0,11 \text{ €/kWh}$), and heat ($24\text{--}28 \text{ €/t}_{\text{Feedstock}}$). Some heat is generated from burning the hydrolysis lignin, the remaining heat is generated from heaters. Electricity for running the biorefinery is supplied from the grid. Hence, the considered biorefinery is not energy self-sufficient, which at the current state of technology development is a realistic assumption (Wertz and Bédoué, 2013).

The MILP model integrates strategic decisions on location, capacity, and technology planning in order to provide a techno-economic analysis of biomass value chains. Such decisions cover the straw quantity to be supplied, transported, and converted to either bioenergy or chemical raw materials at various plant locations with different capacities in order to maximize the profit of the value chain. The model is applied to the agro-industrial valorization of straw from herbaceous agricultural residues to evaluate the energetic and material valorization options from a regional perspective. The input data covers the economic biomass potential of spatially distributed price-sensitive quantities of straw from EFEM.

5.2.5 Model linkage

BIOLOCATE requires feedstock supplies at a LAU 2 level. However, the biomass production output of EFEM is at the regional level of AER. Accordingly, the modeled biomass supply of EFEM has

to be spatially distributed to the LAU 2 level in order to process the location optimization with BIOLOCATE. In this approach, we assume that the modeled crop rotation in the AER is the same in each LAU 2 region. The administrative LAU 2 regions are assigned to the respective AER and are determined by a two-step distribution. First, the overall straw production per AER is converted into an average yield per hectare using the available amount of arable land. Then, the straw yield of that particular crop rotation in the individual AER is assigned to each LAU 2 region and then multiplied by the respective arable land area. This quantity at LAU 2 level is subsequently transferred to BIOLOCATE. The statistics of arable land at LAU 2 level as well as of the AER in this spatial distribution are based on the Agricultural Census 2010 (DESTATIS, 2010). Besides the integrated animal husbandry production systems, a few production systems are not considered in EFEM. Horse husbandry is not implemented because horse owners' high willingness to pay makes farm-level implementation in economic linear optimization approaches difficult. Furthermore, sheep farming only plays a minor role in Baden-Wuerttemberg and for this reason, it is not included in EFEM. In order to take this into account, we extrapolate the straw demand for the not integrated animal bedding and feed based on animal numbers and average straw demands in accordance with Rösemann et al. (2015) and KTBL (2017). These demand volumes are deducted from the modeled straw supply and are therefore not available for conversion.

5.3 Results

5.3.1 Straw supply

In order to depict straw supply with different prices, we run EFEM with eleven scenarios. Each scenario reveals the straw supply at a particular price. In addition to the baseline scenario, we model the straw supply between 30 and 80 €/t_{FM} ex field in steps of 5 €/t_{FM}. Figure 5.4 shows the corresponding straw supply curves for each AER. The straw supply increases in each region with increasing price. This is caused by different marginal costs of straw supply of the farms, which are based on different agricultural production conditions and farms' specific costs to compensate the removal of nutrients and humus. The shape of the supply curves shows differences between the regions. In most regions, the supply curve shows a relatively constant supply for up to a price of 40 €/t_{FM} and a strongly increasing progression between 50 and 60 €/t_{FM}. This range represents the best price-to-quantity ratio of straw supply. AER 1, AER 6, and AER 8 provide approximately 500 kt_{FM} most, and the supply curves are characterized by a high progression at a straw price of 50 €/t_{FM}. These regions have a high number of cropping farms and area of arable land. Hence, the competition between the use of straw for innovative BtE and BtC valorizations and traditional agricultural use such as feed is less pronounced. This results in a relatively high straw supply in these regions. The modeled maximum straw supply for AER 2 and AER 4 is approximately 300 kt_{FM} for a straw price of 80 €/t_{FM}. In AER 2, the straw production has to compete with a pronounced corn production. This corn production is relatively profitable and limits the use of straw to the already cultivated cereals in the crop rotation. This is the reason for the flat run of

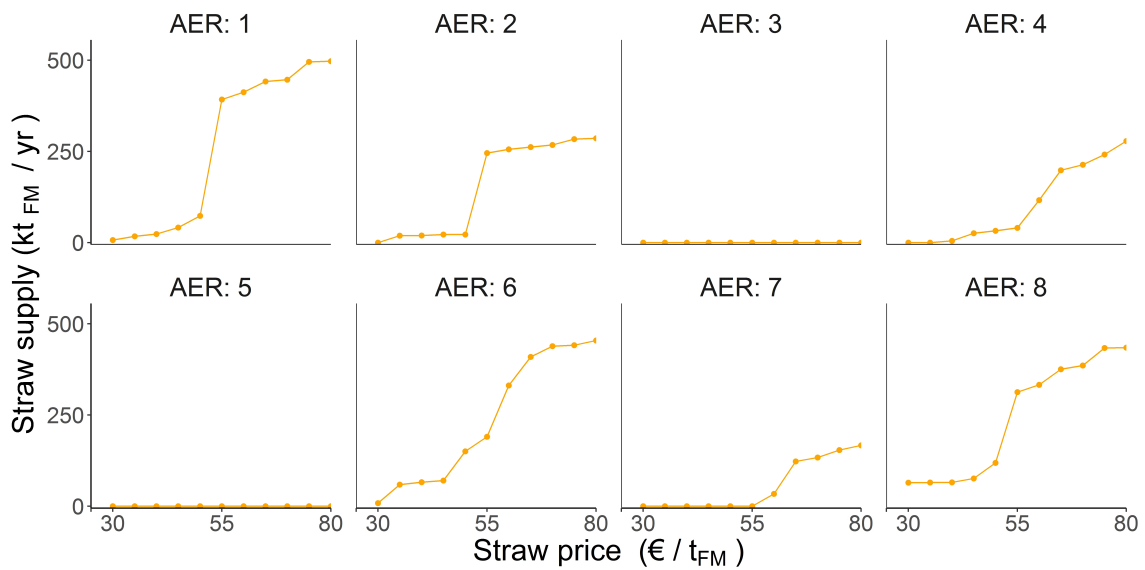


Figure 5.4: Modeled straw supply curves per AER

the straw supply curve at straw prices above 80 €/t_{FM} compared to the other regions. In AER 7, the maximum straw supply amounts to around 170 kt_{FM}. In AER 3 and AER 5, even for a price of 80 €/t_{FM}, no straw supply is available. The latter two regions are characterized by a strong competition for arable land between cattle and dairy farming and cash crop production. Due to the higher profitability of cattle and dairy farming per area, the arable land is mainly used for growing forage (silage maize and grass-clover), and relatively small amounts of grain.

5.3.2 BtE location optimization

The BIOLOCATE model optimizes for the most profitable combination of biomass supply while taking into account the specific biomass prices at each source location in order to produce a certain amount of energy at specific locations. Figure 5.5a shows the results of straw combustion plant location planning in Baden-Wuerttemberg. Whereas connecting lines illustrate the feedstock flow from LAU 2 regions to the combustion plants, different color schemes represent the consumed quantities of feedstock. The feedstock prices ranging between 50 and 60 €/t_{FM} with an average of 55 €/t_{FM} are additionally highlighted. The average road transport distance from the source locations of straw supply to the combustion plants is 23 km, whereas the longest distance is 91 km.

The total system profit accounts for approximately 30 million €/yr, which is generated at 34 of the 40 candidate plants with an overall installed electric capacity of 213.65 MW and a thermal capacity of 563 MW. Of these plants, 33 have an installed capacity of 6.3 MW_{el} and one of 5.75 MW_{el} (cf. green squares in Figure 5.6). One location contains three plants, and four locations contain two plants. The remaining locations consist of one plant. The plants convert a total of 1,538 kt_{FM}/yr of straw to produce 1.49 TWh of electricity, which corresponds to 2 % of the gross

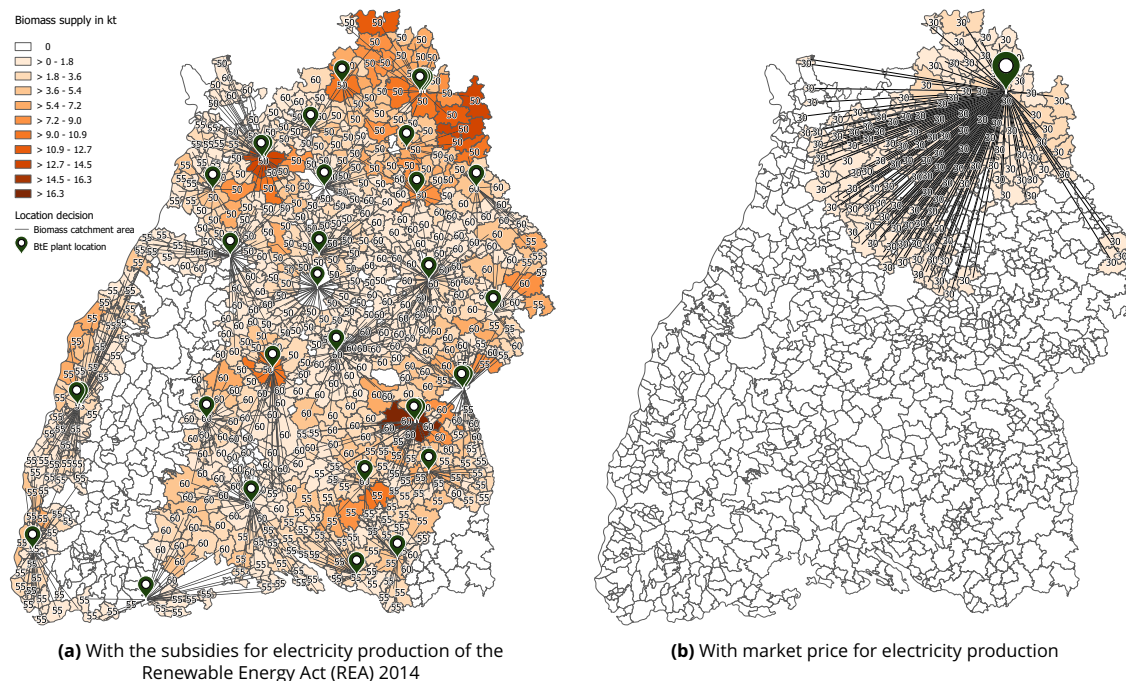


Figure 5.5: Modeling results of combustion plant location planning and priced straw supply flows at LAU 2 level

electricity consumption and 3.94 TWh of thermal energy that correspond to 35 % of the district heating consumption of Baden-Wuerttemberg (SLBW, 2018). In the case of district heating, however, it should be noted that only a small proportion of the households (7 %) are supplied with districted heating. The total costs consist of a 10 % share of technology investments, 25 % share of transportation costs, and 65 % share of straw supply costs.

The optimal BtE location decisions are influenced by the feed-in tariff of the German Renewable Energy Act (EEG, 2014). The feed-in tariff provides a surcharge to the energy price in order to help finance biomass combustion technologies. Its consideration results in a decentralized plant allocation of low-capacity combustion plants. In accordance with this regulation, a feed-in tariff up to a rated capacity of 5 MW_{el} and corresponding to an installed capacity of 6,3 MW_{el} is economically favorable. Such plants are the most profitable ones under the considered model assumptions due to the highest ratio between technological profit and input quantities, as shown in Figure 5.6. In addition, Figure 6 shows a scenario without the REA feed-in tariff. Whereas the green dots and the orange triangles represent the ratio in €/t_{FM} per plant between the technological profit and the input straw volumes, the green and orange pillars highlight the absolute technological profit in million € per plant with a non-linearly increasing installed capacity. Assuming a market price of electric energy of 0,03 €/kWh_{el} (EEX, 2017) and of thermal energy of 0,1 €/kWh_{th}, a scenario without the REA feed-in tariff is defined. Although a realistic price of thermal energy is 0,06 €/kWh_{th}, only prices above 0,1 €/kWh_{th} enable profitable solutions for the location optimization. In contrast to the feed-in tariff scenario, which benefits plant capacities of up to 5 MW_{el},

the market price scenario without the feed-in tariff favors high-capacity combustion plants in a range of 9 MW_{el}–12 MW_{el}. However, the economic benefits are much lower due to the missing surcharge, as shown by the comparison of the two dotted lines. Therefore, only one plant with a capacity of 10,7 MW_{el} is implemented (as indicated in Figure 5.6 by the orange squares) in the northeastern part of Baden-Wuerttemberg (Figure 5.5b). Despite a low straw price of 30 €/t_{FM}, the plant barely reaches the break-even with a total profit of 10,142 €/yr. The concavity of the two continuous lines is explained by the application of different CHP technologies, e.g., fixed-bed firing, fluidized-bed combustion, and the assumed average technology efficiency. The updated version of the REA 2017 does not provide significant changes in the feed-in tariff in comparison to the REA 2014. Hence, we only expect a slight decrease in the technological profit, but no major effects on the modeling results.

5.3.3 BtC location optimization

Similar to the BtE location optimization, the optimal BtC location decision is influenced by the classical tradeoff between EoS and transportation costs. Hence, one would expect a highest-capacity biorefinery in the center of the transportation network to be optimal; however, the capacity decision is significantly affected by the straw supply price as well. In order to understand the choice of the optimal biorefinery location and capacity, four restricted plant capacity scenarios are modeled (Figure 5.7a-d). The scenario results are presented in Figure 5.7 and show the optimal locations in size-proportion for a plant capacity size of 0.5 (Figure 5.7a), 1.0 (Figure 5.7b), 1.1-1.7 (Figure 5.7c), and 1.8-2 (Figure 5.7d) million t_{FM} of straw per year. Each of these four capacity scales results in different optimal biorefinery locations. Out of these capacity scales, the overall optimal capacity is 1,6 million t_{FM}, although the maximum straw supply quantity at a price of 80 €/t_{FM} is 2,1 million t_{FM} (cf. Figure 5.4).

Unlike the results of the BtE pathway, only one optimal candidate location for a biorefinery has been selected near Stuttgart (cf. Figure 5.7c). The high-capacity biorefinery consumes a total of 200 t_{FM}/h, which corresponds to an annual straw demand of 1,600 kt_{FM}. The selected straw price varies between 50 and 70 €/t_{FM} with an average price of 56 €/t_{FM}. The majority of the LAU 2 regions (85 %) provide straw at a price of either 55 or 80 €/t_{FM}. The consumed feedstock supply ranges between 0.12 and 18 kt_{FM} of straw for the LAU 2 regions, of which 877 provide non-zero volumes. Either the remaining 227 regions have no arable land, or all straw is consumed by livestock farming. The northern and eastern regions of Baden-Wuerttemberg provide higher quantities of straw supply in contrast to the western (Black Forest) and the southern (Allgäu) regions.

The centralized structure of the supply flow towards the city of Stuttgart is characterized by an average transport distance of approximately 100 km with the longest distance being 231 km. The modeled biorefinery produces 224 kt_{FM}/yr of lignin, 640 kt/yr of glucose, and 365 kt/yr of residual C5 sugars. By assuming a lignin price of 1,000 €/t (Bruijninx et al., 2016; Rettenmaier et al., 2014; Smirnova and Zetzl, 2016; de Wild et al., 2014), a glucose price according to the world market price

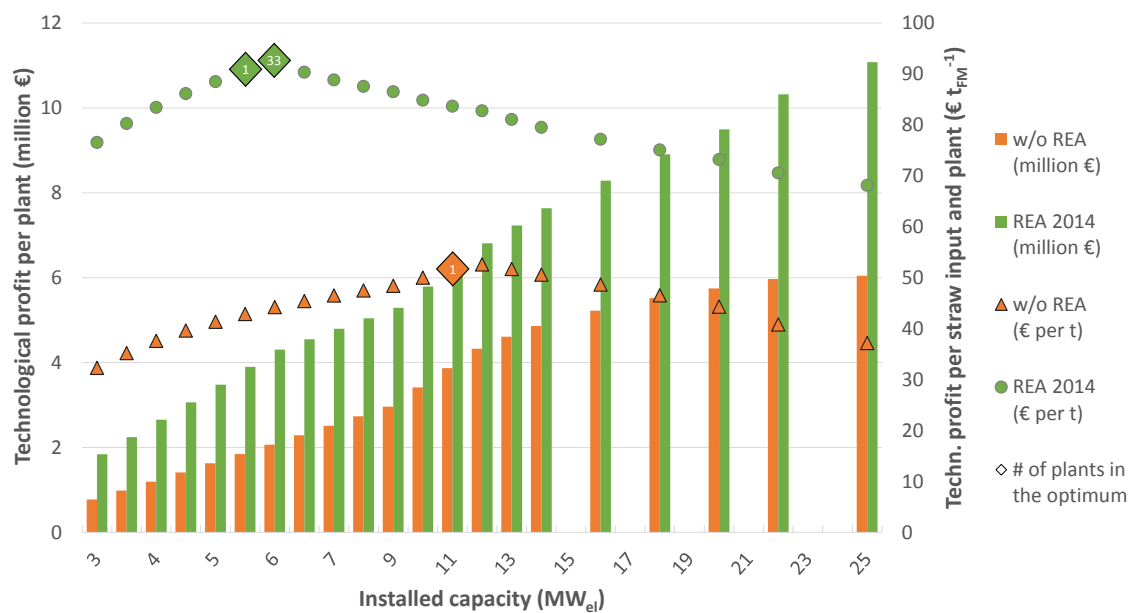


Figure 5.6: Technological profit per plant of applying combustion technology per straw input without transportation and supply costs with and without (w/o) the feed-in tariff of the Renewable Energy Act (EEG, 2014)

of 350 €/t (EC, 2018a), and a C5 sugar price corresponding to 60 % of the glucose price (Haase, 2012), a total profit of approximately 86 million €/yr is obtained. The share of total costs consists of 10 % for transportation, 25 % for straw supply costs, and 65 % of technology-related investment costs per year.

Figure 5.8 summarizes the modeling results of 18 distinct biorefinery capacities and the number of biorefineries implemented within the capacity scales (x -axis). The costs of transportation and straw supply as well as the total sales revenue for each restricted capacity are presented (y_1 -axis). In addition, the average straw supply price is shown (y_2 -axis).

Under the aforementioned product price assumptions, even small-scale biorefineries generate a profit. Furthermore, with growing capacities, the number of small-scale biorefineries increases to up to three with locations in the northern, central, and southeastern regions of Baden-Wuerttemberg (cf. Figure 5.7a,b). Limited by the maximum available straw quantity and starting from a capacity of more than one million t_{FM} of straw per year, one central biorefinery near Stuttgart has been selected (cf. Figure 5.7c). This location remains unchanged up to an input of 1.8 million t_{FM} with Pforzheim being the optimal location (cf. Figure 5.7d). Pforzheim and especially Stuttgart are located in the center of Baden-Wuerttemberg, and both have an excellent road transport connectivity. While the transport costs remain almost unaffected due to the robust central location choice, the straw supply price becomes significant with larger capacities. This critical price describes the optimal price-to-quantity ratio of straw supply and represents a threshold for an economic supply of approximately 50- 60 €/t_{FM} on average (cf. Figure 5.4). Hence, instead of implementing a biorefinery of the largest possible size, a capacity size is chosen, which valorizes

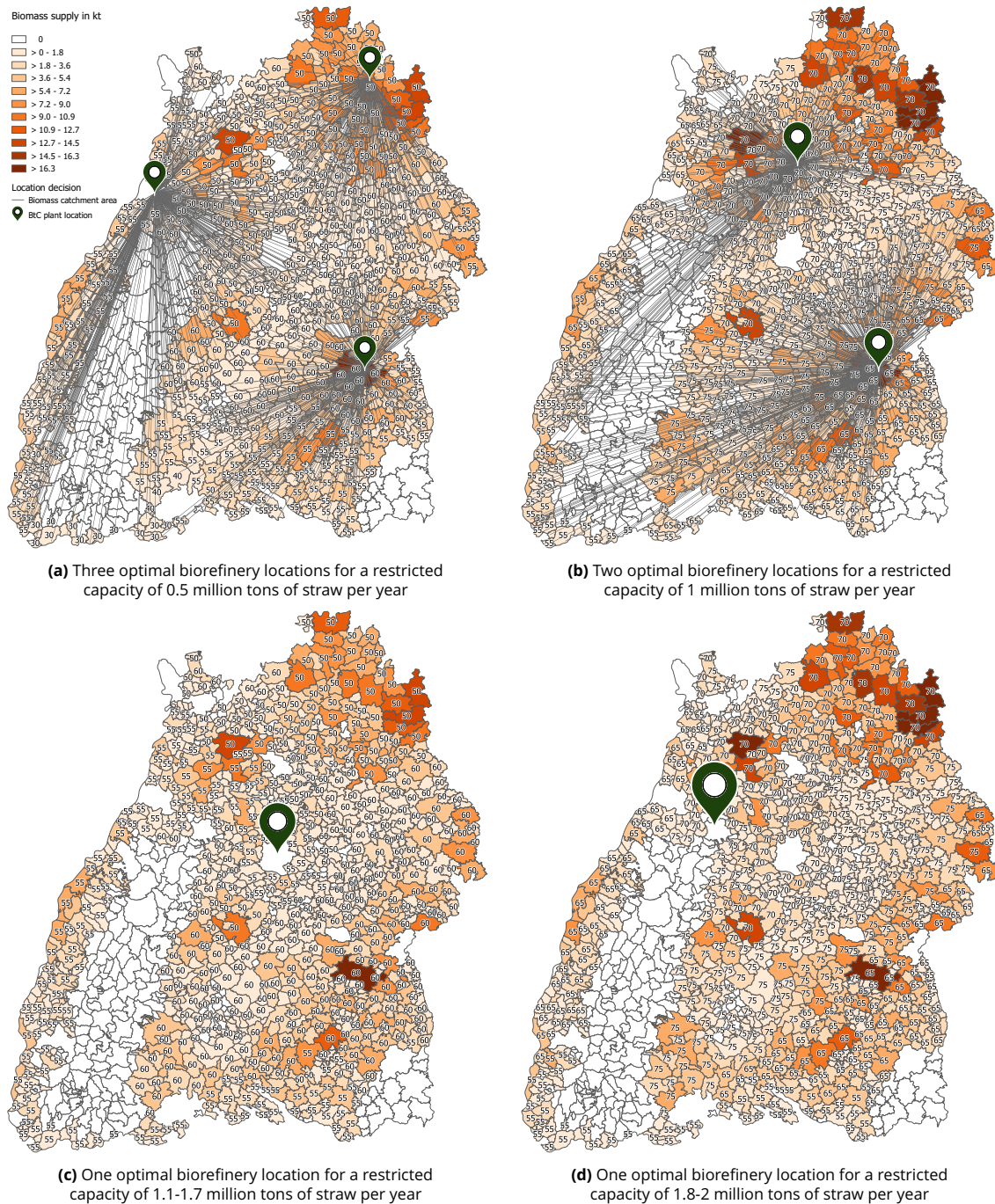


Figure 5.7: Modeling results of optimal biorefinery locations and straw supply prices at LAU 2 level for four capacity restriction scenarios (size of location marker is proportional to biorefinery capacity)

a straw quantity that has the best price-to-quantity ratio. In the case of the optimal solution of 1.6 million t_{FM} , the average supply costs are 56 €/t_{FM}, as highlighted in Figure 5.8. In difference to the average straw supply costs, the variation of transportation costs lowers the overall profit, but does not affect the plant location decision.

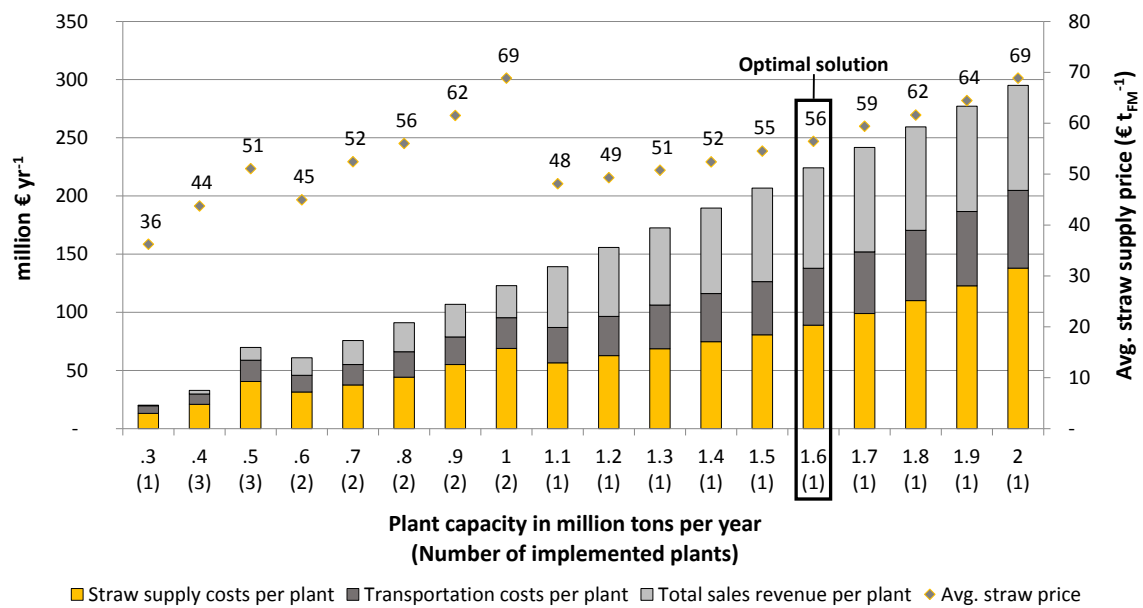


Figure 5.8: Results of restricted plant capacity model runs and optimal solution without restriction of plant capacity

In general, due to the need for large quantities of low-cost feedstock, the profitability of a large biorefinery is very sensitive to any increase in feedstock costs (Zimmer et al., 2017). This relationship between EoS of larger capacities and diseconomies of scale of higher supply quantities becomes relevant for biomass value chains on regional level, when transportation costs play a minor role (Richard, 2010). At a biorefinery capacity of larger than 1.6 million t_{FM}, the EoS are compensated by disproportionately increasing feedstock costs. Hence, higher capacities benefit the EoS at the cost of higher supply prices when transportation prices are irrelevant.

5.4 Discussion

The results of the study indicate the influences of different problems and trade-offs regarding the supply chain optimization of energetic (BtE) and material (BtC) biomass pathways. Biorefineries for material production are facing enormous investment cost and benefit significantly from cost digression that comes along with larger plant capacities. On the contrary, such concepts demand very high feedstock volumes whose provisioning becomes much more challenging with increasing plant size (Wang et al., 2017). In addition, modeling of the agricultural straw supply shows significant effects of competition for the use of arable land. This competition results in a declining progression of straw supply curves at higher straw prices (>60 €/t_{FM}).

The straw supply curves, in general, are driven by the typical regional farm characteristics. In regions with a high share of cropping farms such as AER 1, the farms adjust the cropping pattern for the sole profitability of the specific arable crops. In these regions, the farms start to provide

straw when the costs of provision (baling, collecting, and on-field storage) and nutrient removal are covered by the sales proceeds. In the case of high straw prices, crop rotation shifts towards an extended grain production. Furthermore, because of higher straw yields, the production of spring grains is decreased in favor of increased winter grain cultivation.

In regions with extensive animal production, the supply curve increases less prominently (e.g., AER 6). This is explained by the competition of arable land for straw as feedstock and for livestock production. These regions are characterized by a higher profitability of the feed demand for livestock production than of the utilization of straw in BtE or BtC pathways. In addition, the nutrient removal can be balanced to some extent by the farms' nutrient supplies through the purchase of feed that is returned to the field as manure. This reduces the demand for fertilizer required for replacing the nutrients and the humus removed through straw exploitation. Such representation of different contradictory effects reveals the advantage of agricultural farm models in the assessment of agricultural biomass valorization in the context of bioeconomy.

