



