In the following, the modeled straw supply is compared with the findings by Gauder et al. (2011). They calculated a maximum straw production including the change in crop rotation of 2,326 kt_{DM} in Baden-Wuerttemberg, which corresponds to 2,705 kt_{FM} with a moisture content of 14 %. EFEM models a maximum straw supply of 2,478 kt_{FM} without consideration of the additional demand for husbandry production, but includes an equated humus balance. However, considering the straw demand for a stable humus balance, the remaining supply calculated by Gauder et al. (2011) for BtE or BtC pathways is 842 kt_{DM}. This is only half the quantity of the modeled optimal feedstock supply. The difference in quantity is primarily explained by the additionally available options in EFEM to cultivate crops, such as intercrops, that have a positive effect on the humus supply.

A weakness in the presented model approach are the regional system boundaries of EFEM that do not allow the consideration of trade with the neighboring regions. Whereas the import of straw from Switzerland is probably negligible, the import from, e.g., Bavaria is likely to have a significant impact on the straw supply in Baden-Wuerttemberg at a high straw price. The export of straw from Baden-Wuerttemberg to the neighboring regions, especially at higher prices, is not profitable and has therefore not been considered. However, such implementation of BtE or BtC value chains is most likely to be realized at country level, creating a competition across federal state borders. To address these issues, the regional study area should be expanded to at least the neighboring federal states in further studies.

Direct conclusions on the effects of location decisions of biomass conversion plants on the farms cannot be drawn yet due to the different spatial resolutions of the two models. Nevertheless, at a straw price up to 50 €/t_{FM} as in the BtE scenarios, only the straw of the existing grain production is supplied to the particular valorization pathway. With an increasing straw price, the farms change the crop rotation to expand the cereal cultivation for an increase in straw production. This shift in crop rotation is to the detriment of silage maize and rapeseed, which are already being used in a BtE pathway (biogas, resp. biodiesel). However, the increased grain production due to the coupled production must additionally be offset against the reduced silage maize and rapeseed production

in the evaluation of the total output. This trade-off is caused by the limited availability of arable land. Such aspects must be kept in mind when evaluating the contribution of the modeled biomass valorization pathways.

For further model extension, an additional risk premium to be paid to the farmers is intended to be introduced to cover realistic barriers, which affect the farmers' willingness to sell straw for one of the considered pathways (Glithero et al., 2013a). The determination of premium prices, however, is extremely challenging. Furthermore, the integration of yield fluctuations of straw seems appropriate in order to consider the financial risks caused by shortages of feedstock supplies, e.g., based on unfavorable weather conditions. Furthermore, perennial lignocellulosic feedstocks such as short-rotation coppice or miscanthus can also be integrated in the model linkage. In this context, miscanthus is a promising crop because of high biomass yields and a good environmental profile (Jørgensen, 2011). It is also suitable because it can grow on marginal land, which has no competition with the feed and food crop production (Lewandowski et al., 2016).

In order to promote straw for BtE and BtC valorization pathways, the focus on plant breeding could be redefined. In recent years, the focus of plant breeders has been mainly on the increase in grain yield, which generally reduces the straw-to-grain ratio. It might be useful to extend research on dual-purpose wheat crops for increasing the profitability of both straw as a feedstock and grain for food and feed production (Townsend et al., 2017).

Having a closer look at the economics of the lignocellulose biorefinery concept, the price of high-value lignin is the most decisive factor in the techno-economic analysis, because it only provides profitable solutions starting from a price of 700 €/t. Additionally, the lignin price is subject to an uncertainty as it ranges from 750-1300 €/t (Bruijninx et al., 2016; Rettenmaier et al., 2014; Smirnova and Zetzl, 2016; de Wild et al., 2014). Hence, the finally implemented lignin price has a great influence on the future development of the BtC value chain.

When looking more closely at the results of the location optimization, the EoS crucially affect the profitability of the BtC pathway. The assumed EoS of the BtC biorefinery concept are based on scale-up factors from the literature up to a maximum of 2 million t_{FM} of straw supply per year. However, financial scale-up risks occur with larger capacities, which hamper the implementation of large-scale BtC concepts significantly (Castillo-Villar et al., 2017). Integration of such risk factors promotes small-scale concepts because of lower risk investments, but on the contrary reduces EoS of large-scale BtC concepts (Bruins and Sanders, 2012). Additionally, the size of a biorefinery can have a significant impact on emissions and the regulatory requirements (Eberle et al., 2017). The technology readiness level of the proposed lignocellulose biorefinery concept still has not surpassed the pilot stage, therefore, it is impossible to estimate emissions realistically. Moreover, the requirements for emission reduction measures depend on regional environmental conditions and policy regulations. Acceptance by the local society could also interfere with the location decision and should be considered in future works (Lee et al., 2017).

Numerous studies highlight the application of decentralized biomass value chain concepts with locally separated pretreatment, primary and secondary refining processes (Kudakasseril Kurian

et al., 2013; Lin et al., 2016; Sokhansanj et al., 2010). Such value chain structures are characterized by the decision of optimizing the pretreatment plant location in addition to the conversion plant location. However, this requires multi-echelon modeling approaches, which enable an advanced problem consideration.

EoS is an important factor in location optimization of biomass conversion plants. Capital-intensive technologies such as the lignocellulose biorefinery (BtC) are characterized by a significant impact of EoS on the profitability forming centralized valorization structures. Economies of Scope, on the contrary, are primarily affecting the downstream value chain leading to cost reductions through product diversification. The assessment of valorization routes of lignin and organosolv sugars along the downstream processes is a key aspect of future research. For bioenergy generation (BtE), such effects are less important. Policy incentives such as surcharges, which favor decentralized BtE structures with medium-sized combustion capacities, are rather crucial.

In order to meet the requirements of the bioeconomy, the ecological footprint of biomass value chains must be improved in comparison to that of fossil-based value chains. Ecological impacts are crucial for fulfilling the role of the biomass valorization pathways for the bioeconomy. For that reason, environmental effects such as GHG emissions should be integrated and a Life Cycle Analysis applied to evaluate the ecological performance of biomass conversion technologies. However, the integration of GHG emissions into an optimization model requires advanced modeling techniques such as multi-objective optimization. One approach, i.e., the augmented epsilon-constraint method, seems promising and is currently being integrated (Rudi et al., 2017b). Another model enhancement is the increase in the spatial resolution of biomass supply based on land use maps, and the inclusion of crop residues other than cereal straw.

In summary, the presented linkage between an agricultural farm model (EFEM) and a biomass conversion plant location optimization model (BIOLOCATE) elucidates the trade-off between economies of scale and increasing feedstock supply costs in southwest Germany. The results highlight the advantages of linking two models for the techno-economic analysis and optimization of biomass-to-energy (BtE) and biomass-to-chemicals (BtC) pathways while taking into account technological economies of scale (EoS) and regional price-sensitive agricultural production.

Acknowledgments

This work was supported by grants from the Ministry of Science, Research, and the Arts of Baden-Wuerttemberg Az 7533-10-5-96, 7533-10-5-114, and 7533-10-5-116.

References

- Anwar, Z., M. Gulfraz, and M. Irshad (2014). "Agro-industrial lignocellulosic biomass a key to unlock the future bio-energy: A brief review". In: *Journal of Radiation Research and Applied Sciences* 7.2, pp. 163–173. DOI: 10.1016/j.jrras.2014.02.003.
- Ba, B. H., C. Prins, and C. Prodhon (2016). "Models for optimization and performance evaluation of biomass supply chains: An Operations Research perspective". In: *Renewable Energy* 87, pp. 977–989. DOI: 10.1016/j.renene.2015.07.045.
- Backhaus, G. F., L. Broers, I. Kögel-Knabner, M. Schwerin, and D. Thrän (2015). *Nachhaltige Bereitstellung von biobasierten agrarischen Rohstoffen: Aktualisierte Version, April 2015*. Ed. by Bioökonomierat.
- Bai, Y., T. Hwang, S. Kang, and Y. Ouyang (2011). "Biofuel refinery location and supply chain planning under traffic congestion". In: *Transportation Research Part B: Methodological* 45.1, pp. 162–175. DOI: 10.1016/j.trb.2010.04.006.
- Bai, Y., Y. Ouyang, and J.-S. Pang (2012). "Biofuel supply chain design under competitive agricultural land use and feedstock market equilibrium". In: *Energy Economics* 34.5, pp. 1623–1633. DOI: 10.1016/j.eneco.2012.01.003.
- Banse, M., N. Janzen, F. Junker, P. Kreins, F. Offermann, P. Salamon, and H. Weimar (2016). *Modelling the Bioeconomy: Linkages between Agricultural, Wood and Energy Markets*. Braunschweig. URL: http://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn056932.pdf.
- Batidzirai and B (2013). "Design of Sustainable Biomass Value Chains: Optimizing the supply logistics and use of biomass over time." Dissertation. Utrecht: University of Utrecht.
- Biddy, M. J., C. Scarlata, and C. Kinchin (2016). "Chemicals from biomass: a market assessment of bioproducts with near-term potential". In: *NREL Report*.
- Bio-based Industries Consortium (BIC) (2017). *Sira: Strategic Innovation & Research Agenda: Bio-based Industries for Development & Growth in Europe*. URL: http://www.irena.org/-/media/Files/IRENA/Agency/Publication/2018/Feb/IRENA_REmap_EU_2018.pdf (visited on 03/12/2018).
- BP (2018). *BP Energy Outlook*. URL: <https://www.bp.com/en/global/corporate/energy-economics/energy-outlook.html>.
- Bruijninx, P., B. Weckhuysen, G.-J. Gruter, and E. Engelen-Smeets (2016). *Lignin Valorisation: The Importance of a Full Value Chain Approach*. Utrecht University.
- Bruins, M. E. and J. P. Sanders (2012). "Small-scale processing of biomass for biorefinery". In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 6.2, pp. 135–145. DOI: 10.1002/bbb.1319.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), (2014). *Nationale Politikstrategie Bioökonomie*. 220.
- Bundesregierung (2014). *Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien EEG 2014 (German Renewable Energy Act): REA*.
- Bussemaker, M. J., K. Day, G. Drage, and F. Cecelja (2017). "Supply Chain Optimisation for an Ultrasound-Organosolv Lignocellulosic Biorefinery: Impact of Technology Choices". In: *Waste and Biomass Valorization* 8.7, pp. 2247–2261. DOI: 10.1007/s12649-017-0043-6.

- Castillo-Villar, K. K., S. Eksioglu, and M. Taherkhorsandi (2017). "Integrating biomass quality variability in stochastic supply chain modeling and optimization for large-scale biofuel production". In: *Journal of Cleaner Production* 149, pp. 904–918. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.02.123.
- Chen, C.-W. and Y. Fan (2012). "Bioethanol supply chain system planning under supply and demand uncertainties". In: *Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review* 48.1, pp. 150–164. DOI: 10.1016/j.tre.2011.08.004.
- Cherubini, F. and S. Ulgiati (2010). "Crop residues as raw materials for biorefinery systems – A LCA case study". In: *Applied Energy* 87.1, pp. 47–57. DOI: 10.1016/j.apenergy.2009.08.024.
- da Costa Sousa, L., S. P. S. Chundawat, V. Balan, and B. E. Dale (2009). "'Cradle-to-grave' assessment of existing lignocellulose pretreatment technologies". In: *Current opinion in biotechnology* 20.3, pp. 339–347. DOI: 10.1016/j.copbio.2009.05.003.
- De Meyer, A., D. Cattrysse, J. Rasinmäki, and J. van Orshoven (2014). "Methods to optimise the design and management of biomass-for-bioenergy supply chains: A review". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 31, pp. 657–670. DOI: 10.1016/j.rser.2013.12.036.
- De Meyer, A., D. Cattrysse, and J. van Orshoven (2015). "A generic mathematical model to optimise strategic and tactical decisions in biomass-based supply chains (OPTIMASS)". In: *European Journal of Operational Research* 245.1, pp. 247–264. DOI: 10.1016/j.ejor.2015.02.045.
- (2016). "Considering biomass growth and regeneration in the optimisation of biomass supply chains". In: *Renewable Energy* 87, pp. 990–1002. DOI: 10.1016/j.renene.2015.07.043.
- De Wild, P. J., W. J. J. Huijgen, and R. J. Gosselink (2014). "Lignin pyrolysis for profitable lignocellulosic biorefineries". In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 8.5, pp. 645–657. DOI: 10.1002/bbb.1474.
- Ebadian, M., T. Sowlati, S. Sokhansanj, L. Townley-Smith, and M. Stumborg (2013). "Modeling and analysing storage systems in agricultural biomass supply chain for cellulosic ethanol production". In: *Applied Energy* 102, pp. 840–849. DOI: 10.1016/j.apenergy.2012.08.049.
- Eberle, A., A. Bhatt, Y. Zhang, and G. Heath (2017). "Potential Air Pollutant Emissions and Permitting Classifications for Two Biorefinery Process Designs in the United States". In: *Environmental science & technology* 51.11, pp. 5879–5888. DOI: 10.1021/acs.est.7b00229.
- Egbedewe-Mondzozo, A., S. M. Swinton, C. R. Izaurralde, D. H. Manowitz, and X. Zhang (2011). "Biomass supply from alternative cellulosic crops and crop residues: A spatially explicit bio-economic modeling approach". In: *Biomass and Bioenergy* 35.11, pp. 4636–4647. DOI: 10.1016/j.biombioe.2011.09.010.
- Ekman, A., O. Wallberg, E. Joelsson, and P. Börjesson (2013). "Possibilities for sustainable biorefineries based on agricultural residues – A case study of potential straw-based ethanol production in Sweden". In: *Applied Energy* 102, pp. 299–308. DOI: 10.1016/j.apenergy.2012.07.016.
- Eksioğlu, S. D., A. Acharya, L. E. Leightley, and S. Arora (2009). "Analyzing the design and management of biomass-to-biorefinery supply chain". In: *Computers & Industrial Engineering* 57.4, pp. 1342–1352. DOI: 10.1016/j.cie.2009.07.003.

- Eltrop, L., (2014). *Grundlagen und Planung von Bioenergieprojekten: Dachleitfaden Bioenergie*. Gülzow-Prüzen. ISBN: 9783942147132.
- Energieeffizienzverband für Wärme, Kälte und KWK e. V. (AGFW) (2017). *Fernwärme - Preisübersicht: (Stichtag: 10.10.2017)*. URL: <https://www.agfw.de/zahlen-und-statistiken/preisuebersicht/>.
- Engel, P., E. Fliedner, M. Fröhling, M. Haase, S. Laure, and et al (2014). *Lignocellulose Biorefinery - Phase 2, report of work package 4, project duration 01.05.2010-31.03.2014*. Karlsruhe. URL: <http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/berichte/22019509.pdf>.
- European Comission (EC) (2012). *Strategy for Innovating for Sustainable Growth: A Bioeconomy for Europe*. URL: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52012DC0060>.
- (2016). *REGULATION (EC) No 1059/2003 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 26 May 2003 on the establishment of a common classification of territorial units for statistics (NUTS): NUTS - Nomenclature of territorial units for statistics*. URL: <http://ec.europa.eu/eurostat/web/nuts/background>.
 - (2018a). *EU Sugar Market Observatory - World Sugar Market*. URL: <https://ec.europa.eu/agriculture/market-observatory/sugar>.
 - (2018b). *Farm Accountancy Data Network (FADN)*. URL: <http://ec.europa.eu/agriculture/rica/index.cfm>.
- European Energy Exchange (EEX) (2017). *EPEX spot market price*. URL: <http://www.eex.com/en/market-data/power/spot-market/auction#!/>.
- Federal Statistical Office - Germany (DESTATIS) (2010). *Census of agriculture 2010*. URL: https://www.destatis.de/EN/FactsFigures/EconomicSectors/Agriculture-ForestryFisheries/CensusAgriculture/Content75M/CensusesAgriculture2010_Small.html.
- Fiedler, P., M. Lange, and M. Schultze (2007). “Supply logistics for the industrialized use of biomass - Principles and planning approach”. In: *LINDI 2007 - International Symposium on Logistics and Industrial Informatics 2007, Proceedings*, pp. 41–46. ISBN: 1424414415. DOI: 10.1109/LINDI.2007.4343510.
- Fröhling, M., J. Schweinle, J. C. Meyer, and F. Schultmann (2011). “Logistics of Renewable Raw Materials”. In: *Renewable Raw Materials: New Feedstocks for the Chemical Industry*, pp. 49–94. ISBN: 9783527325481. DOI: 10.1002/9783527634194.ch4.
- Garcia, D. J. and F. You (2015). “Supply chain design and optimization: Challenges and opportunities”. In: *Computers & Chemical Engineering* 81, pp. 153–170. DOI: 10.1016/j.compchemeng.2015.03.015.
- Gauder, M., S. Graeff-Hönniger, and W. Claupein (2011). “Identifying the regional straw potential for energetic use on the basis of statistical information”. In: *Biomass and Bioenergy* 35.5, pp. 1646–1654. DOI: 10.1016/j.biombioe.2010.12.041.
- Giarola, S., A. Zamboni, and F. Bezzo (2011). “Spatially explicit multi-objective optimisation for design and planning of hybrid first and second generation biorefineries”. In: *Computers & Chemical Engineering* 35.9, pp. 1782–1797. DOI: 10.1016/j.compchemeng.2011.01.020.

- Giuntoli, J., A. K. Boulamanti, S. Corrado, M. Motegh, A. Agostini, and D. Baxter (2013). "Environmental impacts of future bioenergy pathways: The case of electricity from wheat straw bales and pellets". In: *GCB Bioenergy* 5.5, pp. 497–512. DOI: 10.1111/gcbb.12012.
- Glithero, N. J., S. J. Ramsden, and P. Wilson (2013a). "Barriers and incentives to the production of bioethanol from cereal straw: A farm business perspective: A farm business perspective". In: *Energy Policy* 59.100, pp. 161–171. DOI: 10.1016/j.enpol.2013.03.003.
- Glithero, N. J., P. Wilson, and S. J. Ramsden (2013b). "Straw use and availability for second generation biofuels in England". In: *Biomass and Bioenergy* 55, pp. 311–321. DOI: 10.1016/j.biombioe.2013.02.033.
- Gonzales, D. S. and S. W. Searcy (2017). "GIS-based allocation of herbaceous biomass in biorefineries and depots". In: *Biomass and Bioenergy* 97, pp. 1–10. DOI: 10.1016/j.biombioe.2016.12.009.
- Haase, M. (2012). *Entwicklung eines Energie- und Stoffstrommodells zur ökonomischen und ökologischen Bewertung der Herstellung chemischer Grundstoffe aus Lignocellulose*. KIT Scientific Publishing.
- Hirth, T., E. Bahrs, A. Bárdossy, J. Bauhus, O. Cirpka, M. Dieterich, E.-M. Engels, H. Grethe, A. Grunwald, C. Rösch, B. Hauer, C. Syldatk, R. Kindervater, I. Lewandowski, A. Marx, M. Müller, T. Rausch, G. Rechkemmer, U. Schließmann, J. Weiss, K.-F. Ziegahn, and N. Dahmen (2013). *Bioökonomie im System aufstellen: Konzept für eine baden-württembergische Forschungsstrategie Bioökonomie*. Ed. by Strategiekreis Bioökonomie BW.
- Hong, B. H., B. S. How, and H. L. Lam (2016). "Overview of sustainable biomass supply chain: From concept to modelling". In: *Clean Technologies and Environmental Policy* 18.7, pp. 2173–2194. DOI: 10.1007/s10098-016-1155-6.
- Imbert, E., L. Ladu, P. Morone, and R. Quitzow (2017). "Comparing policy strategies for a transition to a bioeconomy in Europe: The case of Italy and Germany". In: *Energy Research & Social Science* 33, pp. 70–81. DOI: 10.1016/j.erss.2017.08.006.
- International Renewable Energy Agency (IRENA) (2018). *Renewable energy prospects for the European Union: Based on REmap analysis conducted by the International Renewable Energy Agency in co-operation with the European Commission*. Ed. by European Commission. URL: <https://www.irena.org/publications/2018/Feb/Renewable-energy-prospects-for-the-EU>.
- Jørgensen, U. (2011). "Benefits versus risks of growing biofuel crops: the case of Miscanthus". In: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3.1-2, pp. 24–30. DOI: 10.1016/j.cosust.2010.12.003.
- Kaltschmitt, M., (2013). *Renewable energy systems: 3 volumes*. New York, NY: Springer. ISBN: 978-1-4614-5819-7. DOI: 10.1007/978-1-4614-5820-3.
- Kaltschmitt, M., H. Hartmann, and H. Hofbauer, (2009). *Energie aus Biomasse: Grundlagen, Techniken und Verfahren*. 2., neu bearb. und erw. Aufl., korrigierter Nachdr. Berlin: Springer. ISBN: 9783540850953.

- Kazenwadel, G. (1999). *Ökonomisch/ökologische Beurteilung von regionalen Agrar- und Umweltprogrammen in der Europäischen Union: Zugl.: Hohenheim, Univ., Diss., 1999*. Vol. 162. Agrarwirtschaft Sonderheft. Bergen/Dumme: Agrimedia. ISBN: 3860371088.
- Kleinert, T. N. (1974). "Organosolv Pulping with Aqueous Alcohol". In: *TAPPI* 57.8, pp. 99–102.
- Koch, M. (2009). *Ökologische und ökonomische Bewertung von Co-Vergärungsanlagen und deren Standortwahl: Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 2009*. [Elektronische Ressource]. Karlsruhe and Karlsruhe: Universitätsverl. and Univ.-Bibl. ISBN: 9783866443556. URL: <http://digbib.ubka.uni-karlsruhe.de/volltexte/1000010806>.
- Krimly, T., E. Angenendt, E. Bahrs, and S. Dabbert (2016). "Global warming potential and abatement costs of different peatland management options: A case study for the Pre-alpine Hill and Moorland in Germany". In: *Agricultural Systems* 145, pp. 1–12. DOI: 10.1016/j.agsy.2016.02.009.
- Kudakasseril Kurian, J., G. Raveendran Nair, A. Hussain, and G. S. Vijaya Raghavan (2013). "Feedstocks, logistics and pre-treatment processes for sustainable lignocellulosic biorefineries: A comprehensive review". In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 25, pp. 205–219. DOI: 10.1016/j.rser.2013.04.019.
- Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (2017). *KTBL Wirtschaftsdüngerrechner*. URL: <http://daten.ktbl.de/wdrechner/prodverfahren/>.
- Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume (LEL) (2017a). *Kalkulationsdaten Marktfrüchte*. Schwäbisch Gmünd. URL: <http://www.lel-bw.de/pb/,Lde/Startseite/Unsere+Themen/Kalkulationsdaten+Marktfruechte>.
- (2017b). *Kalkulationsdaten Tierhaltung*. Schwäbisch Gmünd. URL: <http://www.lel-bw.de/pb/,Lde/Startseite/Unsere+Themen/Tierhaltung>.
- (2018). *Landwirtschaftliche Betriebsverhältnisse und Buchführungsergebnisse Baden-Württemberg: Wirtschaftsjahr 2016/2017*. URL: https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/MLR.LEL-SG,Lde_DE/Startseite/Unsere+Themen/Landwirtschaftliche+Betriebsverhaeltnisse+Baden_Wuerttemberg.
- Laure, S., M. Leschinsky, M. Fröhling, F. Schultmann, and G. Unkelbach (2014). "Assessment of an organosolv lignocellulose biorefinery concept based on a material flow analysis of a pilot plant". In: *Cellul Chem Technol* 48.9-10, pp. 793–798.
- Lee, G.-E., S. Loveridge, and S. Joshi (2017). "Local acceptance and heterogeneous externalities of biorefineries". In: *Energy Economics* 67, pp. 328–336. DOI: 10.1016/j.eneco.2017.08.013.
- Lewandowski, I. (2015). "Securing a sustainable biomass supply in a growing bioeconomy". In: *Global Food Security* 6, pp. 34–42. DOI: 10.1016/j.gfs.2015.10.001.
- Lewandowski, I., J. Clifton-Brown, L. M. Trindade, G. C. van der Linden, K.-U. Schwarz, K. Müller-Sämann, A. Anisimov, C.-L. Chen, O. Dolstra, I. S. Donnison, K. Farrar, S. Fonteyne, G. Harding, A. Hastings, L. M. Huxley, Y. Iqbal, N. Khokhlov, A. Kiesel, P. Lootens, H. Meyer, M. Mos, H. Muylle, C. Nunn, M. Özgüven, I. Roldán-Ruiz, H. Schüle, I. Tarakanov, T. van der Weijde, M. Wagner, Q. Xi, and O. Kalinina (2016). "Progress on Optimizing Miscanthus Biomass Production for the European Bioeconomy: Results of the EU FP7 Project OPTIMISC". In: *Frontiers in plant science* 7, p. 1620. DOI: 10.3389/fpls.2016.01620.

- Lin, T., L. F. Rodríguez, S. Davis, M. Khanna, Y. Shastri, T. Grift, S. Long, and K. C. Ting (2016). "Biomass feedstock preprocessing and long-distance transportation logistics". In: *GCB Bioenergy* 8.1, pp. 160–170. DOI: 10.1111/gcbb.12241.
- Lin, T., L. F. Rodríguez, Y. N. Shastri, A. C. Hansen, and K. C. Ting (2013). "GIS-enabled biomass-ethanol supply chain optimization: Model development and Miscanthus application". In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 7.3, pp. 314–333. DOI: 10.1002/bbb.1394.
- Louhichi, K., A. Kanellopoulos, S. Janssen, G. Flichman, M. Blanco, H. Hengsdijk, T. Heckeleei, P. Berentsen, A. O. Lansink, and M. van Ittersum (2010). "FSSIM, a bio-economic farm model for simulating the response of EU farming systems to agricultural and environmental policies". In: *Agricultural Systems* 103.8, pp. 585–597. DOI: 10.1016/j.agry.2010.06.006.
- Luo, L., E. van der Voet, and G. Huppes (2010). "Biorefining of lignocellulosic feedstock—Technical, economic and environmental considerations". In: *Bioresource technology* 101.13, pp. 5023–5032. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.12.109.
- Martelli, R., M. Bentini, and A. Monti (2015). "Harvest storage and handling of round and square bales of giant reed and switchgrass: An economic and technical evaluation". In: *Biomass & bioenergy* 83, pp. 551–558. DOI: 10.1016/j.biombioe.2015.11.008.
- Marvin, W. A., L. D. Schmidt, and P. Daoutidis (2013). "Biorefinery Location and Technology Selection Through Supply Chain Optimization". In: *Industrial & Engineering Chemistry Research* 52.9, pp. 3192–3208. DOI: 10.1021/ie3010463.
- McGlade, C. and P. Ekins (2015). "The geographical distribution of fossil fuels unused when limiting global warming to 2°C". In: *Nature* 517.7533, pp. 187–190. DOI: 10.1038/nature14016.
- Mountraki, A. D., K. R. Koutsospyros, B. B. Mlayah, and A. C. Kokossis (2017). "Selection of Biorefinery Routes: The Case of Xylitol and its Integration with an Organosolv Process". In: *Waste and Biomass Valorization* 8.7, pp. 2283–2300. DOI: 10.1007/s12649-016-9814-8.
- Olsson, L. and J. Saddler (2013). "Biorefineries, using lignocellulosic feedstocks, will have a key role in the future bioeconomy". In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 7.5, pp. 475–477. DOI: 10.1002/bbb.1443.
- Panichelli, L. and E. Gnansounou (2008). "GIS-based approach for defining bioenergy facilities location: A case study in Northern Spain based on marginal delivery costs and resources competition between facilities". In: *Biomass & bioenergy* 32.4, pp. 289–300. DOI: 10.1016/j.biombioe.2007.10.008.
- Parker, N., P. Tittmann, Q. Hart, R. Nelson, K. Skog, A. Schmidt, E. Gray, and B. Jenkins (2010). "Development of a biorefinery optimized biofuel supply curve for the Western United States". In: *Biomass and Bioenergy* 34.11, pp. 1597–1607. DOI: 10.1016/j.biombioe.2010.06.007.
- Remmers, J. (1995). *Zur Ex-ante-Bestimmung von Investitionen bzw. Kosten für Emissionsminderungstechniken und den Auswirkungen der Datenqualität in meso-skalierten Energie-Umwelt-Modellen: Zugl.: Karlsruhe, Univ., Diss., 1991. Als Ms. gedr. Berichte aus der Betriebswirtschaft. Aachen: Shaker. ISBN: 3826551257.*

- Rettenmaier, N., R. Harter, H. Himmler, H. Keller, W. Kretschmer, M. Müller-Lindenlauf, G. Reinhardt, K. Scheurlen, and C. Schröter (2014). *Integrated sustainability assessment of the BIOCORE biorefinery concept, Report prepared for the BIOCORE project*. Heidelberg. URL: www.biocore-europe.org.
- Richard, T. L. (2010). "Challenges in scaling up biofuels infrastructure". In: *Science (New York, N.Y.)* 329.5993, pp. 793–796. DOI: 10.1126/science.1189139.
- Rösemann, C., H.-D. Haenel, U. Dämmgen, A. Freibauer, S. Wulf, B. Eurich-Menden, H. Döhler, C. Schreiner, B. Bauer, and B. Osterburg (2015). *Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990 - 2013 ; Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2015*. Vol. 27. Thünen Report. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. ISBN: 9783865761323. DOI: 10.3220/REP_27_2015. URL: <http://d-nb.info/1070282898/>.
- Rudi, A., A.-K. Müller, M. Fröhling, and F. Schultmann (2017a). "Biomass Value Chain Design: A Case Study of the Upper Rhine Region". In: *Waste and Biomass Valorization*, pp. 1–17. DOI: 10.1007/s12649-016-9820-x.
- Rudi, A., M. Froehling, K. Zimmer, and F. Schultmann (2017b). "Decision Support System for Intermodal Freight Transportation Planning: An Integrated View on Transport Emissions, Cost and Time Sensitivity". In: *Operations Research Proceedings 2015*. Ed. by K. F. Dörner, I. Ljubic, G. Pflug, and G. Tragler. Vol. 45. Operations Research Proceedings. Cham: Springer International Publishing, pp. 699–705. ISBN: 978-3-319-42901-4. DOI: 10.1007/978-3-319-42902-1_94.
- Sahoo, K. and S. Mani (2017). "Techno-economic assessment of biomass bales storage systems for a large-scale biorefinery". In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 11.3, pp. 417–429. DOI: 10.1002/bbb.1751.
- Schäfer, M. (2006). *Abschätzung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft Baden-Württembergs und Bewertung von Minderungsstrategien unter Nutzung eines ökonomisch-ökologischen Regionalmodells: Zugl.: Hohenheim, Univ., Diss, 2006*. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Aachen: Shaker. ISBN: 3832252568.
- Schatka, A. (2011). *Strategische Netzwerkgestaltung in der Prozessindustrie: Eine Untersuchung am Beispiel der Produktion von synthetischen Biokraftstoffen: Zugl.: Braunschweig, Techn. Univ., Diss., 2010*. 1. Aufl. Produktion und Logistik. Wiesbaden: Gabler Verlag / Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH Wiesbaden. ISBN: 9783834929358. DOI: 10.1007/978-3-8349-6717-6. URL: <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-8349-6717-6>.
- Schumacher, K., W. Fichtner, and F. Schultmann, (2017). *Innovations for sustainable biomass utilization in the Upper Rhine Region*. KIT Scientific Publishing. DOI: 10.5445/KSP/1000048433.
- Schwaderer, F. (2012). *Integrierte Standort-, Kapazitäts- und Technologieplanung von Wertschöpfungsnetzwerken zur stofflichen und energetischen Biomassenutzung: Zugl.: Karlsruhe, Karlsruher Inst. für Technologie (KIT), Diss., 2012*. Karlsruhe and Hannover: KIT Scientific-Publ and Technische Informationsbibliothek u. Universitätsbibliothek. ISBN: 9783866449190. URL: <http://edok01.tib.uni-hannover.de/edoks/e01fn13/735275459.pdf>.

- Schwarz-v. Raumer, H.-G., E. Angenendt, N. Billen, and R. Jooß (2017). “Economic and ecological impacts of bioenergy crop production—a modeling approach applied in Southwestern Germany”. In: *AIMS Agriculture and Food* 2.1, pp. 75–100. DOI: 10.3934/agrfood.2017.1.75.
- Sharma, B., R. G. Ingalls, C. L. Jones, and A. Khanchi (2013). “Biomass supply chain design and analysis: Basis, overview, modeling, challenges, and future”. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 24, pp. 608–627. DOI: 10.1016/j.rser.2013.03.049.
- Sharma, P., B. R. Sarker, and J. A. Romagnoli (2011). “A decision support tool for strategic planning of sustainable biorefineries”. In: *Computers & Chemical Engineering* 35.9, pp. 1767–1781. DOI: 10.1016/j.compchemeng.2011.05.011.
- Shastri, Y. N., L. F. Rodriguez, A. C. Hansen, and K. C. Ting (2012). “Impact of distributed storage and pre-processing on Miscanthus production and provision systems”. In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 6.1, pp. 21–31. DOI: 10.1002/bbb.326.
- Smirnova, I. and C. Zetzl (2016). *BioEnergie2021-BIORAFFINERIE2021: Neue Wege zur integrierten Bioraffinerie (Nachfolgeprojekt): Veröffentlichung der Ergebnisse von Forschungsvorhaben im BMBF-Programm: Projektlaufzeit: 01.06. 2013-31.12. 2015*. Technische Universität Hamburg, Institut für Thermische Verfahrenstechnik.
- Sokhansanj, S., S. Mani, S. Tagore, and A. F. Turhollow (2010). “Techno-economic analysis of using corn stover to supply heat and power to a corn ethanol plant – Part 1: Cost of feedstock supply logistics”. In: *Biomass and Bioenergy* 34.1, pp. 75–81. DOI: 10.1016/j.biombioe.2009.10.001.
- Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (SLBW) (2018). *Energiebericht 2018*. Ed. by Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg. Stuttgart. URL: <https://www.statistik-bw.de/Energie/>.
- Sukumara, S., W. Faulkner, J. Amundson, F. Badurdeen, and J. Seay (2014). “A multidisciplinary decision support tool for evaluating multiple biorefinery conversion technologies and supply chain performance”. In: *Clean Technologies and Environmental Policy* 16.6, pp. 1027–1044. DOI: 10.1007/s10098-013-0703-6. URL: <https://doi.org/10.1007/s10098-013-0703-6>.
- Thompson, J. L. and W. E. Tyner (2014). “Corn stover for bioenergy production: Cost estimates and farmer supply response”. In: *Biomass and Bioenergy* 62, pp. 166–173. DOI: 10.1016/j.biombioe.2013.12.020.
- Tittmann, P. W., N. C. Parker, Q. J. Hart, and B. M. Jenkins (2010). “A spatially explicit techno-economic model of bioenergy and biofuels production in California”. In: *Journal of Transport Geography* 18.6, pp. 715–728. DOI: 10.1016/j.jtrangeo.2010.06.005.
- Tonini, D., L. Hamelin, and T. F. Astrup (2016). “Environmental implications of the use of agro-industrial residues for biorefineries: Application of a deterministic model for indirect land-use changes”. In: *GCB Bioenergy* 8.4, pp. 690–706. DOI: 10.1111/gcbb.12290.
- Townsend, T. J., D. L. Sparkes, and P. Wilson (2017). “Food and bioenergy: Reviewing the potential of dual-purpose wheat crops”. In: *GCB Bioenergy* 9.3, pp. 525–540. DOI: 10.1111/gcbb.12302.
- Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (2014). *Humusbilanzierung - Eine Methode zur Analyse und Bewertung der Humusversorgung von Ack-*

- erland. URL: <https://www.vdlufa.de/Dokumente/Veroeffent%5C-lichungen/Standpunkte/11-Humusbilanzierung.pdf>.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI) (2012a). *Economic efficiency of building installations: Fundamentals and economic calculation*. URL: https://www.vdi.de/nc/richtlinie/vdi_2067_blat_1-wirtschaftlichkeit_gebaeudetechnischer_anlagen_grundlagen_und_kostenberechnung/.
- (2012b). *Economy calculation systems for capital goods and plants*. URL: https://www.vdi.de/nc/richtlinie/vdi_6025-betriebswirtschaftliche_berechnungen_fuer_investitions-gueter_und_anlagen/.
- (2016). *Classification and quality criteria of biorefineries*. URL: https://www.vdi.de/nc/richtlinie/vdi_6310_blat_1-klassifikation_und_guetekriterien_von_bioraffinerien/.
- Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (German Fertilizer Ordinance): DüV* (2017). URL: https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/BJNR130510017.html.
- Wang, S., A. Hastings, and P. Smith (2012). “An optimization model for energy crop supply”. In: *GCB Bioenergy* 4.1, pp. 88–95. DOI: 10.1111/j.1757-1707.2011.01112.x.
- Wang, W., Y. Liu, and L. Zhang (2013). “The spatial distribution of cereal bioenergy potential in China”. In: *GCB Bioenergy* 5.5, pp. 525–535. DOI: 10.1111/gcbb.12024.
- Wang, Y., M. Ebadian, S. Sokhansanj, E. Webb, and A. Lau (2017). “Impact of the biorefinery size on the logistics of corn stover supply – A scenario analysis”. In: *Applied Energy* 198, pp. 360–376. DOI: 10.1016/j.apenergy.2017.03.056.
- Weiser, C., V. Zeller, F. Reinicke, B. Wagner, S. Majer, A. Vetter, and D. Thraen (2014). “Integrated assessment of sustainable cereal straw potential and different straw-based energy applications in Germany”. In: *Applied Energy* 114, pp. 749–762. DOI: 10.1016/j.apenergy.2013.07.016.
- Wertz, J.-L. and O. Bédué (2013). *Lignocellulosic biorefineries*. 1. ed. Lausanne and Boca Raton, Fla.: EPFL Press and CRC Press. ISBN: 9782940222681.
- Wicke, B., F. van der Hilst, V. Daioglou, M. Banse, T. Beringer, S. Gerssen-Gondelach, S. Heijnen, D. Karssenberg, D. Laborde, M. Lippe, H. van Meijl, A. Nassar, J. Powell, A. G. Prins, S. N. K. Rose, E. M. W. Smeets, E. Stehfest, W. E. Tyner, J. A. Versteegen, H. Valin, D. P. van Vuuren, S. Yeh, and A. P. C. Faaij (2015). “Model collaboration for the improved assessment of biomass supply, demand, and impacts”. In: *GCB Bioenergy* 7.3, pp. 422–437. DOI: 10.1111/gcbb.12176.
- Wiese, A. (2013). “Biomass biomass Combustion biomass combustion for Electricity Generation”. In: *Renewable energy systems*. Ed. by M. Kaltschmitt. New York, NY: Springer, pp. 290–327. ISBN: 978-1-4614-5819-7. DOI: 10.1007/978-1-4614-5820-3_254.
- Wirtschaftsministerium Baden-Württemberg (WM) (2010). *Biomasse-Aktionsplan Baden-Württemberg: Erste Fortschreibung*.
- Yadav, Y. S. and Y. K. Yadav (2016). “Biomass Supply Chain Management: Perspectives and Challenges”. In: *Proceedings of the First International Conference on Recent Advances in Bioenergy Research*. Ed. by S. Kumar, S. K. Khanal, and Y. K. Yadav. Springer Proceedings in Energy. New Delhi: Springer India, pp. 267–281. ISBN: 978-81-322-2771-7. DOI: 10.1007/978-81-322-2773-1_20.

- Yue, D., F. You, and S. W. Snyder (2014). "Biomass-to-bioenergy and biofuel supply chain optimization: Overview, key issues and challenges". In: *Computers & Chemical Engineering* 66, pp. 36–56. DOI: 10.1016/j.compchemeng.2013.11.016.
- Zeller, V., D. Thrän, M. Zeymer, B. Bürzle, P. Adler, J. Ponitka, J. Postel, F. Müller-Langer, S. Rönsch, A. Gröngroft, et al. (2012). *DBFZ Report Nr. 13: Basisinformationen für eine nachhaltige Nutzung von landwirtschaftlichen Reststoffen zur Bioenergiebereitstellung*.
- Zhang, J., A. Osmani, I. Awudu, and V. Gonela (2013). "An integrated optimization model for switchgrass-based bioethanol supply chain". In: *Applied Energy* 102, pp. 1205–1217. DOI: 10.1016/j.apenergy.2012.06.054.
- Zhang, K., Z. Pei, and D. Wang (2016). "Organic solvent pretreatment of lignocellulosic biomass for biofuels and biochemicals: A review: A review". In: *Bioresource technology* 199, pp. 21–33. DOI: 10.1016/j.biortech.2015.08.102.
- Zimmer, T., A. Rudi, A.-K. Müller, M. Fröhling, and F. Schultmann (2017). "Modeling the impact of competing utilization paths on biomass-to-liquid (BtL) supply chains". In: *Applied Energy* 208, pp. 954–971. DOI: 10.1016/j.apenergy.2017.09.056.

Kapitel 6

Downscaling of agricultural market impacts under bioeconomy development to the regional and the farm level – an example of Baden-Wuerttemberg

Autoren des Originalbeitrags: Eckart Petig, Hyung Sik Choi, Elisabeth Angenendt, Pascal Kremer, Harald Grethe und Enno Bahrs

Der Originalbeitrag ist in GCB Bioenergy (DOI: 10.1111/gcbb.12639) erschienen.

Abstract

The expansion of the bioeconomy sector will increase the competition for agricultural land regarding biomass production. Furthermore, the particular path of the expansion of the bioeconomy is associated with great uncertainty due to the early stage of technology development and its dependency on political framework conditions. Economic models are suitable tools to identify tradeoffs in agricultural production and address the high uncertainty of the bioeconomy expansion. We present results from the farm model EFEM of four bioeconomy scenarios in order to evaluate impacts and tradeoffs of different potential bioeconomy developments and the corresponding uncertainty at regional and farm level in Baden-Wuerttemberg, Germany. The demand-side effects of the bioeconomy scenarios are based on downscaling EU level results of a separate model linkage between an agricultural sector and an energy sector model.

The general model results show that the expanded use of agricultural land for the bioeconomy sector, especially for the cultivation of perennial lignocellulosic biomass crops (PBC), reduces biomass production for established value chains, especially for food and feed. The results also show differences between regions and farm types in Baden-Wuerttemberg. Fertile arable regions and arable farms profit more from the expanded use of biomass in the bioeconomy than farms that focus on cattle farming. Latter farms use the arable land to produce feed for the cattle, whereas arable farms can expand feedstock production for new value chains. Additionally, less intensive production systems like extensive grassland suffer from economic losses, whereas the competition in fertile regions further increases. Hence, if the extensive production systems are to be preserved, appropriate subsidies must be provided.

This emphasizes the relevance of downscaling aggregated model results to higher spatial resolution, even as far as to the decision maker (farm), to identify possible contradicting effects of the bioeconomy as well as policy implications.

6.1 Introduction

Two major developments will affect the global resource balance and hence demand and supply of agricultural biomass. First, an increase in agricultural biomass demand. By 2050, the world population will have grown to over 9.7 billion people, which is equivalent to an increase of around 30 % compared to 2017 (United Nations, 2017). Additionally the enlargement of the global middle-class is likely to increase demand for resources, based on more extensive household consumption (Imbert et al., 2017). Second, the world is being challenged by anthropogenic climate change and fossil-based resource consumption should decline (McGlade and Ekins, 2015). The substitution of fossil-based with bio-based resources is considered a major pillar of the transition of the current economy towards a more sustainable path; this is combined with increasing resource use efficiency by recycling and the cascade use of resources (D'Amato et al., 2017). While renewable raw materials have been used for human purposes for thousands of years, the focus in the recent bioeconomy discussion are innovative biomass value chains that comprise new material production technologies.

Agricultural biomass will play a major role in the transformation towards a bioeconomy and the agricultural sector is, therefore, likely to be affected strongly due to increasing competition of biomass for food, feed, energetic and material uses. Bell et al. (2018), for example, estimate that the production of food and energy needs to increase by 50 % until 2030 compared to 2010. In addition to the production of traditional agricultural biomass, the production of perennial lignocellulosic biomass crops (PBC) on agricultural land, such as miscanthus and short-rotation-coppice, is likely to play a key role as feedstock for material production in the future (Olsson and Saddler, 2013). Thus, due to the increasing demand for biomass there will be incentives to increase production in the already intensive agricultural sector of the EU as well as to import additional biomass. However, an increase in intensity of agricultural production is likely to foster negative ecological impacts, because the current intensity level already imposes negative effects on the environment such as biodiversity loss (Hazell and Wood, 2008; Tsiafouli et al., 2015). The competition in usage for the limited agricultural land is where technology and economic models can help to understand the potential future effects of increasing biomass demand for energy and materials on markets and the environment. Linking simulation models at different aggregation levels can support the evaluation of possible pathways towards the bioeconomy (Wicke et al., 2015).

There are already several studies that present linkages of simulation models to assess the bioeconomy. Mubareka et al. (2014) present a modeling framework to assess forest-based bioeconomy scenarios that consist of a partial equilibrium model for the forest sector, a forestry dynamics model for forest growth and harvest, and a wood resource balance sheet. Deppermann et al. (2016) combine an energy system model with an agricultural sector model for impact analysis of the increasing use of biomass for energy at EU level. Furthermore, Lehtonen and Okkonen (2013) apply regional input-output modeling to the investigation of the socio-economic impacts of a conventional, decentralized bioeconomy. This bioeconomy comprises wood as a building material and as a feedstock for bioenergy. Van Meijl et al. (2018) extend an economy-wide model with new

bioeconomy sectors and use it side-by-side with a regional energy system model in order to evaluate new biomass value chains for the Netherlands. All these studies examined important aspects of possible bioeconomy pathways, but they lack in the effects at farm level. However, there are also two important model linkages that also take account of farm level. One of them is the well-developed integrated approach of the SEAMLESS model framework (van Ittersum et al., 2008). This model framework comprises, among other models, the farm model FSSIM and the agricultural sector model SEAMCAP. The model framework has been used for a wide range of impact assessments including some with a bioeconomy focus (Janssen et al., 2010; Louhichi et al., 2010). CAPRI, the basis of SEAMCAP, is a stand-alone approach also used separately without the integrated framework pathways. Wolf et al. (2015) combine the economic models FSSIM and CAPRI with a crop growth modeling framework and an environmental model for the nitrogen cycle in order to analyze the effects of climate change. The second model linkage is the Thünen Modelling network (Offermann et al., 2015) that comprises, among others, a farm model (FARMIS), a general equilibrium model (MAGNET), and a partial equilibrium model (AGMEMOD). Banse et al. (2016) use this modeling network to analyze bioeconomy pathways, comprising agricultural, wood, and energy markets. These last two model linkages show the necessity of combining models with different characteristics to cover the full range of effects of a bioeconomy expansion.

This is where we start our study and analyze possible bioeconomy developments. Hence, the advantage of this study is the combination of two major components. First, the combination of models that simulate different bioeconomic sectors and the downscaling of EU level results to farm level. Second, the simulation of different bioeconomy scenarios with a wide coverage of parameters that comprise different technological and political developments. These scenarios aim to consider the high level of uncertainty of the technology development and policy framework conditions that accompany the bioeconomy expansion.

The specific objective of the study is an assessment of the effects of different scenarios of energetic and material use of biomass in the EU on agricultural production at the regional and farm level, with an example focus on different farm types and regions in the state of Baden-Wuerttemberg, Germany. As the EU is a large region and changes in the demand and supply of agricultural products have repercussions on international markets, and as there are strong interactions between the energy system and the agricultural system, we simulate different bioeconomy scenarios generated with an integrated network of an EU-wide energy sector model, TIMES-PanEU, and a global agricultural sector model, ESIM (European Simulation Model). While this integrated model network is presented elsewhere (Choi et al., 2019), the study presented here focuses on the downscaling of agricultural market data at EU and country level to the farms in the German federal state of Baden-Wuerttemberg. This downscaling is based on the mapping of ESIM results to the agricultural farm model EFEM (Economic Farm Emission Model). The examined scenarios comprise four narratives that were developed in a working group of modelers from the Bioeconomy Research Program Baden-Wuerttemberg.

In the following, we present a method section first that explains the models used in this study and

thereafter provide specific assumptions of the examined bioeconomy scenarios. This is followed by the presentation and discussion of the model results.

6.2 Materials and Methods

The demand for agricultural non-feed and non-food biomass has lately been dominated by the bioenergy sector. Hence, the development of the energy sector plays an important role in the evaluation of different transition paths. In order to implement this, a linkage between ESIM and the energy sector model TIMES PanEU (Pan-European TIMES model) is performed. TIMES PanEU is a disaggregated, bottom-up energy system model that minimizes the total discounted system costs, while considering different technologies and pathways of energy conversion (Blesl et al., 2012). The model covers all sectors connected to the energy supply and demand at country level. The model linkage is performed by an iteration process with ESIM that results in a market equilibrium of biomass demand for energy (TIMES PanEU) and agricultural biomass supply for energetic purposes (ESIM). Since the link between ESIM and TIMES-PanEU was developed elsewhere (Choi et al., 2019; for an earlier version see Deppermann et al., 2016), it is not described here.

After the completion of the iteration process, resulting price changes for agricultural products are transferred to EFEM. EFEM then simulates the effects of the integrated scenarios, mediated through agricultural price changes, at farm and regional level. EFEM results are not fed back into ESIM, as agricultural production in Baden-Wuerttemberg is a relatively small region in comparison to Germany or even the EU and therefore deviations from the supply response of Germany in ESIM would not significantly affect agricultural prices. But selected parameters, such as yield growth rates and abolishment of direct payments, were harmonized between EFEM and the Germany component of ESIM. The supply response of ESIM and EFEM to similar price changes was compared in initial test runs. This comparison shows only small differences of supply that mainly reflect special features of the agricultural sector of Baden-Wuerttemberg, such as unfavorable productions conditions for sugar beet in large parts. Figure 6.1 gives a schematic overview of the used models and the data transmissions between these models.

6.2.1 ESIM

ESIM (Grethe et al., 2012) is a global agricultural sector model, which is able to calculate market equilibriums in biomass demand and supply with consideration of changes in population, income, dietary preferences, technology, and policies. It depicts single EU28 countries as well as Turkey and the West Balkan Countries in detail regarding prices, animal feeding, acreage and yield, subsidies, and border policies. Remaining world regions are modeled at an aggregated level, the US and the Rest of the World (ROW), and without distinguishing between yield and area and coverage of agricultural policies. Base year data, which is used for model calibration, concerning production, consumption, processing, and acreage comes from the CAPRI database, Eurostat, and FAO. Commodity prices come from DG AGRI (2017). Agricultural supply and demand are modeled as

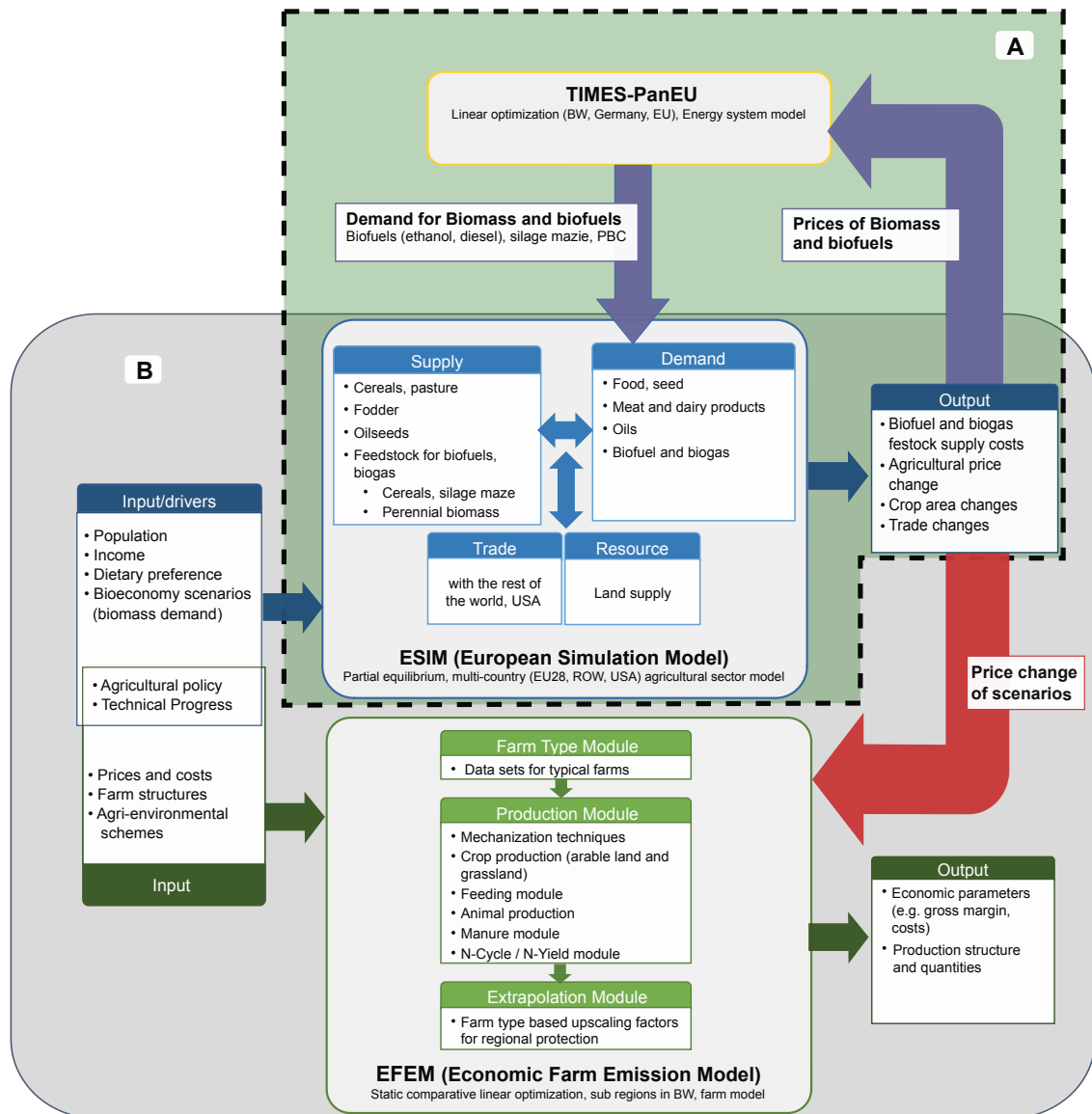


Figure 6.1: Schematic overview of the model linkage and contents of data transmissions. Part A shows the interaction between the agricultural sector model ESIM and the energy-system-sector model TIMES-PanEU (Choi et al., 2019). Part B depicts the model approach of this contribution.

isoelastic behavioral functions. For the EU28, the West Balkan countries, and Turkey, crop yields and area demand functions are distinguished in crop supply modeling. Crop yields change with respect to own crop price and technical progress parameters. We do not consider changes in input demand e.g. fertilizers, labor, and energy with respect to each input price in this study. Area demand changes with respect to variables of own and cross crop prices and land rent prices. For the US and ROW, crop supply is a function of global crop prices. Agricultural trade is modeled as a net trade specification and the mechanism of price transmission with a change in the net

trade situation is depicted based on a logistic functional form, accounting for tariff rate quotas, ad valorem tariffs, and specific tariffs.

PBC supply is explicitly modeled with assumptions on the technical diffusion of PBC in the agricultural area of the EU. PBC can be cultivated on land currently used for crops and permanent grassland in the EU or on land not under production previously. Restrictions for land use for PBC are a matter of scenario definition. Land demand for food and non-food biomass i.e. PBC competes in a land market with a limited land endowment. Details about PBC supply modeling and agricultural land supply are given in (Choi et al., 2019).

6.2.2 EFEM

EFEM (Kazenwadel, 1999) is a comparative static linear optimization model and it computes farm management decision-making by maximizing the gross margins of agricultural farms, while taking specific regional constraints into account. Regional constraints include arable land and grassland endowment, livestock numbers, and crop rotation limits due to agricultural and climate production conditions. Farm level results can be up-scaled to regional levels by linear extrapolation. The regional level of EFEM consists of eight Agro-Ecological-Regions (AER) in the federal state of Baden-Wuerttemberg (Figure 6.2). These regions are characterized by similar agricultural production conditions, such as geological, topographical, and climate conditions (Table 6.1). Although AER are on average five times larger than NUTS-3 regions (regional classification of the territory of EU; cf. EC, 2016), they are more suitable for application in the study region. AER have regionally differentiated own production conditions with own production foci. For example, there are fertile crop farming regions (AER 1), regions with extensive forage farming in low mountain ranges (AER 3), marginal low mountain regions with mixed farms (AER 4), and regions with a more intensive dairy production based on grassland (AER 5). The model consists of three modules: farm type, production, and extrapolation. The farm type module contains the different farm structures in each region. Each region is represented by a maximum of six typical farm models, e.g., dairy farms or arable farms that depict the most common farm types in the respective region. Each region can also be represented by several farm types of the same line of production (e.g. dairy farm) in different sizes. The general classification of these farm types is based on the farm typologies of the Farm Accountancy Data Network (FADN) (EC, 2018). Sizes of a particular farm type per region are differentiated as well. The capacities of typical farm types are based on average single farm data from the FADN and farm capacities create restrictions for the optimization process.

The production module includes all relevant arable crops, grassland production systems, and husbandry types in Baden-Wuerttemberg. The arable crops include 16 crops, such as cereals and forage crops. These activities differ regionally in terms of yields and intensities. The intensities correspond mainly to the amount of fertilizer application. Furthermore, the crops can be combined with various regional environmental measures. The farms can also cultivate most of the crops either with conventional tillage (plough) or with conservation tillage (mulch-till). How-

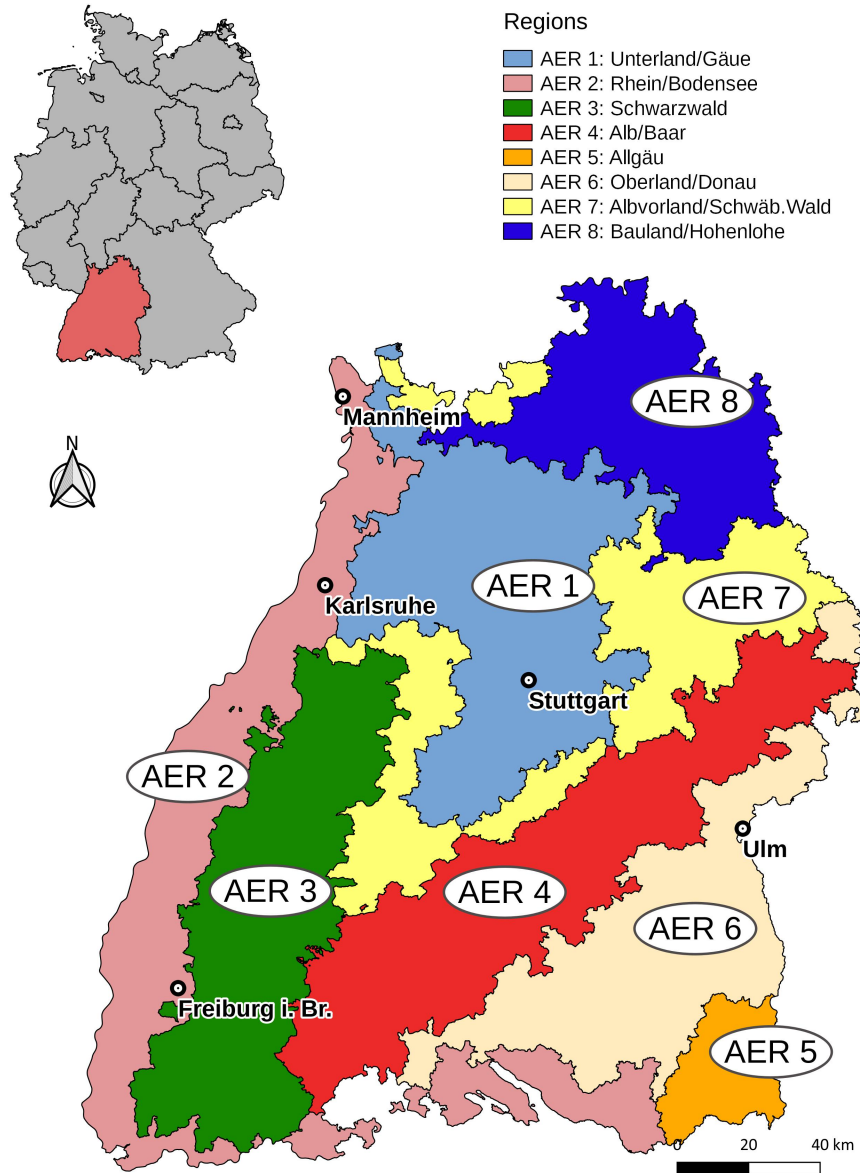


Figure 6.2: Study region (Baden-Wuerttemberg) within Germany and spatial resolution (AER) of EFEM

Table 6.1: Climate/agricultural characteristics of the agro-ecological-regions (AER) in Baden-Wuerttemberg (LEL, 2018)

Agro-Ecological-Regions		Unterland/ Gäue	Rhein/ Bo- densee	Schwarz- wald	Alb/ Baar	Algäu	Oberland/ Donau	Albvorland/ Schwäb. Wald	Bauland/ Hohen- lohe
		AER 1	AER 2	AER 3	AER 4	AER 5	AER 6	AER 7	AER 8
Elevation	[m]	100-400	100-650	300- 1,000	600- 1,000	600-900	500-800	400-700	150-650
Avg. annual temperature	[°C]	8.0 - >9.0	8.0 - 9.0	5.5 - >7.0	6.0 - 7.5	6.0 - 7.5	7.0 - 8.0	6.5 - 8.0	6.5 - 8.0
Avg. annual precipitation	[mm]	650-750	550- 1,100	800- 1,500	600- 1,100	1,000- 1,600	650-800	700- 1,000	600- 1,000
Soil quality index (Ackerzahl)	[0-100]	40 - >80	20 - 70	20 - 40	20 - 40	30 - 50	30 - 60	20 - 60	30 - 50
Agriculturally used area (EFEM)	[ha]	221,872	170,222	95,379	215,399	43,000	240,812	172,813	177,667
Share of arable land (EFEM)	[%]	81	76	17	55	12	68	50	82

ever, the farms are not allowed to plough up grassland to convert it to arable land due to policy restrictions (MLR, 2016). With miscanthus and short-rotation coppice (SRC), two different types of PBC are integrated in EFEM. We assumed a 20-year cultivation period of both PBC and used average annualized costs for sowing, cultivation, harvesting, and recultivation. It takes one year to establish miscanthus and from then on it is harvested annually. SRC comprises poplar with a four-year establishing period and a four-year harvest interval. The yield is then converted to an annual average. Due to the small production quantity and the low prevalence of PBC, there is no comprehensive statistic available that includes prices for the different PBC. However, PBC are currently mainly used for heat production in Germany (FNR, 2018). Furthermore, we assume that the SRC wood chips have the same characteristics as forest wood chips and therefore used the prices for forest wood chips (C.A.R.M.E.N., 2018) in the base year. The price of miscanthus is based on LfL (2018), who derived it from the price of wood chips (28 €/MWh) and the heat value of miscanthus (17,6 MJ/kg). Additionally, the more difficult combustion handling of miscanthus and lower density that raise logistic costs are taken into consideration, which lowers the derived price by around 30 % (LfL, 2018).

Currently, farmers are exposed to risks in adopting PBC due to the long cultivation period and lack of experience in cultivation. Hence, farmers request an additional premium on top of the market price to compensate for the occupation and risk. This willingness to accept (WTA) has been quantified based on a choice experiment with actual famers (Gillich et al., 2019) and is implemented in EFEM. The maximum cultivation area of PBC is restricted by regional cultivation conditions and environmental limitations (Kaule et al., 2011). In general, miscanthus achieves higher gross margins than SRC, but also has higher requirements on climatic and crop production conditions. Agricultural biogas substrate production (silage maize, grass silage from arable land and grassland,

and whole crop silage of grain) is integrated in EFEM as a sales option with exogenously defined prices based on a survey of biogas plant operators (IER, 2013).

The extrapolation module is the third part of EFEM. In this module, the farm level results are projected onto the regional level of AER. The corresponding extrapolation factors are defined by a separate linear optimization approach for depicting the entire agricultural production in each region. The agricultural census of 2010 provides the relevant regional capacities for the projection to AER level. Schäfer (2006) describes this modeling approach in detail, and a more recent application of EFEM can be found in Schwarz-v. Raumer et al. (2017) and Krimly et al. (2016). EFEM results are validated against the agricultural census of 2010 by comparing data on animal numbers, crop production, and land use with statistical data.

6.2.3 Example farms

We expect that the impacts of bioeconomy scenarios differ not only in regions but also in farm types. Hence, we present the results of EFEM at farm level by selecting four farms that are representing the region as well as farm-type diversity. Table 6.2 shows the capacities of these farms. These capacities increase over time, due to structural change and technical progress. The first farm is an arable farm (1AF) that is located in the distinct cropping region (AER 1) and has no livestock production. The second farm, located in the black forest (AER 3), is a dairy farm that represents an extensive production (3DF). The third farm is an intensively managed dairy farm (5DF) located in AER 5. This farm is characterized by a high livestock density per area. Both regions are characterized by grassland-based milk production. The fourth farm is a pig farm (8PF) and has additionally a relative high endowment of arable land. The farm is located in the northeast region of Baden-Wuerttemberg (AER 8). Those farms types and its typical agricultural production conditions can also found in other regions of Europe and therefore the results can help to highlight the possible effects of differently developed bioeconomy in other regions of Europe as well.

Table 6.2: Capacities of example farms in each year

Farm type		AER 1			AER 3			AER 5			AER 8		
		(Unterland/Gäue)			(Black forest)			(Allgäu)			(Bauland/Hohenlohe)		
		1AF	1AF	1AF	3DF	3DF	3DF	5DF	5DF	5DF	8PF	8PF	8PF
Year		2010	2030	2050	2010	2030	2050	2010	2030	2050	2010	2030	2050
Arable land	[ha]	120	171	231	18	24	31	11	16	22	78	113	154
Grassland	[ha]	10	14	19	70	91	115	70	88	109			
Other cattle	[Place]				29	34	39	51	62	76			
Dairy cows	[Place]				55	64	75	98	121	147			
Fattening bulls	[Place]				7	8	9	7	9	10			
Suckler cows	[Place]												
Fattening pigs	[Place]										600	971	1,408
Sows	[Place]										220	308	411

6.2.4 Bioeconomy scenarios

We simulate four scenarios (Table 6.3), which were defined by a larger working group of modelers from the *Bioeconomy Research Program Baden-Wuerttemberg*.¹ These scenarios comprise different potential futures of the bioeconomy. They share certain features, and they differ from each other regarding other features. Scenarios include a business as usual scenario (BAU), a scenario with a somewhat stronger development of the material use of biomass (Bio_mid), and two scenarios with a very strong development of demand for the material use of biomass, one with unchanged dietary preferences (Bio_hi) and one with a more sustainable food consumption (Bio_hi+diet). All scenarios are defined at the EU level, as well as at the national level (Germany) and the regional level (Baden Wuerttemberg). No changes are assumed in biomass supply and demand functions in the world outside of the EU, but agricultural supply and demand outside of the EU reacts to any changes in international prices, which are caused by the implementation of the EU scenarios. While demand for the material use of biomass is increasing from BAU over BIO_mid to BIO_hi, the politically-driven demand for energy from biomass declines. From BIO_mid on, there is no further use of 1G biofuels in transportation after 2030 and under the BIO_hi scenarios, no biogas is produced from agricultural products, only from biowaste. As an increasing demand for the material use of biomass puts pressure on the global biomass balance, a scenario is designed which combines the high demand for biomass under BIO_hi with a more sustainable consumption pattern in the EU (BIO_hi+diet). By 2050, the per capita demand for food staples in the EU is assumed to be 10 % lower due to lower food waste rates, and for dairy products and meat this decline in per capita demand is even greater, as in addition to the lower food waste, per capita consumption also falls for these products. For an empirical foundation of scenarios with declining meat consumption without increasing staple food production see Cordts et al. (2014).

All scenarios rely on the same projections of income and population as demand drivers and technical progress in animal and plant production from exogenous sources (cf. Choi et al., 2019). In addition, all scenarios comprise compliance with political targets in energy and climate policy in Baden-Württemberg, Germany, and the EU. As wood production from forestry is not treated endogenously in any of the models, exogenous wood supply from forests is defined for BW, Germany, and the EU based on Mantau et al. (2010), Mantau (2012), Mantau (2015), and Thünen-Institut (2017). Furthermore, the material use of biomass is not modeled endogenously and therefore exogenous assumptions are made for the material use of wood and differ among scenarios. From BAU over BIO_mid to BIO_hi, material use of biomass is increasing. The individual scenarios are based on projections by Piotrowski et al. (2015) and own assumptions. Thus, with a fixed supply of wood from forests and different exogenous assumptions on the material use of wood, the iterative solution of TIMES-PanEU and ESIM reflects a market equilibrium between energetic demand for woody biomass and supply of PBC from the agricultural system. The iterative solution considers exogenous supply and demand components as well as interactions with other components of the

¹<https://biooekonomie-bw.uni-hohenheim.de/en>

Table 6.3: Overview of bioeconomy scenarios

	Scenario name:		BAU	Bio_mid	Bio_hi	Bio_hi+diet	
	Narrative:		Business as usual, no strong development of material use	Expansion of innovative material use; No biofuels	Expansion of traditional & innovative material use; No biofuels; Biogas only from waste	Bio_hi plus more sustainable food consumption	
Features applying to all scenarios	Land endowment of agriculture in BW		Decreasing arable land (−0,07 %) and constant pasture area (linear regression of historical FADN data (last 30 yrs))				
	Agricultural policy		First pillar of CAP subsidies and tariffs abolished before 2030				
	Animal capacities and land endowment of farms in BW		Increase per farm over time depending on region (linear regression of historical FADN data (last 30 yrs))				
	Technical progress		Specific growth rates for crops (yield) and animal sectors based on Alexandratos and Bruinsma (2012) and own estimations				
	Cost development (annual growth rate for EFEM)		Linear regression of historical FADN data (last 30 yrs): machinery and paid labor input: 1,8 %, seeds: 1,3 %, pesticides: 1,5 %, others: 1,3 %				
	Population and income		Population and GDP change based on EC (2013) and EIA (2013)				
	Greenhouse Gas mitigation measures		EU: ETS sectors −75 % in 2050 compared to 2005 GER: overall −80 % in 2050 compared to 1990 BW: overall−90 % in 2050 compared to 1990				
	Share of renewables in electricity generation		80 % in 2050				
	Share of renewables in gross end use energy		EU: 60 % in 2050, GER: 60 % in 2050, BW: 80 % in 2050				
	Biomass supply from forests		Exogenous supply is defined for BW, GER and the EU based on Mantau et al. (2010), Mantau (2012), Mantau (2015), and Thünen-Institut (2017)				
	Wood demand for paper		No change in BW, GER and EU due to increase in recycling efforts				
	Biomass trade		No trade of PBC and wood from forestry				
	Features differing among scenarios	1G Biofuels in transport	Min	10 % share from 2020 on	10 % share by 2020, 0 % afterwards		
			Max	No restriction	0 % of 1G biofuels after 2030 in transportation		
Biomass in chemical, material uses (annual growth rates)		Traditional use	No change	1,7 %	2,0 %		
		Innovative chemical, material use	No change	5,5 %	8,1 %		
Biogas electricity generation		Min	EU: Current levels, GER: decline following a decommissioning curve due to energy policy (EEG) ¹		Current level until 2030, banned afterwards except for biogas from waste		
		Max	No restriction: Limited by the economic environment		Trend until 2030, banned afterwards except for biogas from waste		
Dietary trends ²		No change in preferences					
		Cereals, sugar, potato, eggs, plant oils (−10 %), meat products (−41,1 %), dairy products (−29,7 %)2)					

EU: European Union, GER: Germany, BW: Baden-Wuerttemberg, ETS: European Union Emission Trading Scheme, 1G: first generation biofuel, GDP: Gross domestic product

¹ REF scenario from Güsewell et al. (2019); Energy policy: German Renewable Energy Act (EEG, 2017).

² Dietary changes take effect from 2015 on and stepwise results in the aggregate reduction rates by 2050.

Table 6.4: Yield projection of different crops compared to base year 2010 in EFEM (based on Alexandratos and Bruinsma, 2012)

	2030	2050
Cereals	+17 %	+38 %
Corn	+29 %	+68 %
Silage maize	+35 %	+81 %
Clover grass	0 %	0 %
Oilseeds	+35 %	+81 %
Sugar beet	+22 %	+49 %
Potatoes	+32 %	+74 %
PBC	+13 %	+27 %

energy and the agricultural system. After the iterative process between ESIM and TIMES-PanEU resulted in an equilibrium, each scenario has an individual set of prices for the different agricultural products. The changes of these prices compared to the base year are transferred to EFEM in order to define the prices under the different scenarios at Baden-Wuerttemberg level. As the focus of this analysis is on BW, the following paragraphs describe special features of the implementation of technical progress and structural change under all scenarios in EFEM. EFEM is a comparative static optimization model and therefore technical progress as well as structural change parameters have to be set exogenously for each simulation year. As a result, different model years differ in the factor endowment of available land and animal capacities at farm as well as at a regional level, depending on technical progress and development of the available agricultural area. Changes in farm structure have to be considered in projections, because economic impacts on individual farms strongly depend on farm size (Zimmermann et al., 2009). Furthermore, structural change can affect the relative distribution of farm types within regions. The specific structural change in Germany has shown a linear development since the 1950s (BMEL, 2016) and therefore it seems plausible to assume such linear development also for the modeled time period in this study. Therefore, we projected the historical development of farm size up to 2030 and 2050. This historical projection has shown increasing farm size with differences in arable land, grassland, and stable capacities. We projected these farm endowments for different farm types separately based on FADN data of the last 30 years. In accordance with ESIM, we assumed that the EU gradually reduces the first pillar of direct payment of EU agricultural policy (Choi et al., 2019). The overall grassland area in Baden-Wuerttemberg is assumed to be constant due to the ban on ploughing up grassland. The overall arable land is declining because of the expansion of traffic and settlement areas. Structural change does not only comprise the growth of individual farms, but also changes in the composition of overall plant and livestock production in Baden-Wuerttemberg. As EFEM uses an extrapolation approach to depict regional production, the change in regional capacities of livestock production in 2030 and 2050 must be included in separate extrapolation factors for each simulation year.

Beside the factor endowments, the biological performances of plant and animal production activities differ in different regions. The underlying technical progress in plant production contains

the yield development for different crops, which is harmonized with ESIM (Table 6.4). This yield projection is in order of size of existing studies that use crop models and other methods to examine scenarios until 2050 (Angulo et al., 2013; Kanellopoulos et al., 2014; Wolf et al., 2015; Zimmermann et al., 2017). For grassland, we assumed a constant yield justified by the constant historical yield development in Germany (Destatis, 2017). The biological performance of livestock production in the FADN data has shown a constant linear increase over the last 30 years in Baden-Württemberg. For this reason, we implemented annual growth rates for the different livestock sectors based on the trend of the last 30 years. These growth rates define the biological performance of different animals (e.g., piglets per sow, milk yield per cow) by 2030 and 2050.

6.2.5 Sensitivity analyses

In order to consider the high level of uncertainty in the development of the bioeconomy and the assumed framework conditions, we perform sensitivity analyses with respect to cultivation of PBC on grassland, the PBC price, and future yield levels.

6.2.5.1 Effects of cultivation of PBC on grassland

The policy framework regarding permanent grassland protection are very strict and there are no indications that this will change in the near future. The time horizon of our simulation period, however, is quite long and therefore a change in the according policy framework is possible. Therefore, we modeled all scenarios for 2050 again separately allowing cultivation of PBC on grassland. The maximum cultivation of PBC on grassland, like PBC cultivation on arable land, is restricted by regional cultivation conditions and environmental limitations, which are defined separately for grassland and arable land by Kaule et al. (2011).

6.2.5.2 Effects of a reduced PBC price

The decision of the farms to cultivate PBC depends on the producer price. The price development strongly depends on developments in technology, which are highly uncertain. Therefore, a sensitivity analysis with respect to the PBC price is necessary in order to evaluate the robustness of the results. In this sensitivity analysis, we lower the price of PBC by 20 %, 40 %, and 60 % in order to see the effects of lower PBC prices on production. Other prices and parameters remain unchanged in this analysis.

6.2.5.3 Effects of climate change-based yield changes

The simulation results are strongly driven not only by the modeled price changes of the iteration between ESIM and TIMES-PanEU, but also by the yield developments over the projection horizon. Therefore, it is important to consider the uncertainty of the yield development caused, for example, by climate change (Knox et al., 2016). In order to consider this uncertainty, we used yield changes from the ExpertN-Gecros model and applied them to winter wheat, winter rapeseed, and

Table 6.5: Yield effects caused by climate change in exemplary regions of Baden-Wuerttemberg in 2050 important crops. Yield changes are based on ExpertN-Grecos modeling (Knox et al., 2016)

	AER 1	AER 6
Wheat	−9,5 %	−11,9 %
Silage maize	−10,4 %	+0,3 %
Corn	−2,4 %	+0,6 %
Rapeseed	−1,1 %	−6,4 %

maize. The model was used in the research group "Agricultural Landscapes under Global Climate Change - Processes and Feedbacks on a Regional Scale" (FOR1695) of the German Research Foundation (DFG). As climate forcing for ExpertN-Grecos, daily data was used from the model coupling MPI_CLM_rcp85 as part of the ReKliEs-De-ensemble "Regional Climate Projections Ensemble for German" (Hübener et al., 2017). Regarding the temperature signal, MPI_CLM_rcp85 represents a medium scenario out of the "continue-as-before"-family of the ReKliEs-De-ensemble. This sensitivity analysis is performed for crop farming region AER 1 and low mountain region AER 6. Table 6.5 shows the corresponding yield effects caused by climate change in 2050.

6.3 Results

First, we show price developments in bioeconomy scenarios. Second, we present the development of the agricultural sector under the BAU scenario compared to the base year in 2010. We start with the results for Baden-Wuerttemberg as a whole and proceed with the example farms. Third, we present the results of the bioeconomy scenarios compared to the BAU scenario in 2030 and 2050. Again, we start with the aggregated results for Baden-Wuerttemberg and close with the results of the example farms. Forth, the last subsection supplements the results with sensitivity analyses.

6.3.1 Price development in bioeconomy scenarios

Table 6.6 presents the prices for agricultural products in the base year (statistics) and the price changes under bioeconomy scenarios compared to the base year resulting from the iterations between ESIM and TIMES-PanEU. The simulation results for prices generally show increasing trends in agricultural products, which are caused by increasing demand for food products due to population growth and higher income and substitution of food crops with non-food-biomass for the bioeconomy. Some products, however, have declining prices, such as beef and sugar, as a result of assuming market liberalization in the EU in the scenarios. PBC have the highest increase in prices among crops. Price increases in PBC can be explained by high PBC demand for the bioeconomy compared to land supply for PBC in ESIM. The prices for biogas feedstocks in 2050 in BIO_hi scenarios are defined to decrease by 100 %. This is a necessary assumption in EFEM, because silage maize and fodder are produced either as non-tradeable feed for own livestock or as

Table 6.6: Prices for agricultural products in Baden-Wuerttemberg in base year (based on statistic) and modeled price effects of ESIM in different bioeconomy scenarios as base for scenario modeling in EFEM.

	Base year (2010)		BAU		BIO_mid		BIO_hi		BIO_hi+diet	
	Unit	Price	2030	2050	2030	2050	2030	2050	2030	2050
Wheat	[€/dt _{FM}]	15.1	29 %	58 %	27 %	53 %	28 %	54 %	25 %	47 %
Barley	[€/dt _{FM}]	13.6	24 %	55 %	23 %	57 %	25 %	60 %	21 %	49 %
Corn	[€/dt _{FM}]	15.3	-2 %	16 %	-3 %	17 %	-3 %	18 %	-5 %	12 %
Triticale	[€/dt _{FM}]	13.7	31 %	69 %	30 %	73 %	32 %	81 %	27 %	65 %
Oat	[€/dt _{FM}]	14.1	-29 %	-17 %	-31 %	-18 %	-30 %	-17 %	-32 %	-22 %
Sugar	[€/dt _{FM}]	3.5	-53 %	-53 %	-55 %	-55 %	-55 %	-55 %	-55 %	-56 %
Potatoe	[€/dt _{FM}]	14.7	32 %	18 %	31 %	20 %	38 %	28 %	30 %	12 %
Rape seeds	[€/dt _{FM}]	33.5	16 %	45 %	15 %	56 %	6 %	37 %	5 %	33 %
Soy meal ¹	[€/dt _{FM}]	33.3	22 %	45 %	21 %	45 %	24 %	50 %	20 %	41 %
Silage maize ²	[€/dt _{FM}]	2.8	-5 %	28 %	-4 %	24 %	-2 %	-100 % ³	-6 %	-100 % ³
Fodder ²	[€/dt _{FM}]	2.5	-50 %	-29 %	-48 %	-27 %	-45 %	-100 % ³	-47 %	-100 % ³
Miscanthus	[€/dt _{DM}]	9.6	-8 %	88 %	19 %	94 %	42 %	101 %	39 %	92 %
SRC	[€/dt _{DM}]	11.3	-8 %	88 %	19 %	94 %	42 %	101 %	39 %	92 %
Milk	[€/kg]	0.29	-2 %	-1 %	-2 %	-1 %	-2 %	-2 %	-4 %	-6 %
Beef	[€/kg]	3.31	-30 %	-15 %	-30 %	-15 %	-30 %	-15 %	-33 %	-22 %
Pork	[€/kg]	1.45	13 %	36 %	13 %	37 %	13 %	37 %	8 %	24 %

¹ Only purchase for feed² Price only for sale as biogas substrate³ No biogas production with agricultural feedstocks (Scenario assumption for EFEM)

biogas feedstock for sale. The on-farm use as feed has no sale price and the sale of biogas feedstock is no longer possible in BIO_hi due to scenario assumptions.

6.3.2 Temporal effects in Baden-Wuerttemberg

In the following, the results of BAU scenario in 2030 and 2050 are compared with the base year in order to highlight the temporal effects. Figure 6.3 shows the composition of cultivated areas of arable crops in Baden-Wuerttemberg as a whole and the gross margin per utilized agricultural area (UAA) in the base period and in the BAU scenario in 2030 and 2050. The available agricultural cultivation area decreases because of the expansion of transport infrastructure and settlement areas. The cereal area slightly decreases by 3,000 ha and PBC increases to 61,000 ha until 2030. Sugar beet production almost completely vanishes by 2030 because of the abolishment of EU sugar market protection. The highest absolute area reduction is for silage maize with -27,000 ha (-21 %) and it is mainly driven by a decrease in price of silage maize. The cultivation areas of the other crops also decrease. By 2050, the cultivation area of all crops but PBC is also lower than the area in the base period. This is caused by the substantial expansion of PBC, nearly 150,000 ha. Cereal production decreases the most by -78,000 ha (-15 %). The cultivation areas of oilseeds, corn, and silage maize decrease by 15,000 ha to 21,000 ha compared to the base period. The gross margin declines from 980 €/ha to 836 €/ha in 2030. This is mainly caused by declining prices of important products in Baden-Wuerttemberg (milk, beef, and maize) due to agricultural policy reform related to market liberalization. The modeled price effects until 2050 result in a significant increase in the gross margin to 1,328 €/ha, due to a positive producer price development. The increase in the gross margin occurs despite consideration of the increased cost of machinery and production

supplies. The effects of the scenarios on livestock production are presented in Table 6.7. The

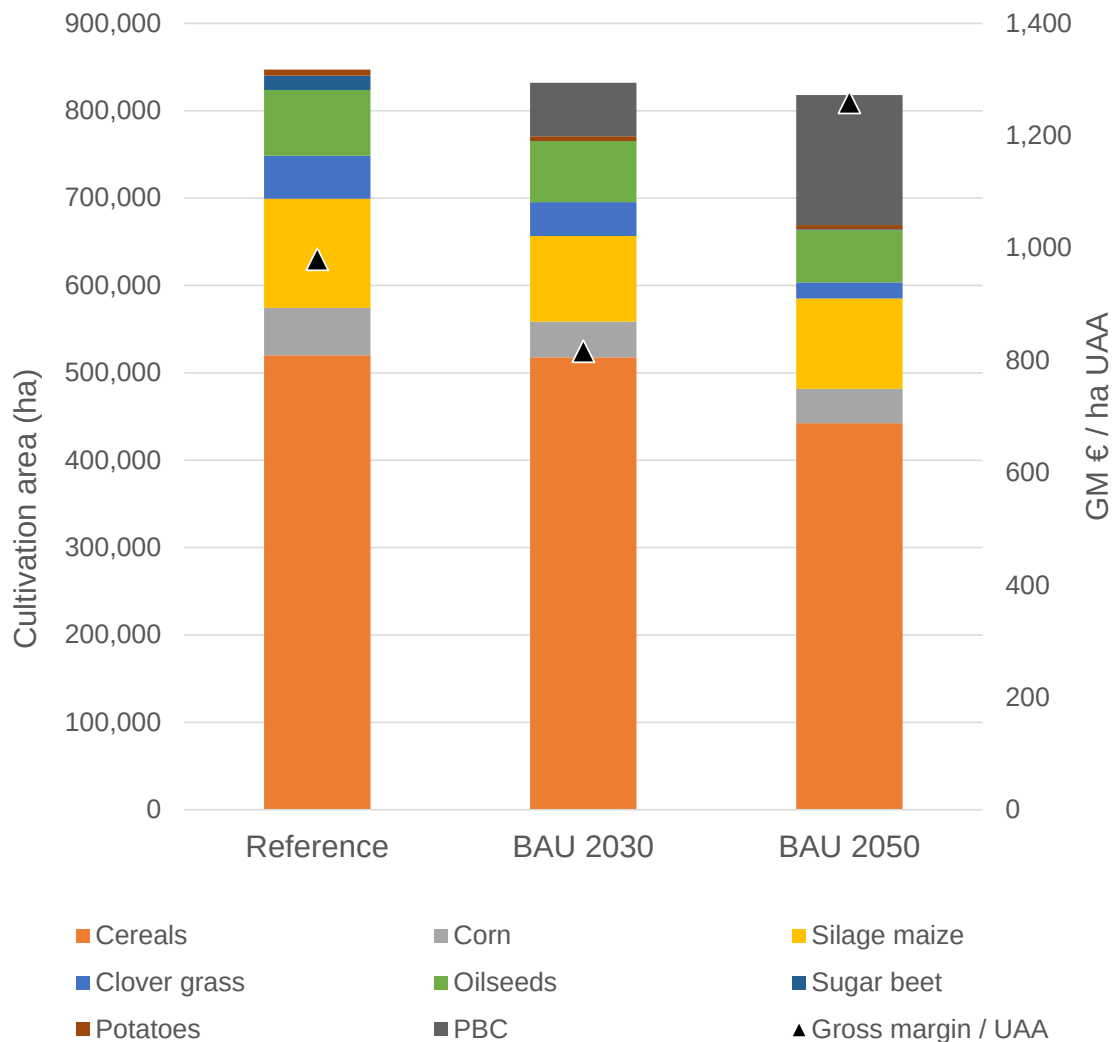


Figure 6.3: Comparison of base year (2010) with BAU (2030 and 2050) in terms of cultivated arable crops and gross margin (GM) per utilized agricultural area (€/ha UAA) at level of Baden-Wuerttemberg

projected decline in the beef price would lead to an almost complete reduction in suckler cow production and bull fattening. The number of dairy cows declines in Baden-Wuerttemberg over time, while milk production is higher than in the base period. In the period between 2030 and 2050, the increasing productivity is overcompensated for by the reduction in the number of milk cows, which results in a slight decrease in overall milk production in 2050 compared to 2030. The number of sows increases until 2030 and then decreases until 2050, because the cost of sow management rises more than the modeled proceeds. The increased productivity in pig farming causes an expansion of pig fattening.

Table 6.7: Comparison of livestock production in the base year 2010 with BAU scenarios in 2030 and 2050

		Base year	BAU 2030	BAU 2050
Produced milk	[1000 t]	2,632	3,066	2,986
Dairy cows	[Places]	375,999	355,719	309,628
Suckler cows	[Places]	52,302	3,744	4,277
Fattening bulls	[Places]	115,521	4,576	7,677
Other cattle	[Places]	261,300	206,950	179,252
Sows	[Places]	248,744	253,475	206,573
Fattening pigs	[Places]	1,166,117	1,226,627	1,390,076

6.3.3 Temporal effects at farm level

Figure 6.4 shows the cultivated agricultural area and the gross margin of the example farms in the base year and in the BAU scenario in 2030 and 2050. All four example farms are characterized by a growth in land endowment and livestock farms of animal capacities, due to structural change and technical progress. The example farms have different adoption strategies of crop rotation to the changed framework conditions over time, which also results in differences in the area-related gross margin. In 2050, all farms except the intensive dairy farm (5DF) cultivate PBC.

The arable farm (1AF) is the only farm that produces sugar beet in the base year, but discontinues production in the BAU scenario, due to the price drop that is caused by the reduced sugar market protection. PBC cultivation replaces the complete sugar beet cultivation and reduces the share of cereal cultivation in the farms' crop rotation in 2030. In 2050, the price development leads to the substitution of corn by silage maize, without changes in the overall crop rotation. The farm cultivates the largest area of PBC with 64 ha and with 28 % of arable land also the largest share in 2050. The area-related gross margin of the arable farm reduces until 2030, which is caused by the price decline in import arable crops like sugar beet and silage maize for biogas production, which cannot be compensated for by the increasing prices of cereals and the expansion of PBC cultivation. The price increase in all major arable crops, especially the high increase of PBC by 2050, lead to an increase in the gross margin of almost 50 %.

The extensive dairy farm in the Black Forest (AER 3) does not significantly change the crop rotation until 2030. In 2050, the farm reduces clover grass production and hence the high share of forage crops (silage maize and clover grass) in the crop rotation decreases from 55 % to 39 % compared to the base period. Clover grass area is substituted by cereals and corn, and the cultivation of PBC is expanded to 5 %. Unfavorable production conditions for PBC in this region prevent further expansion. The considered price and yield developments result in a part substitution of clover grass for cereals in the feed composition for dairy cows. By 2050, the gross margin is 20 % below the base year scenario. This farm suffers from the negative price developments on the beef market. Furthermore, it is only able to cultivate a small area of PBC and benefit only slightly from the PBC upsurge. The extensive dairy production is also sensitive to price changes in milk, because the farm cannot sufficiently compensate for the price decline in milk by increased productivity.

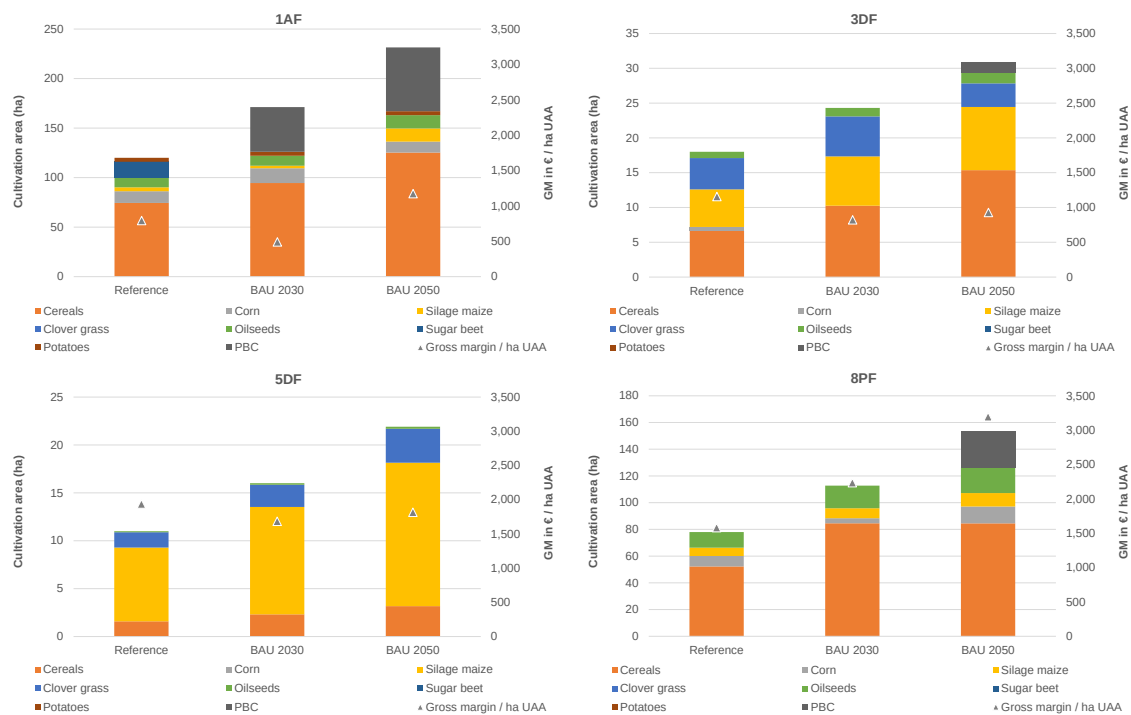


Figure 6.4: Comparison of cultivation area and area-related gross margin (GM) of exemplary farms between base year scenario (2010) and BAU scenario in 2030 and 2050

The intensive dairy farm in AER 5 (5DF) uses about 85 % of its arable land to produce forage and the rest for cereal production. The farm expands the crop areas in the BAU scenario without changing the composition. It has the highest gross margin per ha in the base year, decreasing by 6 % until 2050 to the second highest value. However, the margin in 2050 is smaller than in reference. The decrease in the gross margin is similar to the extensive dairy farm, mainly driven by the unfavorable development of the price for beef and milk.

Like the dairy farms, the pig farm in AER 8 (8PF) does not cultivate PBC in 2030. However, the farm expands the cereal production while lowering the share of maize production. This effect is caused by increased comparative advantages of cereals, due to a price decrease for maize (corn and silage maize). By 2050, the farm cultivates PBC on 18 % of its arable land, mainly at the expense of cereal production. The pig farm has a lower area-related gross margin than the intensive dairy farm in the base year, but it can double the gross margin by 2050 because of a strong increase in the profitability of pork production due to the price increase in pork and a relatively high productivity increase. As a result, the farm has the highest area-related gross margin of the example farms (3,195 €/ha).

6.3.4 Impacts of the bioeconomy scenarios on agriculture in Baden-Wuerttemberg

6.3.4.1 Changes in arable crop area and gross margin in Baden-Wuerttemberg

The impacts of the bioeconomy scenarios on the cultivation area of the main agricultural crops and the gross margin at Baden-Wuerttemberg level is presented in Figure 6.5. The biggest effect is caused by the expansion of PBC cultivation in most scenarios. This expansion comprises 60,000 in the BIO_mid 2030 scenario and increases to almost 90,000 ha in the BIO_hi 2030 scenarios compared to BAU. The comparatively large price increase in PBC by 2050 leads to an expansion up to the maximum cultivation limit of PBC of almost 150,000 ha in all scenarios. This corresponds to 19 % of arable land in Baden-Wuerttemberg and is hence in accordance with ESIM results for Germany that simulate between 16 % and 26 % depending on scenario in 2050. This expansion replaces at most about 60,000 ha of cereal production in the BIO_hi scenario, which is the largest absolute decline in the different crops. Maize and oilseed cultivation areas also decrease with a more expanded bioeconomy until 2030, whereas the change in diet has no significant effect on arable crop areas. The permanent grassland plays, alongside arable land, a major role in the agricultural production of Baden-Wuerttemberg, but is distinguished by the assumed ban on ploughing and hence the limited usage options (feed and biogas feedstock). This characteristic results in the non-use of 15 % of the grassland in Baden-Wuerttemberg in 2050. This grassland is not in use, due to the productivity increase in livestock production and the decline in cattle production together with no other profitable utilization option. In general, the area-related gross margin increases with a more expanded bioeconomy, up to 9 % in BIO_hi at Baden-Wuerttemberg state level in 2030. By 2050, the gross margin increases by almost 2 % in BIO_mid compared to BAU, because the increased use of biomass for energy and materials causes higher prices for most agricultural products. The discontinued use of agricultural biomass for biogas and 1G biofuels in BIO_hi lead to a decline in rapeseed and silage maize prices, which reduces the gross margin by almost 2 %. With a change in diet (BIO_hi+diet), the gross margin decreases because the increase in prices of major agricultural crops is offset by the price-reducing effects of the change in meat consumption and the area-related profitability decreases by 14 % compared to the BAU.

6.3.4.2 PBC cultivation in AER

The cultivation area of PBC varies strongly between the different regions (Figure 6.6). The focus of miscanthus cultivation is in fertile agricultural regions such as AER 1. The cultivation of SRC cannot compete in such regions. SRC cultivation, however, is more competitive in regions with less favorable arable production conditions, which explains the higher cultivation area of SRC in AER 3, AER 5, and AER 6. In the BAU scenario, the area for PBC ranges from no cultivation in the Swabian Alps (AER 4) to over 50,000 ha in the center of Baden-Wuerttemberg (AER 1) in 2050, which corresponds to 28 % of arable land. AER 6, on the other hand, cultivates PBC on more than 35,000 ha. AER 4 has no cultivation of PBC due to restrictive environmental and

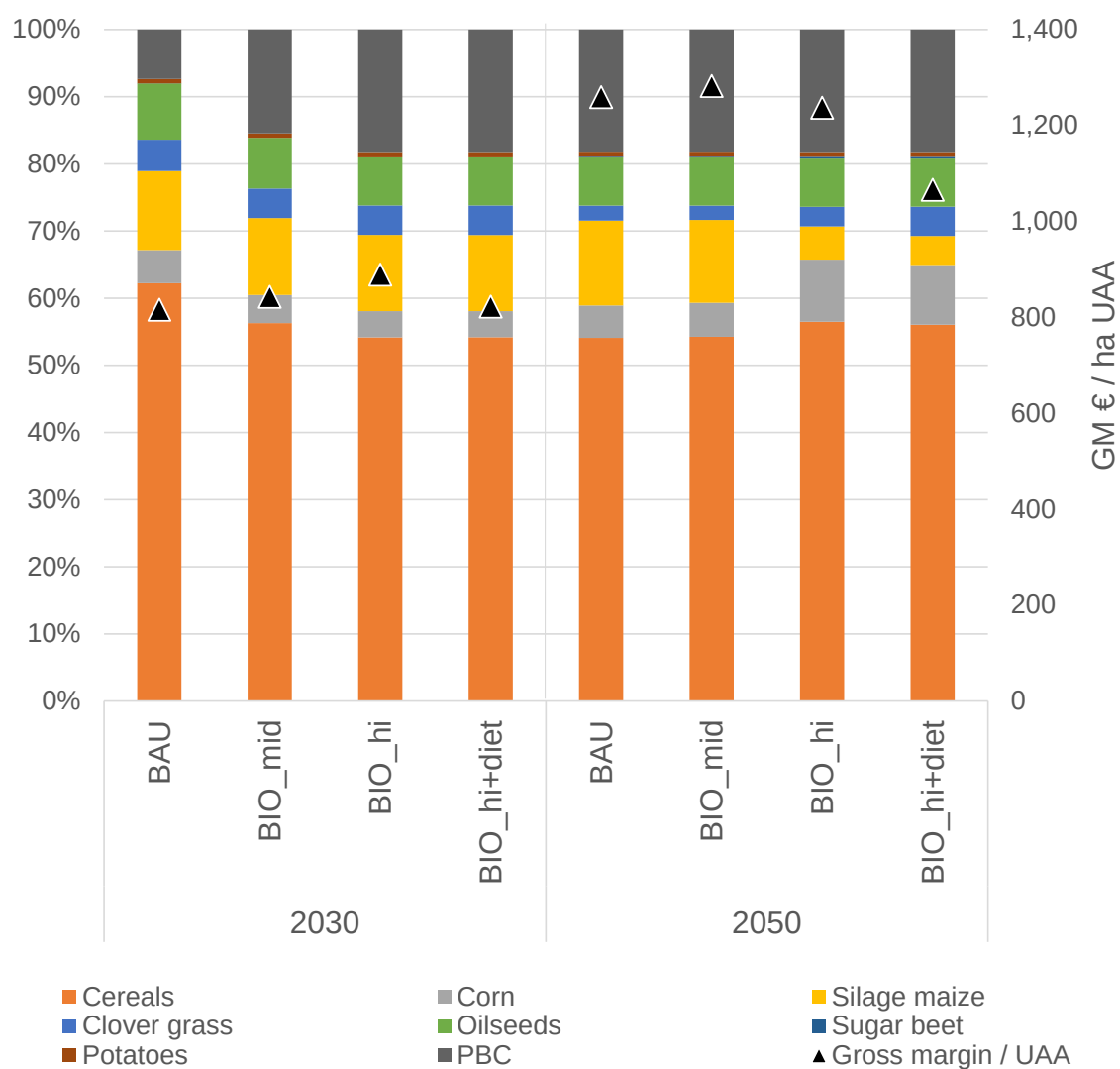


Figure 6.5: Impacts of the bioeconomy scenarios on arable crop areas and gross margin (GM) per utilized agricultural area (UAA) in Baden-Wuerttemberg

climate limitations. AER 3 and AER 5 show small absolute and relative PBC cultivation areas in

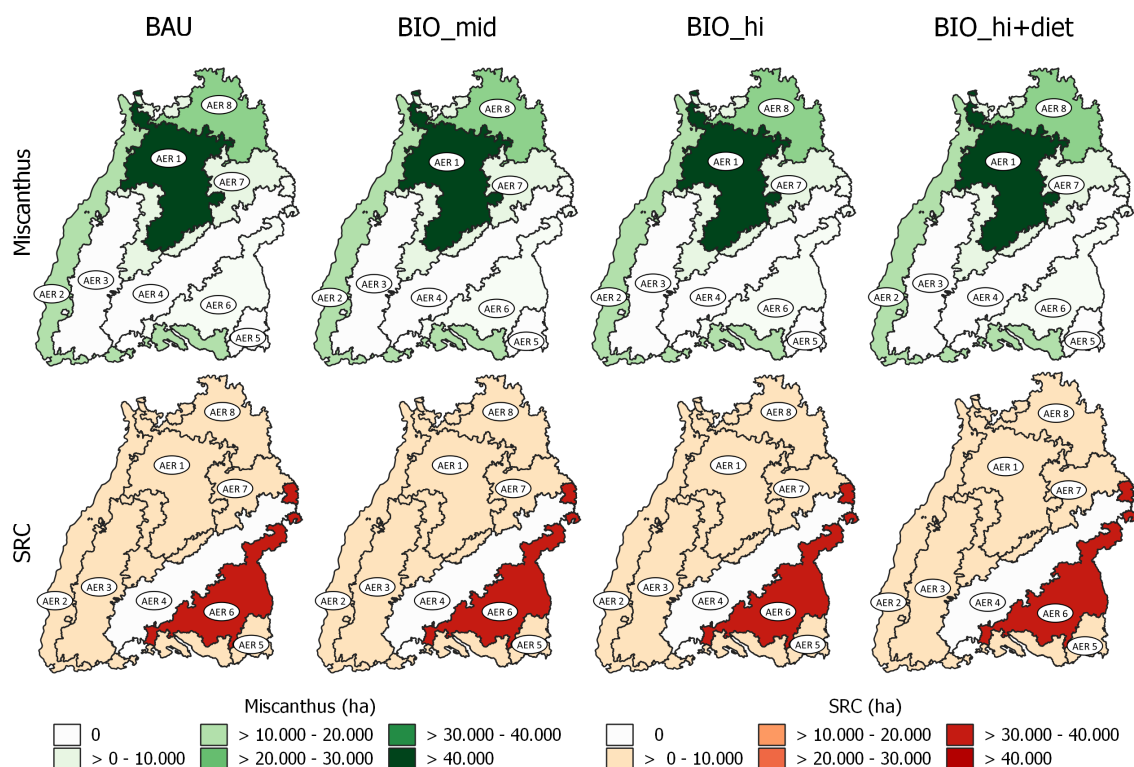


Figure 6.6: Cultivation area of miscanthus and SRC in 2050 per scenario and region (AER) in hectare

Baden-Wuerttemberg over all scenarios. These regions have a relatively low endowment of arable land that could be cultivated for PBC, due to unfavorable productions conditions. This limits the possible maximum cultivation area. Furthermore, livestock farms in these regions are strong competitors for PBC and therefore most of the land is used for feed production.

At Baden-Wuerttemberg level, the non-use of agricultural biomass for biogas in BIO_hi strongly affects land use for the production of agricultural biomass for solely energetic and material use (silage maize for biogas and PBC), which decreases from 27 % in BAU to 18 %. The silage maize is mainly substituted by corn in fertile arable cropping regions such as AER 1 and tends to be replaced more frequently by cereal production in marginal regions (such as AER 5).

6.3.4.3 Effects of bioeconomy scenarios at farm level

Figure 6.7 shows the impacts of the BAU as well as the bioeconomy scenarios on the crop cultivation and area-related gross margin of the different example farms. All farms have in common a reduced area-related gross margin in the scenario with the changed diet (BIO_hi+diet), which is around 10 % for the arable farm and both dairy farms, but the different farm characteristic also caused different adoption strategies.

The **arable farm (1AF)** has no significant change in crop rotation in 2030. The PBC cultivation area does not change between the bioeconomy scenarios, because the cultivation is already very competitive with other crops due to the comparatively low price in the BAU scenario. In 2050, the farm only reduces the cultivation of silage maize in BIO_hi scenarios due to the banned use of agricultural biomass for biogas production. The farm uses the released area to expand corn production. The arable farm benefits the most, in relative terms, from the expanding bioeconomy. The gross margin increases by up to 4 % in BIO_mid and 3 % in BIO_hi compared to BAU in 2050. Although the farm has no livestock production, the gross margin also declines in BIO_hi+diet. This is because the changed diet also leads to declining feed prices. However, the effect is less pronounced than for livestock products and therefore the decline in the gross margin is the smallest of the example farms at -9 %.

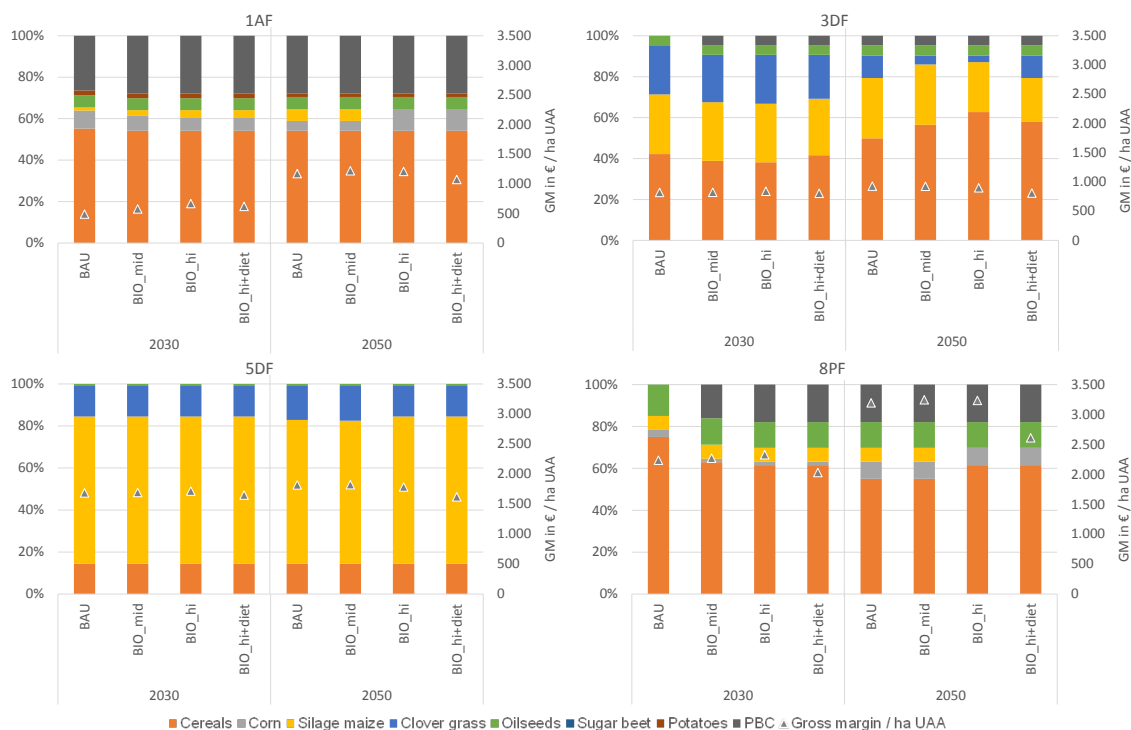


Figure 6.7: Impacts of the bioeconomy scenarios on cultivated arable crops and gross margin (GM) per utilized agricultural area (UAA) of example farms (1AF: Arable farm; 3DF: Extensive dairy farm; 5DF: Intensive dairy farm; 8PF: Pig farm)

The **extensive dairy farm (3DF)** has no significant change in gross margin in 2030 and in 2050, the expanding bioeconomy has a slightly negative impact on profitability, as the gross margin declines by 3 % in BIO_hi. The small expansion of PBC does not compensate for the higher feed costs for the farm, but the price developments change the comparative advantage of crops in the feed mix of dairy cows. Therefore, with an increased bioeconomy the farm substitutes clover grass by cereal and switch back in BIO_hi+diet. The gross margin in this scenario is additionally 10 % lower than in the scenario without a change in diet.

The **intensive dairy farm (5DF)** does not change production on arable land, which highlights that dairy production is the most profitable production, regardless of the scenario. The farm uses the entire arable land for feed production and the milk price significantly changes only in the BIO_hi+diet scenario. Therefore, the gross margin is significantly lower only in the scenario with changed diet with -4 % in 2030 and -9 % in 2050.

The **pig farm (8PF)** benefits from the positive market developments in pork and, in contrast to the dairy farms, is able to profit from PBC cultivation due to the high endowment of arable land. The pig farm cultivates PBC in all bioeconomy scenarios in 2030. PBC prices reach a competitive level at higher prices than in BAU scenario, which differs from the arable farm. In 2050, the farm produces cereals on the arable land on which silage maize was grown as feedstock for biogas. The area-related gross margin of the pig farm increases by around 1,5 % in the bioeconomy scenarios and at -19 % has the highest decline due to changed diet. However, it is still the highest of the example farms.

6.3.5 Sensitivity analyses

6.3.5.1 Effects of cultivation of PBC on grassland

In the following, we compare the results with and without PBC cultivation on grassland in 2050 in order to analyze a possible change in the policy framework. The cultivation area of PBC on grassland does not differ between the scenarios and is 76,000 ha in Baden-Wuerttemberg (Table 6.8). The utilization of grassland shows no significant difference between BAU and BIO_mid. In both scenarios, there would still be 8 % unused grassland, because the cultivation could not be unreservedly expanded due to ecological and environmental limitations. In both BIO_hi scenarios, however, the utilization of grassland to produce biogas feedstock is not an option anymore and therefore the share of unused grassland increases to 23 %. In the scenarios in which PBC cultivation is allowed on grassland, the overall PBC cultivation area shows no difference between the bioeconomy scenarios. Because of the high comparative advantage to the other usage of grassland, the farms cultivate PBC already in the BAU scenario at the upper cultivation limit. Hence, the share of unused grassland in BIO_mid decreases to the same level (8 %), whereas in BIO_hi the share of PBC cultivation decreases to 15 % of overall grassland. The production of grassland silage for biogas decreases by around 12 % and 8 % for feed production in BAU and BIO_mid at Baden-Wuerttemberg level through expanded cultivation of PBC. The reduction of feed production in both BIO_hi scenarios decreases by 10 %. In all regions, the cultivation option of PCB on grassland leads to a significant reduction in forage production. The results are particularly interesting in regions with intensive dairy farming (AER 5), intensive livestock production (AER 6), and the mixed farming region (AER 8). These regions are characterized by a high competition for grassland by cattle farming and they have (almost) no unused grassland even without cultivation of PBC on grassland. If, however, PBC cultivation is allowed on grassland, those regions cultivate PBC on a significant area of grassland (29 % - 45 %). Despite this increase in competition for grassland, livestock farming is not reduced. The farms in these regions increase the intensity of grassland production and purchase more feed to compensate for grassland area now used for PCB. Other regions (like AER 3 and AER 7) still have, despite the cultivation of PBC on grassland, a comparatively high share of unused grassland (>10 %). These regions have a relatively high endowment of marginal grassland, where the cultivation of biogas feedstock or PBC does not cover costs or is not possible due to production conditions respectively. The gross margin increases by 6 % in BAU and BIO_mid and by 7 % through the PBC cultivation on grassland. AER 5 could benefit the most from the PBC cultivation on grassland and increase the gross margin by almost 30 %, due to the intensification of grassland use.

6.3.5.2 Effects of a reduced PBC price

The sensitivity analysis (Figure 6.8) shows that lower PBC prices first affect SRC cultivation. Miscanthus has a higher gross margin than SRC and is therefore less sensitive to price declines. With a price reduction of 40 %, the area of miscanthus decreases as well. With a 20 % reduction in PBC

Table 6.8: Comparison of use of grassland (ha) of different bioeconomy scenarios with and without cultivation of PBC on grassland per AER and Baden-Wuerttemberg (BW) in 2050

AER	Grassland use	No PBC on grassland				PBC on grassland			
		BAU	BIO_mid	BIO_hi	BIO_hi+diet	BAU	BIO_mid	BIO_hi	BIO_hi+diet
1	Feed	13,828	13,808	19,387	19,037	11,708	11,680	17,262	17,194
	PBC	0	0	0	0	7,175	7,175	7,175	7,175
	Biogas	15,530	15,530	0	0	13,533	13,533	0	0
	Unused	6,803	6,822	16,773	17,123	3,745	3,772	11,723	11,791
2	Feed	15,291	15,020	19,999	19,476	15,228	15,000	19,967	19,439
	PBC	0	0	0	0	5,135	5,135	5,135	5,135
	Biogas	12,301	12,301	0	0	11,177	11,177	0	0
	Unused	7,561	7,832	15,155	15,678	3,614	3,842	10,052	10,579
3	Feed	46,079	45,597	57,637	56,909	43,079	42,554	55,195	55,132
	PBC	0	0	0	0	5,322	5,322	5,322	5,322
	Biogas	12,895	12,895	0	0	12,895	12,895	0	0
	Unused	10,727	11,209	12,065	12,793	8,406	8,931	9,185	9,248
4	Feed	52,446	52,446	69,928	69,851	50,482	50,482	67,967	67,894
	PBC	0	0	0	0	3,002	3,002	3,002	3,002
	Biogas	24,453	24,453	0	0	24,043	24,043	0	0
	Unused	8,284	8,284	15,255	15,332	7,657	7,657	14,214	14,288
5	Feed	28,128	28,128	29,824	30,139	17,441	17,419	18,199	18,199
	PBC	0	0	0	0	14,872	14,872	14,872	14,872
	Biogas	4,943	4,943	0	0	758	780	0	0
	Unused	0	0	3,247	2,931	0	0	0	0
6	Feed	46,143	46,274	55,684	55,896	35,944	36,014	40,930	40,934
	PBC	0	0	0	0	20,374	20,374	20,374	20,374
	Biogas	8,847	8,786	0	0	5,239	5,239	0	0
	Unused	7,791	7,721	7,097	6,885	1,224	1,154	1,477	1,473
7	Feed	38,247	39,377	45,071	44,861	35,772	37,148	42,226	42,042
	PBC	0	0	0	0	12,817	12,817	12,817	12,817
	Biogas	13,252	13,252	0	0	12,551	12,330	0	0
	Unused	19,223	18,093	25,650	25,860	9,582	8,427	15,679	15,863
8	Feed	19,350	19,475	24,512	24,559	14,659	14,659	18,808	18,808
	PBC	0	0	0	0	7,914	7,914	7,914	7,914
	Biogas	4,258	4,258	0	0	4,258	4,258	0	0
	Unused	3,748	3,623	2,843	2,796	525	525	633	633
BW	Feed	259,512	260,126	322,042	320,729	224,312	224,956	280,554	279,643
	PBC	0	0	0	0	76,610	76,610	76,610	76,610
	Biogas	96,478	96,417	0	0	84,454	84,255	0	0
	Unused	64,139	63,586	98,086	99,400	34,753	34,308	62,964	63,875

price, the production of PBC reduces by 25 % in BAU and slightly in BIO_hi. At 60 % lower prices, the cultivation of PBC completely vanishes in all scenarios. The major part of the substitution of the PBC area is done by cereal production (around 73 %) and additionally by oilseed production (9 %), which both vary only little between the scenarios. The remaining area is used to expand the cultivation area of corn and silage maize.

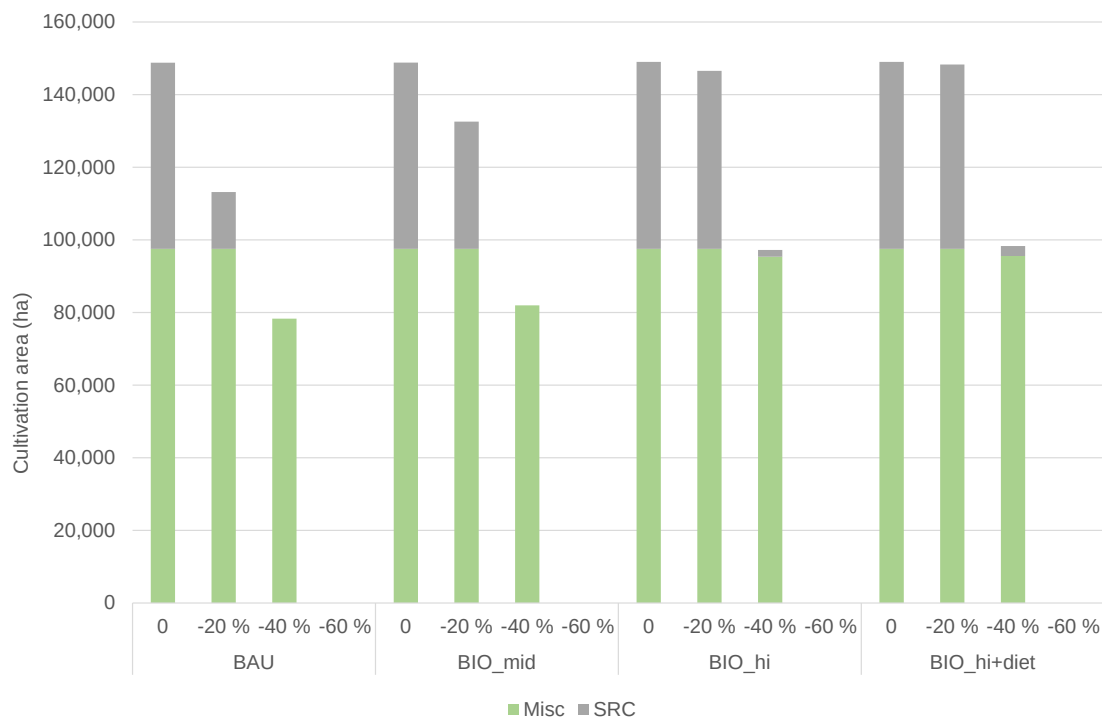


Figure 6.8: Effects of a reduced PBC price on miscanthus and SRC cultivation in Baden-Wuerttemberg per bioeconomy scenario in 2050

6.3.5.3 Effects of climate change based yield changes

In the following we present the effects of climate change on yields for the fertile cropping region AER 1 and the low mountain region AER 6. In order to show the maximum effect, we compare the climate change sensitivity for the BAU and BIO_hi scenario.

In general, the considered climate change scenarios have a negative impact on the gross margin in both regions, whereas the decline increases over time. However, it has no effect on the PBC cultivation area, because its comparative advantage remains. In the BAU scenario, AER 6, the loss in gross margin is lower (−4 %) than in AER 1 with −6 % in 2050. The stronger decline in cereal and rapeseed yields in AER 6 is overcompensated for by the slight increase in maize yields. Despite the different comparative effects, the gross margin decreases at the same level in the BIO_hi scenario in both regions, because silage maize production as a biogas feedstock is not possible in that scenario.

The considered climate change scenarios have different effects on the two examined regions (AER 1 and AER 6). In AER 1, the biggest effect of the considered climate change can be observed on the cultivation of silage maize. This effect has to be distinguished between biogas feedstock and feed. The declining yield of silage maize as biogas feedstock reduces the comparative advantage, which results in a smaller cultivation area. The cultivation of silage maize for feed, however, increases because livestock farming has a comparative advantage to other crop production. As a result, more maize cultivation is required in order to produce the necessary feed. Wheat has a robust comparative advantage in this region due to the high yield level and therefore the considered yield decline is not big enough to nullify it.

In AER 6, the considered climate change effects slightly increase the yields of corn and silage maize production, while the yield of wheat significantly decreases. This results in the 18 % increase in the maize cultivation area in the BAU scenario. The abolished use of silage maize as a biogas substrate in the BIO_hi scenario and the different price ratio results in no change in crop rotation between the climate change scenario and the reference.

6.4 Discussion

6.4.1 General impacts of modeled scenarios

The results of this study highlight that the transition of a fossil-based economy to a bio-based economy can cause different impacts on agricultural production in different regions, and can even contradict within sub-regions or and/or between farm typologies. This characteristic coincides with results of other studies that use a model linkage at different aggregation levels (Offermann et al., 2015). The model results of EFEM show a general increase in the gross margin of farms in Baden-Württemberg over time and due to the expansion of the bioeconomy sector. However, there are winners and losers of this development. The results indicate that the marginal agricultural regions will not benefit from an expanding bioeconomy, which will thus further increase the economic disadvantage compared to highly productive locations and furthermore increase the structural change in those regions. If this is not politically or socially desired, agricultural subsidies have to be adopted accordingly.

We compared our results with findings by Offermann et al. (2018) in order to validate our simulations. The comparison shows only a small deviation between baseline/BAU scenarios of both studies. However, the effects of the abolishment of market protection for beef and sugar beet differ between the studies. The less favorable production conditions of beef and sugar beet in Baden-Wuerttemberg lead to a stronger reduction in production in our modeling with EFEM. In agreement with Banse et al. (2016) the modeled production shift shows similar impacts on the structures of the agricultural production in specific bioeconomy scenarios. The results of their impact assessment of a bioeconomy implementation show a rising cultivation area of cereals, while the cultivation area of the other arable crops decreases by 2025, which is in accordance with our results of the bioeconomy scenarios in 2030.

The modeled impacts are driven by several factors, however, which are not all caused by the direct development of the bioeconomy. The reduced availability of arable land leads to an overall decline in biomass production and consequently intensifies the competition amongst agricultural activities. This effect is particularly crucial in both Baden-Wuerttemberg and Germany in general, as there is no significant fallow land that could be used to increase the available cultivation area.

6.4.2 PBC adoption

The assumed framework conditions of the bioeconomy sector in the different scenarios lead to a general expansion of PBC on arable land by substituting other agricultural crops. The sensitivity analysis of the PBC prices shows a high elasticity of the cultivation area in Baden-Wuerttemberg, as the cultivation declines by 25 % based on a 20 % decrease. This shows the importance of determining the base price. However, the assumed base price of PBC that is derived from heat values also seems appropriate, as the use of biomass for materials has to compete with its energy use, especially with the desired goal of reducing use of fossil resources. This also shows the need to improve existing new lignocellulosic value chains and to develop new ones (Dahmen et al., 2019). Furthermore, our results are mainly driven by farm profitability from price developments in bioeconomy scenarios. However, the expansion of PBC can also trigger a resistance in society, similar to the resistance against the regionally widespread cultivation of silage maize as biogas feedstock in Germany. Therefore, the acceptance of the local as well as regional population should be examined before wide political promotion.

6.4.3 Impacts of climate change and technological progress

Technological progress counterparts the declining cultivation area. Nevertheless, it is uncertain that this development will continue like this, especially in view of climate change. Regarding the latter, the assessed effects in model calculations of climate change indicate, in particular, a change in the comparative advantages of crops within and between regions. This is likely to affect the optimal crop rotation and therefore change the agricultural production. The general development, however, results in a decline of farms' gross margins. Wolf et al. (2015) argue that the combination of change with technologies and management adaptations lead to no significant effect on farms' profitability in central Europe. Such adoption strategies are not integrated in EFEM so far, but should be considered in any future modeling that assesses climate change related scenario.

6.4.4 Use of grassland

Grassland results show a high unused technical potential of biomass in Baden-Wuerttemberg, which could be used within bioeconomic value added chains. The cultivation of PBC on grassland, however, shows significant regional differences. On the one hand, regions with a high share of unused grassland cultivate PBC without changing the production. For these regions, the implementation of PBC with a special focus on marginal land could be useful (Wagner et al., 2019).

On the other hand, regions with an already intensive grassland utilization further increase this intensity of utilization. The maximum cultivation area of PBC is in accordance with the identified suitable land availability for PBC of Aust et al. (2014). Beside PBC cultivation, the unused grassland could also be a potential biomass feedstock for biorefineries and, in this way, used for new value chains in the bioeconomy (Mandl, 2010). However, biomass resources with a high water content in the harvested product have relatively high transport costs, which therefore must be given a particular consideration (Zhang et al., 2018). In accordance with other studies, the decreasing use of grassland in marginal regions seems likely due to the decreased competitiveness of cattle farming in those regions (Ketzer et al., 2017). If no new profitable value chains for grassland as feedstock will be developed, non-use will result in a succession that converts grassland to forest. This forest could also be used as lignocellulosic feedstock in the bioeconomy in the long term, but this conversion seems largely undesirable, because grassland, especially extensively used grassland, has a comparatively high ecological performance (Öckinger et al., 2006). In general, appropriate subsidies and a certain policy framework must be provided, if the intensive grassland should be preserved from intensification through expanded biomass production and extensive grassland from succession based on non-use.

6.4.5 Silage maize as biogas feedstock

Biogas production is an important consumer of agricultural biomass in Baden-Wuerttemberg, but the demand greatly depends on political subsidies, due to comparatively high feedstock costs. However, the political environment regarding agricultural biogas production seems largely unpromising and the sector is already shifting towards flexible demand-driven production. Additionally, high value production seems the appropriate developing path of biogas use (Bahrs and Angenendt, 2019). Both will result in a smaller demand for agricultural biogas feedstock and the redundant area could be used for other food and feed. The effect on the profitability of the farms will depend on whether they are able to compensate for the reduced demand with a higher product price for the particular products.

6.4.6 Change in diet

Another core parameter in the transition from a fossil-based economy to a bio-based economy is the declining consumption of resources in industrialized countries (Hedenus et al., 2014). A change in diet of the population in western countries is one part of this reduction. However, at Baden-Wuerttemberg level the effect of the resulting price development of livestock and plant products has far less of an effect on livestock production than the price development over time in the baseline. However, the change in diet will reduce the import of livestock products, because Baden-Wuerttemberg has a relatively low level of self-sufficiency of around 55 % for livestock products (except poultry <20 %) in 2016 (LEL, 2017). Nevertheless, the profitability of the intensive livestock farms is significantly diminishing due to the price development of the change in diet.

6.4.7 General limitations of the model approach

Economic models are always based on a simplified representation of reality. Additionally, the complexity of the development of the bioeconomy is high. For this reason, the results of this study also show some limitations.

Although the important crops are integrated, crop residues as feedstock are not considered, because they are not implemented in the model linkage of ESIM and TIMES-PanEU. However, this biomass has some potential in Baden-Wuerttemberg (Petig et al., 2019). New crops, such as PBC, are lacking regionally differentiated yield data. The implementation therefore depends on expert opinion rather the yield statistics that are often based on a few field trials. More detailed production data of PBC could help to improve the spatially differentiated implementation in EFEM. The assumed technical progress of considered crops is a suitable assumption as presented in the method section, but might also reach a biological yield limit. This justifies a separate analysis in the context of bioeconomy in the future, but has so far been omitted in order to maintain consistency with ESIM.

Another limitation consists of the missing logistic assessment of the production of PBC and biogas substrates. Logistics has a strong impact on profitability of production, especially for regions with poor transport links, because transportation costs in biomass value chains account for a large share of total biomass costs (Ba et al., 2016). However, the number of potential plants (e.g. biorefinery) is quite low compared to the number of farms, which would selectively affect the farms results of EFEM. This would strongly distort the extrapolation to regional results and is therefore not directly implemented in EFEM. For biogas, however, survey data allows for a spatial differentiation, but for PBC there is no such data.

Structural changes in the agricultural sector may be accelerated or slowed by future policy changes, especially to the CAP (Common Agricultural Policy of the EU). Although, linear regression of structural changes is a suitable assumption as presented in the method section, future changes in policy framework may result in major changes.

6.4.8 Summary and future research implications

This study assessed the impacts of future bioeconomy scenarios at farm level in the German federal state of Baden-Wuerttemberg by downscaling agricultural market data at EU and country level. In this approach, the results of the agricultural sector model ESIM and the energy sector model TIMES-PanEU were downscaled to the farm model EFEM. PBC cultivation shows a high competitiveness in all regions and the general development shows an increasing profitability in agricultural production in Baden-Wuerttemberg. However, results show contrasting effects at regional level and for the different production foci of farms. Regions with pronounced cattle farming activities and marginal regions will not profit from the overall growth of the bioeconomy. By contrast, fertile regions with a focus on arable farming not only profit from the expansion of PBC, but also from the market development of other cash crops. This effect can also be seen at farm

level. The arable farm profits from development and dairy farms suffer economic losses. This is accompanied by increased competition in already intensive regions on the one hand, and on the other hand, marginal locations and extensive production systems suffer economic losses.

For future research, an assessment of the general development of bioeconomy scenarios with decentralized biorefineries may be interesting, because it could depict a regionally localized demand for the specific agricultural biomass of biorefineries. Feedstock provision and the transportation cost of such biorefineries will probably have additional effects on regional biomass prices and therefore affect regional production. Furthermore, a holistic assessment of ecological impacts due to the change in production pattern should be performed. This includes effects not only on soil, water, and biodiversity, but also on GHG emissions, especially when conversion from grassland to arable is allowed. A combined cultivation system of food crops and PBC could help to reduce negative ecological effects like fertilizer run-off or biodiversity loss due to an intensification of agricultural production (Acharya and Blanco-Canqui, 2018; Ferrarini et al., 2017; Jørgensen, 2011). Finally, an assessment of policy support measures with a specific focus on less competitive marginal regions and extensive production systems may bring some interesting insights in order to determine the economic effort to preserve ecologically beneficial production systems.

Acknowledgments

This work was supported by grants from the Ministry of Science, Research, and the Arts of Baden-Wuerttemberg Az 7533-10-5-96, 7533-10-5-114, 7533-10-5-117, and 7533-10-5-118. The authors also thank all members of Competence Network Modeling the Bioeconomy from the Bioeconomy Research Program Baden-Wuerttemberg for the intensive discussions in which the scenarios were developed.

References

- Acharya, B. S. and H. Blanco-Canqui (2018). "Lignocellulosic-based bioenergy and water quality parameters: a review". In: *GCB Bioenergy* 10.8, pp. 504–533. DOI: 10.1111/gcbb.12508.
- Alexandratos, N. and J. Bruinsma (2012). *World Agriculture towards 2030/2050: The 2012 revision. ESA working paper No. 12-03*. URL: <http://www.fao.org/docrep/016/ap106e/ap106e.pdf>.
- Angulo, C., R. RÖTTER, R. Lock, A. Enders, S. Fronzek, and F. Ewert (2013). "Implication of crop model calibration strategies for assessing regional impacts of climate change in Europe". In: *Agricultural and Forest Meteorology* 170, pp. 32–46. DOI: 10.1016/j.agrformet.2012.11.017. URL: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84872934055&doi=10.1016%2Fj.agrformet.2012.11.017&partnerID=40&md5=461db5f8d43e41953afe24d173d1cf88>.
- Aust, C., J. Schweier, F. Brodbeck, U. H. Sauter, G. Becker, and J. Schnitzler (2014). "Land availability and potential biomass production with poplar and willow short rotation coppices in Germany". In: *GCB Bioenergy* 6.5, pp. 521–533. DOI: 10.1111/gcbb.12083.

- Ba, B. H., C. Prins, and C. Prodhon (2016). "Models for optimization and performance evaluation of biomass supply chains: An Operations Research perspective". In: *Renewable Energy* 87, pp. 977–989. DOI: 10.1016/j.renene.2015.07.045.
- Bahrs, E. and E. Angenendt (2019). "Status quo and perspectives of biogas production for energy and material utilization". In: *GCB Bioenergy* 11.1, pp. 9–20. DOI: 10.1111/gcbb.12548.
- Banse, M., N. Janzen, F. Junker, P. Kreins, F. Offermann, P. Salamon, and H. Weimar (2016). *Modelling the Bioeconomy: Linkages between Agricultural, Wood and Energy Markets*. Braunschweig. URL: http://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn056932.pdf.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) (2018). *LfL-Deckungsbeiträge und Kalkulationsdaten - Chinaschilf (Miscanthus)*. URL: <https://www.stmelf.bayern.de/idb/miscanthus.html>.
- Bell, J., L. Paula, T. Dodd, S. Németh, C. Nanou, V. Mega, and P. Campos (2018). "EU ambition to build the world's leading bioeconomy-Uncertain times demand innovative and sustainable solutions". In: *New biotechnology* 40.Pt A, pp. 25–30. DOI: 10.1016/j.nbt.2017.06.010.
- Blesl, M., T. Kober, R. Kuder, and D. Bruchof (2012). "Implications of different climate protection regimes for the EU-27 and its member states through 2050". In: *Climate Policy* 12.3, pp. 301–319. DOI: 10.1080/14693062.2011.637815.
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMEL) (2016). *Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland: Jahrbuch 2016*. 60. Jahrgang. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag GmbH. ISBN: 978-3-7843-5437-8. URL: <https://www.statistik-bw.de/Landwirtschaft/Agrarstruktur/Betriebe-LFGK.jsp>.
- Bundesregierung (2017). *Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz - EEG): EEG 2017*.
- Centrales Agrar-Rohstoff Marketing- und Energie-Netzwerk e.V. (C.A.R.M.E.N.) (2018). *Preisentwicklung bei Waldhackschnitzeln - Jahresmittelwerte (Price development of forrest wood chips - Annual averages)*. URL: <https://www.carmen-ev.de/infothek/preisindizes/hackschnitzel/jahresmittelwerte/226-preisentwicklung-bei-waldhackschnitzeln-jahresmittelwerte>.
- Choi, H. S., H. Grethe, S. K. Entenmann, M. Wiesmeth, M. Blesl, and M. Wagner (2019). "Potential trade-offs of employing perennial biomass crops for the bioeconomy in the EU by 2050: Impacts on agricultural markets in the EU and the world". In: *GCB Bioenergy* 11.3, pp. 483–504. DOI: 10.1111/gcbb.12596.
- Commission Directorate-General for Agriculture and Rural Development (DG AGRI) (2017). *Agricultural markets and prices*. URL: https://ec.europa.eu/agriculture/markets-and-prices_en.
- Cordts, A., S. Nitzko, A. Spiller, A. Cordts, S. Nitzko, and A. Spiller (2014). "Consumer response to negative information on meat consumption in Germany". In: *International Food and Agribusiness Management Review* 17.A, pp. 83–106.
- D'Amato, D., N. Droste, B. Allen, M. Kettunen, K. Lähtinen, J. Korhonen, P. Leskinen, B. D. Matthies, and A. Toppinen (2017). "Green, circular, bio economy: A comparative analysis of sustainability avenues". In: *Journal of cleaner Production* 168, pp. 716–734. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.09.053.

- Dahmen, N., I. Lewandowski, S. Zibek, and A. Weidtmann (2019). “Integrated lignocellulosic value chains in a growing bioeconomy: Status quo and perspectives”. In: *GCB Bioenergy* 11.1, pp. 107–117. DOI: 10.1111/gcbb.12586.
- Deppermann, A., F. Offermann, J. Puttkammer, and H. Grethe (2016). “EU biofuel policies: Income effects and lobbying decisions in the German agricultural sector”. In: *Renewable Energy* 87, pp. 259–265. DOI: 10.1016/j.renene.2015.10.005.
- European Commission (EC) (2013). *EU energy, transport and GHG emission trends to 2050 - Reference scenario 2013*. URL: <https://ec.europa.eu/transport/sites/transport/files/media/publications/doc/trends-to-2050-update-2013.pdf>.
- (2016). *REGULATION (EC) No 1059/2003 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 26 May 2003 on the establishment of a common classification of territorial units for statistics (NUTS): NUTS - Nomenclature of territorial units for statistics*. URL: <http://ec.europa.eu/eurostat/web/nuts/background>.
- (2018). *Farm Accountancy Data Network (FADN)*. URL: <http://ec.europa.eu/agriculture/rica/index.cfm>.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) (2018). *Erhebung, Aufbereitung und Analyse statistischer Daten zum Anbau und zur Verarbeitung nachwachsender Rohstoffe und Energiepflanzen in Deutschland sowie Weiterentwicklung von Methoden hierzu (NRstat)*. URL: <https://www.fnr.de/index.php?id=11150&fkz=22004416>.
- Ferrarini, A., F. Fornasier, P. Serra, F. Ferrari, M. Trevisan, and S. Amaducci (2017). “Impacts of willow and miscanthus bioenergy buffers on biogeochemical N removal processes along the soil-groundwater continuum”. In: *GCB Bioenergy* 9.1, pp. 246–261. DOI: 10.1111/gcbb.12340.
- Gillich, C., M. Narjes, T. Krimly, and C. Lippert (2019). “Combining choice modeling estimates and stochastic simulations to assess the potential of new crops-The case of lignocellulosic perennials in Southwestern Germany”. In: *GCB Bioenergy* 11.1, pp. 289–303. DOI: 10.1111/gcbb.12550.
- Grethe, H., M. Atavia, M. Banse, O. Boysen, A. Deppermann, and S. Nolte (2012). *European Simulation Model (ESIM): Documentation (Model Code, Parameterization, Database)*. URL: <http://www.uni-hohenheim.de/qisserver/rds?state=medialoader&objectid=7530&application=lsf>.
- Güsewell, J., M. Härdtlein, and L. Eltrop (2019). “A plant-specific model approach to assess effects of repowering measures on existing biogas plants: The case of Baden-Wuerttemberg”. In: *GCB Bioenergy* 11.1, pp. 85–106. DOI: 10.1111/gcbb.12574.
- Hazell, P. and S. Wood (2008). “Drivers of change in global agriculture”. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 363.1491, pp. 495–515. DOI: 10.1098/rstb.2007.2166.
- Hedenus, F., S. Wirsenius, and D. J. A. Johansson (2014). “The importance of reduced meat and dairy consumption for meeting stringent climate change targets”. In: *Climatic Change* 124.1-2, pp. 79–91. DOI: 10.1007/s10584-014-1104-5.
- Hübener, H., K. Bülow, C. Fooker, B. Früh, P. Hoffmann, S. Höpp, K. Keuler, C. Menz, V. Mohr, K. Radtke, H. Ramthun, A. Spekat, C. Steger, F. Toussaint, K. Warrach-Sagi, and M. Woldt (2017).

- ReKliEs-De Ergebnisbericht. Tech. rep. Hessian Agency for Nature, Environment and Geology (HLNUG).
- Imbert, E., L. Ladu, P. Morone, and R. Quitzow (2017). “Comparing policy strategies for a transition to a bioeconomy in Europe: The case of Italy and Germany”. In: *Energy Research & Social Science* 33, pp. 70–81. DOI: 10.1016/j.erss.2017.08.006.
- Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung (IER) (2013). *Biogasanlagen in Baden-Württemberg Stand der Technik, wirtschaftliche Aspekte, Klimarelevanz und Optimierungspotenziale: Ergebnisse aus einer Umfrage für das Betriebsjahr 2012*. URL: http://www.ier.uni-stuttgart.de/linksdaten/biogas/BG-Betreiber-Umfrage-2012_Okt-13.pdf.
- Janssen, S., K. Louhichi, A. Kanellopoulos, P. Zander, G. Flichman, H. Hengsdijk, E. Meuter, E. Andersen, H. Belhouchette, M. Blanco, N. Borkowski, T. Heckeley, M. Hecker, H. Li, A. Oude Lansink, G. Stokstad, P. Thorne, H. Van Keulen, and M. K. van Ittersum (2010). “A generic bio-economic farm model for environmental and economic assessment of agricultural systems”. In: *Environmental Management* 46.6, pp. 862–877. DOI: 10.1007/s00267-010-9588-x.
- Jørgensen, U. (2011). “Benefits versus risks of growing biofuel crops: the case of Miscanthus”. In: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 3.1-2, pp. 24–30. DOI: 10.1016/j.cosust.2010.12.003.
- Kanellopoulos, A., P. Reidsma, J. Wolf, and M. K. van Ittersum (2014). “Assessing climate change and associated socio-economic scenarios for arable farming in the netherlands: An application of benchmarking and bio-economic farm modelling”. In: *European Journal of Agronomy* 52, pp. 69–80. DOI: 10.1016/j.eja.2013.10.003. URL: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84889099962&doi=10.1016%2fj.eja.2013.10.003&partnerID=40&md5=34892476e8fc26cdd6302320f4b2a914>.
- Kaule, G., K. Stahr, J. Zeddies, E. Angenendt, H. Bakara, N. Billen, A. Konold, R. Jooß, V. Marggraff, and H.-G. Schwarz-v. Raumer (2011). *Forschungsbericht BWPLUS: Nachwachsende Energieträger und Biodiversität: naturschutzbezogene und ökonomische Entwicklung und Bewertung von Anbauszenarien (NawEnNat) und Abschätzung der Produktionspotenziale für den Anbau von Energiepflanzen zur CO₂-Bindung in Baden-Württemberg und deren ökologische und ökonomische Bewertung*. URL: <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/100869/>.
- Kazenwadel, G. (1999). *Ökonomisch/ökologische Beurteilung von regionalen Agrar- und Umweltprogrammen in der Europäischen Union: Zugl.: Hohenheim, Univ., Diss., 1999*. Vol. 162. Agrarwirtschaft Sonderheft. Bergen/Dumme: Agrimedia. ISBN: 3860371088.
- Ketzer, D., C. Rösch, and M. Haase (2017). “Assessment of sustainable Grassland biomass potentials for energy supply in Northwest Europe”. In: *Biomass and Bioenergy* 100, pp. 39–51. DOI: 10.1016/j.biombioe.2017.03.009.
- Knox, J., A. Daccache, T. Hess, and D. Haro (2016). “Meta-analysis of climate impacts and uncertainty on crop yields in Europe”. In: *Environmental Research Letters* 11.11, p. 113004. DOI: 10.1088/1748-9326/11/11/113004.

- Krimly, T., E. Angenendt, E. Bahrs, and S. Dabbert (2016). "Global warming potential and abatement costs of different peatland management options: A case study for the Pre-alpine Hill and Moorland in Germany". In: *Agricultural Systems* 145, pp. 1–12. DOI: 10.1016/j.agsy.2016.02.009.
- Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume (LEL) (2017). *Agrarmärkte - Jahresheft 2017 (32. Jahrgang)*. URL: https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/site/pbs-bw-new/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/lel/Abteilung_4/Agrarm%C3%A4rkte%202017/Agrarm%C3%A4rkte%202017%20%20%28BW%29.pdf.
- (2018). *Landwirtschaftliche Betriebsverhältnisse und Buchführungsergebnisse Baden-Württemberg: Wirtschaftsjahr 2016/2017*. URL: https://www.landwirtschaft-bw.info/pb/MLR.LEL-SG,Lde_DE/Startseite/Unsere+Themen/Landwirtschaftliche+Betriebsverhaeltnisse+Baden_Wuerttemberg.
- Lehtonen, O. and L. Okkonen (2013). "Regional socio-economic impacts of decentralised bioeconomy: a case of Suutela wooden village, Finland". In: *Environment, Development and Sustainability* 15.1, pp. 245–256. DOI: 10.1007/s10668-012-9372-6.
- Louhichi, K., A. Kanellopoulos, S. Janssen, G. Flichman, M. Blanco, H. Hengsdijk, T. Heckeley, P. Berentsen, A. O. Lansink, and M. van Ittersum (2010). "FSSIM, a bio-economic farm model for simulating the response of EU farming systems to agricultural and environmental policies". In: *Agricultural Systems* 103.8, pp. 585–597. DOI: 10.1016/j.agsy.2010.06.006.
- Mandl, M. G. (2010). "Status of green biorefining in Europe". In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 4.3, pp. 268–274. DOI: 10.1002/bbb.219.
- Mantau, U. (2012). "Holzrohstoffbilanz Deutschland: Entwicklungen und Szenarien des Holzauflommens und der Holzverwendung von 1987 bis 2015". In:
- (2015). "Wood flow analysis: Quantification of resource potentials, cascades and carbon effects". In: *Biomass and Bioenergy* 79, pp. 28–38. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.08.013.
- Mantau, U., U. Saal, K. Prins, F. Steierer, M. Lindner, H. Verkerk, J. Eggers, N. Leek, J. Oldenburger, A. Asikainen, et al. (2010). "Real potential for changes in growth and use of EU forests". In: *Hamburg: EUwood, Freport*.
- McGlade, C. and P. Ekins (2015). "The geographical distribution of fossil fuels unused when limiting global warming to 2°C". In: *Nature* 517.7533, pp. 187–190. DOI: 10.1038/nature14016.
- Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (MLR) (2016). *Grünlandumwandlungsverbot - Wertvoller Beitrag zum Klima- und Artenschutz*. URL: <https://mlr.baden-wuerttemberg.de/de/unsere-themen/landwirtschaft/umweltvertraeglicher-pflanzenbau/gruenlandumwandlungsverbot/>.
- Mubareka, S., R. Jonsson, F. Rinaldi, G. Fiorese, J. San-Miguel-Ayanz, O. Sallnäs, C. Baranzelli, R. Pilli, C. Lavalle, and A. Kitous (Nov. 2014). "An Integrated Modelling Framework for the Forest-based Bioeconomy". In: DOI: 10.1101/011932.
- Öckinger, E., A. K. Eriksson, and H. G. Smith (2006). "Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants". In: *Biological Conservation* 133.3, pp. 291–300. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.06.009.

- Offermann, F., M. Banse, C. Deblitz, A. Gocht, A. González-Mellado, P. Kreins, S. Marquardt, B. Osterburg, J. Pelikan, C. Rösemann, P. Salamon, and J. Sanders (2015). “Thünen Baseline 2015 - 2025: Agri-economic projections for Germany”. In: *Landbauforschung (Applied agricultural and forestry research)* 66.4, pp. 240–257. DOI: 10.3220/LBF1481641394000.
- Offermann, F., M. Banse, F. Freund, M. Haß, P. Kreins, V. Laquai, B. Osterburg, J. Pelikan, C. Rösemann, and P. Salamon (2018). *Thünen-Baseline 2017 - 2027: Agrarökonomische Projektionen für Deutschland*. Vol. 56. Thünen Report. Braunschweig: Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei. DOI: 10.3220/REP1516952942000.
- Olsson, L. and J. Saddler (2013). “Biorefineries, using lignocellulosic feedstocks, will have a key role in the future bioeconomy”. In: *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 7.5, pp. 475–477. DOI: 10.1002/bbb.1443.
- Petig, E., A. Rudi, E. Angenendt, F. Schultmann, and E. Bahrs (2019). “Linking a farm model and a location optimization model for evaluating energetic and material straw valorization pathways—A case study in Baden-Wuerttemberg”. In: *GCB Bioenergy* 11.1, pp. 304–325. DOI: 10.1111/gcbb.12580.
- Piotrowski, S., R. Essel, M. Carus, L. Dammer, and L. Engel (2015). “Nachhaltig nutzbare Potenziale für Biokraftstoffe in Nutzungskonkurrenz zur Lebens-und Futtermittelproduktion”. In: *Bioenergie sowie zur stofflichen Nutzung in Deutschland, Europa und der Welt (<http://bio-based.eu/ecology/#biomassepotenziale>)*.
- Schäfer, M. (2006). *Abschätzung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft Baden-Württembergs und Bewertung von Minderungsstrategien unter Nutzung eines ökonomisch-ökologischen Regionalmodells: Zugl.: Hohenheim, Univ., Diss., 2006*. Berichte aus der Agrarwissenschaft. Aachen: Shaker. ISBN: 3832252568.
- Schwarz-v. Raumer, H.-G., E. Angenendt, N. Billen, and R. Jooß (2017). “Economic and ecological impacts of bioenergy crop production—a modeling approach applied in Southwestern Germany”. In: *AIMS Agriculture and Food* 2.1, pp. 75–100. DOI: 10.3934/agrfood.2017.1.75.
- Statistisches Bundesamt (Destatis) (2017). *Fachserie 3, Reihe 3 Landwirtschaftliche Bodennutzung und pflanzliche Erzeugung*. URL: www.destatis.de.
- Thünen-Institut (2017). *Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank*. URL: <https://bwi.info>.
- Tsiafouli, M. A., E. Thébault, S. P. Sgardelis, P. C. de Ruiter, W. H. van der Putten, K. Birkhofer, L. Hemerik, F. T. de Vries, R. D. Bardgett, M. V. Brady, L. Bjornlund, H. B. Jørgensen, S. Christensen, T. D. Hertefeldt, S. Hotes, W. H. Gera Hol, J. Frouz, M. Liiri, S. R. Mortimer, H. Setälä, J. Tzanopoulos, K. Uteseny, V. Pižl, J. Stary, V. Wolters, and K. Hedlund (2015). “Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe”. In: *Global change biology* 21.2, pp. 973–985. DOI: 10.1111/gcb.12752.
- U.S. Energy Information Administration (EIA) (2013). *International Energy Outlook 2013*. URL: [https://www.eia.gov/outlooks/ieo/pdf/0484\(2013\).pdf](https://www.eia.gov/outlooks/ieo/pdf/0484(2013).pdf).
- United Nations (2017). *World Population Prospects: The 2017 Revision*. URL: <https://www.un.org/development/desa/en/news/population/world-population-prospects-2017.html>.

- van Ittersum, M. K., F. Ewert, T. Heckeleei, J. Wery, J. Alkan Olsson, E. Andersen, I. Bezlepina, F. Brouwer, M. Donatelli, G. Flichman, L. Olsson, A. E. Rizzoli, T. van der Wal, J. E. Wien, and J. Wolf (2008). "Integrated assessment of agricultural systems – A component-based framework for the European Union (SEAMLESS)". In: *Agricultural Systems* 96.1-3, pp. 150–165. DOI: 10.1016/j.agry.2007.07.009.
- Van Meijl, H., I. Tsiropoulos, H. Bartelings, R. Hoefnagels, E. Smeets, A. Tabeau, and A. Faaij (2018). "On the macro-economic impact of bioenergy and biochemicals – Introducing advanced bioeconomy sectors into an economic modelling framework with a case study for the Netherlands". In: *Biomass and Bioenergy* 108, pp. 381–397. DOI: 10.1016/j.biombioe.2017.10.040.
- Wagner, M., A. Mangold, J. Lask, E. Petig, A. Kiesel, and I. Lewandowski (2019). "Economic and environmental performance of miscanthus cultivated on marginal land for biogas production". In: *GCB Bioenergy* 11.1, pp. 34–49. DOI: 10.1111/gcbb.12567.
- Wicke, B., F. van der Hilst, V. Daioglou, M. Banse, T. Beringer, S. Gerssen-Gondelach, S. Heijnen, D. Karssenberg, D. Laborde, M. Lippe, H. van Meijl, A. Nassar, J. Powell, A. G. Prins, S. N. K. Rose, E. M. W. Smeets, E. Stehfest, W. E. Tyner, J. A. Versteegen, H. Valin, D. P. van Vuuren, S. Yeh, and A. P. C. Faaij (2015). "Model collaboration for the improved assessment of biomass supply, demand, and impacts". In: *GCB Bioenergy* 7.3, pp. 422–437. DOI: 10.1111/gcbb.12176.
- Wolf, J., A. Kanellopoulos, J. Kros, H. Webber, G. Zhao, W. Britz, G. J. Reinds, F. Ewert, and W. de Vries (2015). "Combined analysis of climate, technological and price changes on future arable farming systems in Europe". In: *Agricultural Systems* 140, pp. 56–73. DOI: 10.1016/j.agry.2015.08.010.
- Zhang, H., P. C. Lopez, C. Holland, A. Lunde, M. Ambye-Jensen, C. Felby, and S. T. Thomsen (2018). "The multi-feedstock biorefinery - Assessing the compatibility of alternative feedstocks in a 2G wheat straw biorefinery process". In: *GCB Bioenergy* 10.12, pp. 946–959. DOI: 10.1111/gcbb.12557.
- Zimmermann, A., H. Webber, G. Zhao, F. Ewert, J. Kros, J. Wolf, W. Britz, and W. de Vries (2017). "Climate change impacts on crop yields, land use and environment in response to crop sowing dates and thermal time requirements". In: *Agricultural Systems* 157, pp. 81–92. DOI: 10.1016/j.agry.2017.07.007. URL: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85024484514&doi=10.1016%2fj.agry.2017.07.007&partnerID=40&md5=4bc4e7880d008c2de01385c6bf96f709>.
- Zimmermann, A., T. Heckeleei, and I. P. Domínguez (2009). "Modelling farm structural change for integrated ex-ante assessment: review of methods and determinants". In: *Environmental science & policy* 12.5, pp. 601–618. DOI: 10.1016/j.envsci.2009.01.014.

Kapitel 7

Diskussion

Die ökonomische Modellierung ist ein hilfreiches Werkzeug für die ökonomische Folgenabschätzung von politik- und technologieinduzierten Entwicklungen auf landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen. Darüber hinaus kann sie zur Potentialanalyse von bestimmten landwirtschaftlichen Biomassen genutzt werden (Wicke et al. 2015). Allerdings unterliegen diese Modellansätze individuellen Systemgrenzen, die bei der Interpretation der Modellergebnisse berücksichtigt werden müssen. Diese Limitationen umfassen zum einen die Qualität der eingesetzten Daten und zum anderen die Systemgrenzen der eingesetzten Modelltypen. Diese Systemgrenzen (bspw. der Fokus auf einzelne Sektoren wie Landwirtschaft) sind ein Tribut an die Rechenkapazität oder resultieren aus einer begrenzten Datenverfügbarkeit, die beispielsweise die regionale Auflösung begrenzt oder keine detaillierte Darstellung von einzelnen Produktionsverfahren zulässt. Im Folgenden werden zunächst die Möglichkeiten und Grenzen des eingesetzten Modellansatzes diskutiert. Darauf folgend werden die unterschiedlichen Untersuchungen des Biomassepotentials der einzelnen Kapitel in einen gemeinsamen Kontext gebracht und mögliche Auswirkungen einer sich entwickelnden Bioökonomie auf die landwirtschaftlichen Betriebs- und Produktionsstrukturen erläutert. Abschließend werden daraus Schlussfolgerungen und Anknüpfungspunkte für weiteren Forschungsbedarf abgeleitet.

7.1 Systemgrenzen der verwendeten Modellansätze

Agrarökonomische Modelle sind wichtige Werkzeuge zur Politik- und Technologiefolgenabschätzung (Reidsma et al. 2018). Die Abbildung der Realität wird dabei in der Breite (z. B. Wirtschaftssektoren) oder der Tiefe (z. B. Aggregationsebene) eingeschränkt, um sie in Modellgleichungen übersetzen zu können. Dementsprechend müssen die modellierten Ergebnisse stets vor dem Hintergrund der Systemgrenzen der Modellansätze betrachtet werden.

EFEM ist ein landwirtschaftliches Produktionsmodell in dem die Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten nicht direkt abgebildet werden kann, sondern stellvertretend durch exogene Preise erfolgt. Dadurch ist die Nachfrage in EFEM eine statische Größe und Änderungen nach landwirtschaftlichen Produkten können nicht endogen im Modell berechnet werden. Für eine entsprechende Darstellung von Nachfrageänderungen, die beispielsweise durch Änderungen des Konsumverhaltens verursacht werden, ist das Modell somit ebenfalls auf separate Daten bzw. Annahmen angewiesen.¹ Die statische Integration der Nachfrage stellt bei der Untersuchung von einzelnen Biomassepotentialen allerdings keine ins Gewicht fallende Einschränkung

¹Ausgenommen ist hier die Nachfrage nach Futter der wichtigsten Tierhaltungsverfahren (Milchviehhaltung, Mutterkuhhaltung, Rindermast, Schweinemast und Sauenhaltung) in Baden-Württemberg, da diese Produktionen in EFEM modellintern berücksichtigt werden.

dar. Dies begründet sich in der Annahme, dass eine zusätzliche Nachfrage, bzw. Änderung der Nachfrage in Baden-Württemberg, beispielsweise durch Bioraffinerien wie in Kapitel 5, keinen Einfluss auf die allgemeinen Marktpreise von landwirtschaftlichen Produkten hat, da die Preise auf Weltmarktebene bestimmt werden. Die Expansion der Bioökonomie beschränkt sich hingegen nicht auf einzelne Produkte oder Sektoren und ist auf diese Weise durch umfassende Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen Bereichen charakterisiert. Dies erfordert eine umfassende Analyse, die Nachfrage- und daraus resultierende Preisänderungen der verschiedenen landwirtschaftlichen Produkte berücksichtigt, um die Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen differenziert abzubilden. Dies wurde in den Modellrechnungen in Kapitel 6 durch die Kopplung mit ESIM und TIMES-PanEU implementiert. Durch die simultane Kopplung mit einem Agrarsektor- und einem Energiesektormodell können nicht nur die Wechselwirkungen zwischen den verschiedenen landwirtschaftlichen Produktionen für Nahrungs- und Futtermittel berücksichtigt werden, sondern es wird auch die Nachfrage nach landwirtschaftlicher Biomasse des Energiesektors berücksichtigt. In dieser Kopplung erfolgte die Berücksichtigung der stofflichen Nutzung exogen über Wachstumsraten separat für traditionelle und innovative Wertschöpfungsketten. Preisabhängige Nachfrageänderungen für die stoffliche Nutzung werden in diesem Modellverbund allerdings nicht berücksichtigt. Da eine detailliertere Integration der stofflichen Nutzung ebenso wichtig in der ganzheitlichen Untersuchung von möglichen Entwicklungen der Bioökonomie ist, sollte der vorgestellte Modellverbund um ein gesamtwirtschaftliches Gleichgewichtsmodell² erweitert werden, damit auch die Angebots- und Nachfrageeffekte der stofflichen Nutzung abgebildet werden können. Van Meijl et al. (2018b) zeigen eine derartige Modellkopplung am Beispiel der Niederlande. Eine detaillierte Abbildung der Anpassungsmaßnahmen verschiedener innovativer Wertschöpfungsketten unter Berücksichtigung der Marktsituation ist allerdings aufgrund der fehlenden Datengrundlage derzeit nicht über die Aggregationsebenen von allgemeinen Gleichgewichtsmodellen hinaus möglich.

Die Interpretation der Ergebnisse von agrarökonomischen Modellen muss auch immer vor dem Hintergrund der methodischen Funktionsweise erfolgen. EFEM liegt ein komparativ-statischer Modellansatz zugrunde, der keine dynamischen Entscheidungsprozesse, wie Investitionsentscheidungen direkt im Modell berücksichtigen kann. Die Entscheidungseinheit in EFEM (landwirtschaftlicher Betrieb) hat dementsprechend nicht die Möglichkeit seine Kapazitäten (bspw. Stallplätze für Milchkühe) zu erweitern, auch wenn die ökonomischen Rahmenbedingen dies induzieren würden. Diese Option ist allerdings für die Analyse von ökonomischen Potentialen von Biomasse von Acker- und Grünland wie Stroh, Grünland oder Silomais (Kapitel 3, 4 und 5) nicht von Bedeutung, da die Produktionssteigerungen von einzelnen Produkten keine Erhöhung der Profitabilität der Tierhaltung zur Folge hat, die eine Ausweitung der regionalen Tierhaltung verursachen würde. Eine Abstockung der Tiere ist wiederum jederzeit möglich und erfolgt von den

²Computable general equilibrium (CGE) Modell; siehe Angenendt et al. (2018) und Wicke et al. (2015) für eine detailliertere Übersicht, wie verschiedene Modelle zur Analyse der Bioökonomie eingesetzt werden können.

Betrieben, wenn durch die Änderung der ökonomischen Rahmenbedingungen Tierhaltungsverfahren unwirtschaftlich werden.

Demgegenüber erfolgt die mögliche Expansion der Bioökonomie über einen längeren Zeithorizont und wird dementsprechend in Kapitel 6 bis 2050 analysiert. Da das Referenzjahr der Modellrechnungen 2010 ist, wird ein Zeitraum von 40 Jahren betrachtet, in dem die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen einer dynamischen Entwicklung unterliegen. Aus diesem Grund ist in diesen Modellrechnungen die Berücksichtigung von möglichen Änderungen der Tierhaltungskapazitäten erforderlich. In Kapitel 6 werden die Kapazitätsveränderungen der Tierhaltung auf zwei Wegen berücksichtigt. Einerseits wird die Tierhaltungskapazität für den zeitlichen Verlauf fortgeschrieben, um die Betriebsentwicklungen im Rahmen des Strukturwandels abzubilden. Andererseits werden die Produktionsänderungen aus dem Agrarsektormodell ESIM in EFEM zurück gespielt. Wenn beispielsweise in einem Szenario die Produktion von Schweinefleisch wächst, dann wirkt sich diese Produktionssteigerung in einer Erweiterung der Stallkapazität in EFEM aus. Dadurch werden indirekt die Investitionsentscheidungen berücksichtigt.

Aufgrund des komparativ-statischen Modellansatzes können außerdem keine Investitionen für Maschinen in Pflanzenproduktionsverfahren berücksichtigt werden, da die Produktionskosten in EFEM nur die variablen Kosten beinhalten. Dementsprechend können die landwirtschaftlichen Betriebe in EFEM nicht in Spezialmaschinen (z. B. Pflanzmaschine für *Miscanthus*) investieren. Es wird angenommen, dass diese Arbeiten von einem Lohnunternehmer durchgeführt werden. Diese Annahme scheint in Anbetracht der Verbreitung der Nutzung von Lohnunternehmern bei teuren Spezialmaschinen (z. B. Gülleverteilung, Silomaisernte) und die damit verbundenen hohen Investitionskosten plausibel.

Die Nutzung von Nebenprodukten für energetische oder stoffliche Zwecke kann signifikante Auswirkungen auf die landwirtschaftliche Produktion haben, da durch die Nachfrage nach dem Nebenprodukt ein zusätzlicher Preis für das Gesamtprodukt erzielt wird. Dadurch erhöht sich die relative Vorzüglichkeit des Gesamtproduktes (z. B. Weizenkorn + Weizenstroh), was Auswirkungen auf die Anbaustrukturen hat. Aus diesem Grund sind auch bei Potentialanalysen von Nebenprodukten die Auswirkungen auf die anderen landwirtschaftlichen Produktionen wichtig. Allerdings erlauben die Ergebnisse der Standortoptimierung in Kapitel 5 keine direkten Rückschlüsse der Strohnutzung auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen. Dies ist in der unterschiedlichen regionalen Auflösung begründet, da die Bioraffinerie das Stroh individuell auf Gemeindeebene nachfragt und deswegen unterschiedliche Preise innerhalb der regionalen Ebene von EFEM (VGG) realisiert, die nicht zurück nach EFEM übertragen werden können. Der Fokus dieses Kapitels liegt auf der Analyse des regional differenzierten, preisabhängigen Strohangebots für die Standortoptimierung, deren differenzierte Ergebnisse die fehlende Rückkopplung aufwiegen. Die Ergebnisse aus Kapitel 4 zeigen allerdings, dass bereits ein bundeslandweiter Strohpreis von 50 €/t zu einer Ausweitung der Wintergetreideproduktion um 2 % führen würde und somit signifikanten Einfluss auf landwirtschaftliche Produktion nimmt.

Bei der Interpretation der Ergebnisse von Kapitel 4 und 5 muss außerdem berücksichtigt werden, dass die Nachfrage nach Biogassubstraten nur statisch abgebildet wird. Die Erweiterung der Strohnutzung würde zu einer Verringerung des Anbaus von landwirtschaftlichen Biogassubstraten führen. Hierdurch entsteht eine Konkurrenzsituation zwischen der Strohnutzung in Biomassekonversionsanlagen und der Substratproduktion für Biogasanlagen. Biogasanlagen mit günstigen Produktionsbedingungen und überdurchschnittlich wirtschaftende Biogasanlagen wären allerdings in der Lage, einen höheren Preis für Biogassubstrate zu bezahlen. Hierdurch würde die Ausdehnung von Getreide wiederum geringer ausfallen und die Strohverbrennungsanlagen müssen einen höheren Preis bezahlen um die gleiche Menge an Stroh beschaffen zu können. Dies spielt insbesondere bei den Ergebnissen in Kapitel 5 eine wichtige Rolle, da die hohe Biomassenachfrage der Bioraffinerie einen signifikanten Einfluss auf die regionalen Biomassemärkte haben würde. Mittelfristig ist allerdings unsicher, inwieweit die landwirtschaftliche Biogasproduktion in den aktuellen Größenordnungen bestehen bleiben wird, da diese Produktion vergleichsweise hohe Bereitstellungskosten aufweist. Güsewell et al. (2019) modellieren unter den aktuellen politischen Rahmenbedingungen eine signifikante Reduktion der Biogasproduktion nach Auslaufen der Einspeisevergütung im Rahmen des EEG. Dieses Potential könnte für biogasbasierte Wertschöpfungsketten mit einer höheren Wertschöpfung (Bahrs und Angenendt, 2019) oder als Rohstoff für andere Bioraffinerien genutzt werden.

7.2 Auswirkungen auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen

Eine Expansion der Bioökonomie wird sich auf verschiedenen Ebenen auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen auswirken. Grundsätzlich führt eine Erhöhung der Nachfrage nach Biomasse für bestimmte Wertschöpfungsketten zu einer Verschärfung der Konkurrenz um den Boden, da er als landwirtschaftlicher Produktionsfaktor stark begrenzend wirkt (Hertel et al. 2013). Die vermehrte Nachfrage nach landwirtschaftlicher Biomasse durch die Etablierung neuer Wertschöpfungsketten würde zu einer Erhöhung der landwirtschaftlichen Erzeugerpreise,³ aber auch der Pacht- und Verkaufspreise von landwirtschaftlichen Flächen führen. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass sich im Laufe der Zeit die Faktorkosten z. B. aufgrund von Lohnsteigerungen und der Transformation von fossilen zu biobasierten Rohstoffen erhöhen. Die Kostensteigerung durch die Transformation ist auf den bestehende Kostenvorteil der fossilen Rohstoffe gegenüber biobasierten zurückzuführen, der unter anderem auch durch die fehlende Internalisierung externer Effekte verursacht wird. Wenn diese Effekte entsprechend internalisiert werden, bzw. die Energiebereitstellung von fossilen Rohstoffen durch erneuerbare Energien substituiert werden, würde dies zumindest mittelfristig zu höheren Energiepreisen führen und somit die Faktorkosten in der Bioökonomie erhöhen (Owen, 2006). Inwieweit die Expansion einer Bioökonomie positive oder ne-

³vgl. modellierte Preisänderungen der Bioökonomie in Tabelle 6.6

gative Auswirkungen auf die Profitabilität der landwirtschaftlichen Produktion haben wird, hängt dementsprechend von dem Verhältnis der Änderungen der Faktor- und Erzeugerpreise ab.

In den Ergebnissen der Standortoptimierung wird die Produktion von Biomasse für die Biomassekonversionsanlage (BKA) durch eine Anpassung des Preises dargestellt, während alle anderen Faktoren unverändert bleiben. Diese *certeris paribus* Betrachtung führt zwangsläufig zu einer Erhöhung der landwirtschaftlichen Deckungsbeiträge. In diesen Szenarien profitieren alle Betriebe die Biomasse verkaufen, was insbesondere auf Ackerbaubetriebe zutrifft. Die Ergebnisse zeigen auf, dass die Szenarien keine ökonomischen Auswirkungen auf die Tierhaltung haben. Die breite Analyse der Bioökonomieszenarien in Kapitel 6 berücksichtigt durch die Kopplung von EFEM mit ESIM, neben der Nachfrageänderungen, auch die Entwicklung der Faktorpreise und spiegelt so die unterschiedlichen Entwicklungen der verschiedenen Produkte und Faktoren wider. Durch diese Modellkopplung lassen sich zukünftige Auswirkungen der Bioökonomie auf die landwirtschaftliche Produktion realitätsnaher abbilden als bei den Modellkopplungen zwischen EFEM und BIOLOCATE, in der lediglich die Nachfrage einer BKA betrachtet wird. Neben den gestiegenen Faktorkosten führt in den Bioökonomieszenarien der Rückgang der Biogasproduktion auf der Basis von Ackerland und Grünland (Szenarios: Bio_hi[+diet]), insbesondere durch den Wegfall der Verwertungsoption von (überschüssigen) Grünland, zu signifikanten negativen Auswirkungen auf den Deckungsbeitrag. Daneben führt die untersuchte Änderung des Ernährungsverhaltens zu einer Verringerung der Preise von tierischen Produkten und zeigt deutliche Auswirkungen auf die Deckungsbeiträge der Tierhaltungsbetriebe. Die Tierhaltung stellt für die meisten Betriebe dennoch einen profitablen Betriebszweig dar, da die Betriebe ihre Tierbestände trotz des Preiserückgangs nicht abstocken (mit Ausnahme der Mastbullen). Die Ergebnisse dieses Szenarios zeigen zwar keine Auswirkungen auf die ackerbauliche Landnutzung, allerdings reduziert die verringerte Futtermittelnachfrage die Preise der Ackerkulturen und somit auch die Deckungsbeiträge der Betriebe ohne Tierhaltung. In Hinblick auf die Landnutzungsänderung haben Delzeit et al. (2018b) hingegen herausgefunden, dass eine Steuer auf Fleisch und Milchprodukte einen größeren Einfluss auf die Landnutzung hat als energiepolitische Maßnahmen. Diese konträren Ergebnisse zeigen, dass die Auswirkungen von politischen Maßnahmen und Änderungen von Konsumverhalten deutliche Unterschiede auf unterschiedlichen Aggregationsebenen aufweisen können, da auf der globalen Perspektive ein verändertes Konsumverhalten andere Auswirkungen haben kann als in einer bestimmten Region.

Zur Einordnung der Ergebnisse der Bioökonomieszenarien dieser Arbeit (Kapitel 6) erfolgt ein Vergleich mit den Ergebnissen des Bioökonomieszenarios von Banse et al. (2016). Dabei fällt auf, dass in Banse et al. (2016) die Preissteigerungen der landwirtschaftlichen Produkte durch den Anstieg der Faktorkosten überkompensiert werden. Dies führt in deren Ergebnissen zu einer Verringerung der Wertschöpfung der Landwirtschaft, während im Rahmen dieser Arbeit die Wertschöpfung der landwirtschaftlichen Produktion in 2030 eine leicht positive Tendenz aufzeigt. In diesem Zusammenhang muss allerdings berücksichtigt werden, dass Banse et al. (2016) lediglich die erhöhte Nachfrage nach landwirtschaftlicher Biomasse für die Bioenergieerzeugung in ihrem

Modellansatz abbilden. Dadurch können die Ergebnisse auch nur bedingt für einen Vergleich mit der EFEM-ESIM Kopplung herangezogen werden.

Als grundsätzlicher Effekt der untersuchten bioökonomischen Entwicklungspfade auf die landwirtschaftlichen Produktionsstrukturen konnte aufgezeigt werden, dass insbesondere Betriebe mit einer vergleichsweise großen Ackerflächenausstattung profitieren, während Futterbaubetriebe keinen Nutzen daraus ziehen können. Damit zählen große Ackerbaubetriebe in den fruchtbaren Ackerbauregionen (z. B. im Kraichgau) zu den größten Gewinnern der betrachteten Expansionspfade der Bioökonomie. Diese Betriebe können sich das vergleichsweise hohe Ertragsniveau und eine flexible Produktionsanpassung zu Nutze machen. Extensive Futterbaubetriebe in Regionen mit ungünstigen Produktionsbedingungen (z. B. im Schwarzwald) können hingegen nicht von dieser Entwicklung profitieren. Dementsprechend würden ökologisch vorteilhafte extensive Produktionsformen ohne spezielle Unterstützungsprogramme besonderes stark vom Strukturwandel beeinflusst und überproportional zurückgehen.

7.3 Schlussfolgerungen und weiterer Forschungsbedarf

Im Rahmen dieser Arbeit wurde auf verschiedenen Betrachtungsebenen das Potential landwirtschaftlicher Biomasse für regionale Wertschöpfungsketten der Bioökonomie identifiziert und die Auswirkungen einer ausgeweiteten Nutzung landwirtschaftlicher Biomasse im Rahmen der Bioökonomie untersucht. Aus den modellbasierten Analysen der vorgelegten Einzelbeiträge können in diesem Kontext folgende Schlussfolgerungen für die Potentiale der untersuchten landwirtschaftlichen Biomassen gezogen werden. Die Ergebnisse der Standortoptimierung von Strohverbrennung haben gezeigt, dass diese Form der Energiebereitstellung ca. 2 % des Bruttostrombedarfs von Baden-Württemberg decken kann. Die Strohverbrennungsanlagen verwerten dabei hauptsächlich bisher ungenutztes Getreidestroh. Darüber hinaus erhöht die Nachfrage der strohbasierten BKA die relative Vorzüglichkeit von Getreide, aufgrund der Koppelproduktion, wodurch zusätzliche Biomasse mobilisiert werden kann. Als Folge erhöht sich der Getreideanteil in der Fruchtfolge und die verfügbare Fläche für andere Kulturen (z. B. Silomais) sinkt. Dies führt primär zu Einschränkungen der Produktion von Biogassubstraten und macht auf diese Weise deutlich, dass auch die Nutzung von Nebenprodukten wie Stroh Einfluss auf die Landnutzung hat. Diese Wechselwirkungen sollten in folgenden Arbeiten detailliert abgebildet und in der Analyse des Potentials von BKA berücksichtigt werden, um so eine umfassende Bewertung des Biomassepotentials zu ermöglichen.

Die umfangreiche Ausweitung des Anbaus von mehrjährigen Lignocellulose liefernden Pflanzen der Modellszenarien in Kapitel 6 zeigt deutliche Auswirkung auf die Landnutzung in Baden-Württemberg. Die Expansion dieser Produktion geht zu Lasten der einjährigen Kulturen, deren Anbau um 19 % zurückgeht. Dies hat zur Folge, dass weniger Biomasse für die Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln zur Verfügung steht. Die Nutzungskonkurrenz um den Produktionsfaktor Boden ist somit in Regionen mit einer bereits intensiven landwirtschaftlichen Produktion

wie Deutschland deutlich stärker ausgeprägt als auf der EU-Ebene, auf der marginale Flächen in nennenswerten Umfang in Produktion genommen werden können (Choi et al. 2019). Um die Ausweitung des Anbaus der mehrjährigen Pflanzen umfassend einordnen zu können, muss die ökonomische Modellierung, die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt worden ist, um die Analyse der ökologischen Auswirkungen erweitert werden. Grundsätzlich werden dem Anbau von *Miscanthus* durch die Mehrjährigkeit zwar diverse ökologische Vorteile gegenüber anderen Ackerkulturen (z. B. im Hinblick auf Erosionsschutz und eine geringere Intensität im Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatz) zugesprochen, allerdings ist fraglich ob bei einem großflächigen und intensiven Anbau, wie er in Kapitel 6 prognostiziert wurde, die positiven Effekte für das Gesamtsystem bestehen bleiben (Bellamy et al. 2009; Haughton et al. 2015). Die mehrjährigen Pflanzen könnten insbesondere bei einem teilflächenspezifischen Anbau (z. B. Gewässerränder) ihre ökologischen Vorteile ausspielen (Acharya und Blanco-Canqui, 2018; Ferrarini et al. 2017). Dieser teilflächenspezifische Anbau stellt dadurch eine interessante Alternative zur großflächigen Produktion dar und sollte aus diesem Grund als Gegenstand weiterer Untersuchungen mit ökonomischem und ökologischem Schwerpunkt dienen.

Grünland stellt sich als vielversprechende Ressource zur Biomasseproduktion für die Bioökonomie dar. Zum einen besitzt Grünland im Vergleich zu anderen land- und forstwirtschaftlichen Produktionen ökologische Vorteile in Hinblick auf Artenvielfalt (Lautenbach et al. 2017; Öckinger et al. 2006). Zum anderen zeigen die Modellergebnisse, dass es künftig eine steigende Fläche an ungenutztem Grünland gibt, die für die Bioökonomie genutzt werden könnte. Dieses Potential spielt insbesondere in Baden-Württemberg aufgrund des vergleichsweise hohen Anteils von Grünland an der LF eine wichtige Rolle und steht im Einklang mit anderen Studien, die prognostizieren, dass die grünlandbasierte Rinderhaltung künftig rückläufig sein wird (Kiefer, 2014). Grünland hat allerdings aufgrund der bislang aufwändigeren Produktionsverfahren mit mehreren Ernteprozessen innerhalb einer Vegetationsperiode und den vermehrt ungünstigen Produktionsbedingungen (z. B. Hangneigung) vergleichsweise hohe Produktionskosten, die bei unzureichender Zahlungsbereitschaft der Abnehmer aufgrund des Grünlandumbruchverbots zur Nichtnutzung des Grünlands führen. Bei einer entsprechenden Einpreisung der THG-Emissionen mit Berücksichtigung der indirekten Landnutzungsänderung (iLUC) kann die Nutzung von Grünland allerdings konkurrenzfähig werden (vgl. Kapitel 2). Dementsprechend erfordert die Erhaltung, bzw. Ausweitung der Grünlandnutzung im Rahmen der Bioökonomie politischen Rahmenbedingungen mit einer umfassenden Berücksichtigung der externen Effekte und eine entsprechende Vergütung der Ökosystemdienstleistungen. Die Nutzung des Grünlandes könnte so die Produktion von Rohstoffen für die Bioökonomie mit positiven ökologischen Effekten in Hinblick auf die Biodiversität vereinen.

In diesem Zusammenhang könnte Grünland auch in Bioraffinerien zur stofflichen Nutzung verwendet werden. Die Etablierung von Bioraffinerien ist allerdings neben den ökonomischen Rahmenbedingungen auch mit anderen technischen und organisatorischen Herausforderung verbunden. So ist Gras nicht problemlos als Rohstoff in Bioraffinerien nutzbar, da es aufgrund der chemischen Zusammensetzung schwieriger als andere Biomassen wie Holz oder Getreide zu verar-

beiten ist und deswegen komplexere technologische Prozesse zur Verarbeitung erfordert (Bichot et al. 2018). Aus diesem Grund bedarf die Nutzung von Gras als Rohstoff für Bioraffinerien weitere Grundlagenforschung.

Die Bioökonomie wird neben der Reduktion der THG-Emissionen auch als Chance für die Erhöhung der Wertschöpfung im ländlichen Raum gesehen (Johnson und Altman, 2014), die insbesondere von dezentralen Strukturen der verarbeitenden Industrie profitieren würde. Die Ergebnisse der Standortoptimierung (Kapitel 5) zeigen allerdings, dass Bioraffinieren aufgrund der hohen Investitionskosten und den damit verbundenen Skaleneffekten zu größeren zentralen Anlagen mit einem entsprechend großen Biomassebedarf tendieren. Folglich haben die einzelnen Bioraffinerien im Verhältnis zu Biogasanlagen einen deutlich größeren Rohstoffbedarf (eine Bioraffinerie zu ca. 900 Biogasanlagen in Baden-Württemberg) mit entsprechend größerem logistischen Aufwand. In diesem Zusammenhang zeigt die Zuckerrübenlogistik von aktuellen Zuckerfabriken zwar, dass Bioraffinerien grundsätzlich in derartigen Größenordnungen mit einem Einzugsgebiet von über 100 km umsetzbar sind, allerdings benötigen die BKA zusätzlich eine ganzjährige Versorgung mit Rohstoffen mit einer homogenen Qualität über die gesamte Nutzungsdauer der Anlage. Diese Rohstoffversorgung stellt so unabhängig von den eingesetzten Rohstoffen eine der größten Herausforderungen von Bioraffinerien dar, da die landwirtschaftliche Biomasseproduktion und -nachfrage grundsätzlichen Marktbedingungen unterliegt und so in einem schwankendem Biomasseangebot mit heterogener Qualität resultiert. So kann es für Produzenten unter bestimmten Rahmenbedingungen einzelner Jahre (z. B. hohe Kosten für Ausgleichsdüngung bei der Strohnutzung aufgrund hoher Nährstoffpreise) sinnvoll sein, weniger Biomasse zu verkaufen. Tritt ein derartiger Effekt großflächig ein, kann dies die Rohstoffversorgung und somit den Betrieb der Bioraffinerie gefährden. Eine Möglichkeit dem entgegenzuwirken ist die Bindung der Produzenten durch mehrjährige Kontrakte oder Lieferquoten ähnlich der Zuckerrübenproduktion. Damit über diesen Weg ausreichend Rohstoffe sichergestellt werden können, wird aber durch die Produktionsbindung ein Zuschlag zum modellierten Strohpreis gezahlt werden müssen, was wiederum zu einer Steigerung der Produktionskosten der Bioraffinerie führt. Bei der Sicherstellung der Rohstoffversorgung könnte auch eine Organisationsform mit der direkten Beteiligung der landwirtschaftlichen Betriebe, z. B. in Form von Genossenschaften hilfreich sein. Ein derartige Organisation könnte zusätzlich dazu führen, einen größeren Anteil der Wertschöpfung in der ländlichen Region zu halten.

Neben der grundsätzlichen Verkaufsbereitschaft der landwirtschaftlichen Betriebe, hängt Biomasseproduktion maßgeblich von den natürlichen Wachstumsbedingungen ab und kann aus diesem Grund deutlich zwischen den Jahren schwanken. In diesem Fall hilft eine Bindung der Produzenten durch Kontrakte nur eingeschränkt, da die Produzenten in Jahren mit extremen Produktionsbedingungen nicht ausreichend Biomasse zur Erfüllung der Lieferkontrakte zur Verfügung haben. Da aktuelle Klimamodellierungen in Hinblick auf die landwirtschaftlichen Erträge ein zunehmendes Auftreten von extremen Wetterereignissen prognostizieren (Brasseur et al. 2017), steigt auch die Unsicherheit bei der Rohstoffversorgung der Bioraffinerie. Diese Unsicherheit bei der Rohstoffversorgung sollte bei folgenden Arbeiten umfassender berücksichtigt werden.

In diesem Kontext erscheint die Verwendung von unterschiedlichen Biomassen beispielsweise im jährlichen Zeitverlauf (Stroh im Sommer, Waldholz im Winter) als attraktiver Weg die Rohstoffversorgung einer Bioraffinerie sicherzustellen. Ein derartiger Wechsel von Rohstoffen ist allerdings nicht ohne weiteres möglich, da die weiterverarbeitende Industrie hohe Qualitätsansprüche an eine homogene Zusammensetzung der Zwischenprodukte (z. B. Plattformchemikalien) hat (Unkelbach, 2018). Diese Homogenität kann bei wechselnde Rohstoffen nicht gewährleistet werden und regional unterschiedliche Produktionsbedingungen können sogar bei dem gleichen Rohstoff (z. B. Stroh) zu einer so starken Variation führen, sodass die Produktion eines homogenen Zwischenproduktes nicht gewährleistet ist (Kenney et al. 2013). Dies ist eine grundsätzliche Herausforderung bei der Nutzung von Biomassen in Wertschöpfungsketten, die fossilbasierte Produktionsverfahren direkt substituieren sollen und macht den Hauptunterschied gegenüber der energetischen Nutzung aus, die geringere Ansprüche an die Rohstoffqualität stellt. Diese Einschränkung der Biomasse als Rohstoff für die stoffliche Nutzung kann möglicherweise in gänzlich neuen Wertschöpfungsketten umgangen werden, da die Verfahren und Endprodukte andere Anforderungen an die Rohstoffbeschaffenheit haben. Hier könnten sich Verfahren etablieren, die unterschiedliche Rohstoffe mit unterschiedlichen Qualitäten verarbeiten können, wodurch eine flexible Rohstoffversorgung möglich wäre.

Die Bioökonomie und der Klimawandel stehen in einem ganz besonders diffizilen Verhältnis. Einerseits stellt die Expansion der Bioökonomie einen Lösungsansatz für den Klimaschutz dar, da eine Substitution von fossilen durch biobasierte Ressourcen eine Maßnahme zu einer Reduktion der THG-Emissionen ist (Lewandowski, 2018). Andererseits gefährdet der Klimawandel die landwirtschaftliche Biomasseproduktion und damit die Zielsetzung der Bioökonomie (Brasseur et al. 2017). Diese Zusammenhänge zeigen die komplexe Charakteristik des Klimawandels im Kontext der Bioökonomie und sind der Grund für die bisher oft nur oberflächliche Berücksichtigung des Klimawandels in ökonomischen Modellierungen mit Fokus auf der Bioökonomie. Da der Klimawandel aber einen signifikanten Einfluss auf die langfristigen Produktionsbedingungen haben wird (van Meijl et al. 2018a), ist eine detaillierte Integration der möglichen Folgen ein wichtiger Baustein in der Modellierung der Potentiale und Folgen der Bioökonomie. Delzeit et al. (2018a) und Hinkel (2009)⁴ haben umfassende Modellansätze zur Analyse des Klimawandels, die mit einer Erweiterung um bioökonomisch relevante Sektoren für Bewertung der Bioökonomie genutzt werden könnten.

Das potenziell weite Feld der Bioökonomie mit zahlreichen Wechselwirkungen und gesamtwirtschaftlichen Umfang steht insbesondere in Hinblick auf die stoffliche Nutzung von landwirtschaftlicher Biomasse noch am Anfang der Entwicklung. So baut die modellbasierte Analyse von Auswirkungen der Bioökonomie auf die Landwirtschaft zwangsläufig noch auf eine sehr lückenhafte Datenbasis auf. Nichtsdestotrotz deuten sich Chancen für die Landwirte in Baden-Württemberg durch positive ökonomische Effekte an. Diese können mit einer noch höheren Konkurrenz um

⁴Potsdam Integrated Assessment Modelling Framework, vgl. <https://www.pik-potsdam.de/research/projects/modelling-at-pik/modelling-at-pik>

die landwirtschaftliche Fläche für die unterschiedlichen Nutzungspfade der Biomasse, aber auch mit einer Reduzierung der Versorgungssicherheit mit Nahrungs- und Futtermittel verbunden sein. Diesbezüglich sollten sowohl aufgrund unsicherer Ertragsentwicklungen, die durch eine Verlangsamung des technischen Fortschritts und als Folge des Klimawandels gegeben sind, als auch durch Nachfrageänderungen durch bestimmte Ernährungstrends, die bisher eingesetzten Modelle zur Analyse von Zukunftsszenarien der Bioökonomie um Aspekte Versorgungssicherheit erweitert werden.

Literatur

- Acharya, B. S. und H. Blanco-Canqui (2018). „Lignocellulosic-based bioenergy and water quality parameters: a review“. In: *GCB Bioenergy* 10.8, S. 504–533. DOI: 10.1111/gcbb.12508.
- Angenendt, E., W.-R. Poganietz, U. Bos, S. Wagner und J. Schippl (2018). „Modelling and Tools Supporting the Transition to a Bioeconomy“. In: *Bioeconomy: Shaping the Transition to a Sustainable, Biobased Economy*. Hrsg. von I. Lewandowski. Cham: Springer International Publishing, S. 287–314. ISBN: 978-3-319-68152-8. DOI: 10.1007/978-3-319-68152-8₉. URL: https://doi.org/10.1007/978-3-319-68152-8_9.
- Bahrs, E. und E. Angenendt (2019). „Status quo and perspectives of biogas production for energy and material utilization“. In: *GCB Bioenergy* 11.1, S. 9–20. DOI: 10.1111/gcbb.12548.
- Banse, M., N. Janzen, F. Junker, P. Kreins, F. Offermann, P. Salamon und H. Weimar (2016). *Modelling the Bioeconomy: Linkages between Agricultural, Wood and Energy Markets*. Braunschweig. URL: http://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn056932.pdf.
- Bellamy, P., P. Croxton, M. Heard, S. Hinsley, L. Hulmes, S. Hulmes, P. Nuttall, R. Pywell und P. Rothery (Feb. 2009). „The impact of growing miscanthus for biomass on farmland bird populations“. In: *Biomass and Bioenergy* 33.2, S. 191–199. DOI: 10.1016/j.biombioe.2008.07.001.
- Bichot, A., J.-P. Delgenès, V. Méchin, H. Carrère, N. Bernet und D. García-Bernet (2018). „Understanding biomass recalcitrance in grasses for their efficient utilization as biorefinery feedstock“. In: *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 17.4, S. 707–748. DOI: 10.1007/s11157-018-9485-y.
- Brasseur, G. P., D. Jacob und S. Schuck-Zöller, Hrsg. (2017). *Klimawandel in Deutschland*. Springer Berlin Heidelberg. DOI: 10.1007/978-3-662-50397-3.
- Choi, H. S., H. Grethe, S. K. Entenmann, M. Wiesmeth, M. Blesl und M. Wagner (2019). „Potential trade-offs of employing perennial biomass crops for the bioeconomy in the EU by 2050: Impacts on agricultural markets in the EU and the world“. In: *GCB Bioenergy* 11.3, S. 483–504. DOI: 10.1111/gcbb.12596.
- Delzeit, R., G. Klepper, F. Zabel und W. Mauser (Jan. 2018a). „Global economic–biophysical assessment of midterm scenarios for agricultural markets—biofuel policies, dietary patterns, cropland expansion, and productivity growth“. In: *Environmental Research Letters* 13.2, S. 025003. DOI: 10.1088/1748-9326/aa9da2.

- Delzeit, R., M. Winkler und M. Söder (Feb. 2018b). „Land Use Change under Biofuel Policies and a Tax on Meat and Dairy Products: Considering Complexity in Agricultural Production Chains Matters“. In: *Sustainability* 10.2, S. 419. DOI: 10.3390/su10020419.
- Ferrarini, A., F. Fornasier, P. Serra, F. Ferrari, M. Trevisan und S. Amaducci (2017). „Impacts of willow and miscanthus bioenergy buffers on biogeochemical N removal processes along the soil-groundwater continuum“. In: *GCB Bioenergy* 9.1, S. 246–261. DOI: 10.1111/gcbb.12340.
- Güsewell, J., M. Härdtlein und L. Eltrop (2019). „A plant-specific model approach to assess effects of repowering measures on existing biogas plants: The case of Baden-Wuerttemberg“. In: *GCB Bioenergy* 11.1, S. 85–106. DOI: 10.1111/gcbb.12574.
- Haughton, A. J., D. A. Bohan, S. J. Clark, M. D. Mallott, V. Mallott, R. Sage und A. Karp (Nov. 2015). „Dedicated biomass crops can enhance biodiversity in the arable landscape“. In: *GCB Bioenergy* 8.6, S. 1071–1081. DOI: 10.1111/gcbb.12312.
- Hertel, T., J. Steinbuks und U. Baldos (2013). „Competition for land in the global bioeconomy“. In: *Agricultural Economics (United Kingdom)* 44.s1, S. 129–138. DOI: 10.1111/agec.12057.
- Hinkel, J. (Juni 2009). „The PIAM approach to modular integrated assessment modelling“. In: *Environmental Modelling & Software* 24.6, S. 739–748. DOI: 10.1016/j.envsoft.2008.11.005.
- Johnson, T. G. und I. Altman (Apr. 2014). „Rural development opportunities in the bioeconomy“. In: *Biomass and Bioenergy* 63, S. 341–344. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.01.028.
- Kenney, K. L., W. A. Smith, G. L. Gresham und T. L. Westover (Jan. 2013). „Understanding biomass feedstock variability“. In: *Biofuels* 4.1, S. 111–127. DOI: 10.4155/bfs.12.83.
- Kiefer, L. (2014). „Gesamtbetriebliche Analyse von Weidebetrieben und Weidesystemen in der Milchviehhaltung in unterschiedlichen Regionen Süddeutschlands“. Diss. Universität Hohenheim.
- Lautenbach, S., A. Jungandreas, J. Blanke, V. Lehsten, S. Mühlner, I. Kühn und M. Volk (Feb. 2017). „Trade-offs between plant species richness and carbon storage in the context of afforestation – Examples from afforestation scenarios in the Mulde Basin, Germany“. In: *Ecological Indicators* 73, S. 139–155. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.09.035.
- Lewandowski, I., Hrsg. (2018). *Bioeconomy: Shaping the Transition to a Sustainable, Biobased Economy*. Cham: Springer International Publishing. ISBN: 978-3-319-68152-8. DOI: 10.1007/978-3-319-68152-8.
- Öckinger, E., A. K. Eriksson und H. G. Smith (2006). „Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants“. In: *Biological Conservation* 133.3, S. 291–300. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.06.009.
- Owen, A. D. (März 2006). „Renewable energy: Externality costs as market barriers“. In: *Energy Policy* 34.5, S. 632–642. DOI: 10.1016/j.enpol.2005.11.017.
- Reidsma, P., S. Janssen, J. Jansen und M. K. van Ittersum (2018). „On the development and use of farm models for policy impact assessment in the European Union – A review“. In: *Agricultural Systems* 159, S. 111–125. DOI: 10.1016/j.agsy.2017.10.012.

- Unkelbach, G. (2018). *Persönliche Mitteilung im Januar 2018*. Fraunhofer-Zentrum für Chemisch-Biotechnologische Prozesse (CBP).
- Van Meijl, H., P. Havlik, H. Lotze-Campen, E. Stehfest, P. Witzke, I. P. Domínguez, B. L. Bodirsky, M. van Dijk, J. Doelman, T. Fellmann, F. Humpenöder, J. Koopman, C. Müller, A. Popp, A. Tabeau, H. Valin und W.-J. van Zeist (2018a). „Comparing impacts of climate change and mitigation on global agriculture by 2050“. In: *Environmental Research Letters* 13.6. DOI: 10.1088/1748-9326/aabdc4. URL: <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85049795182&doi=10.1088%2f1748-9326%2faabdc4&partnerID=40&md5=98ee71c5669d9b2d3e27c2e7c15c97bb>.
- Van Meijl, H., I. Tsiropoulos, H. Bartelings, R. Hoefnagels, E. Smeets, A. Tabeau und A. Faaij (2018b). „On the macro-economic impact of bioenergy and biochemicals – Introducing advanced bioeconomy sectors into an economic modelling framework with a case study for the Netherlands“. In: *Biomass and Bioenergy* 108, S. 381–397. DOI: 10.1016/j.biombioe.2017.10.040.
- Wicke, B., F. van der Hilst, V. Daioglou, M. Banse, T. Beringer, S. Gerssen-Gondelach, S. Heijnen, D. Karssenberg, D. Laborde, M. Lippe, H. van Meijl, A. Nassar, J. Powell, A. G. Prins, S. N. K. Rose, E. M. W. Smeets, E. Stehfest, W. E. Tyner, J. A. Verstegen, H. Valin, D. P. van Vuuren, S. Yeh und A. P. C. Faaij (2015). „Model collaboration for the improved assessment of biomass supply, demand, and impacts“. In: *GCB Bioenergy* 7.3, S. 422–437. DOI: 10.1111/gcbb.12176.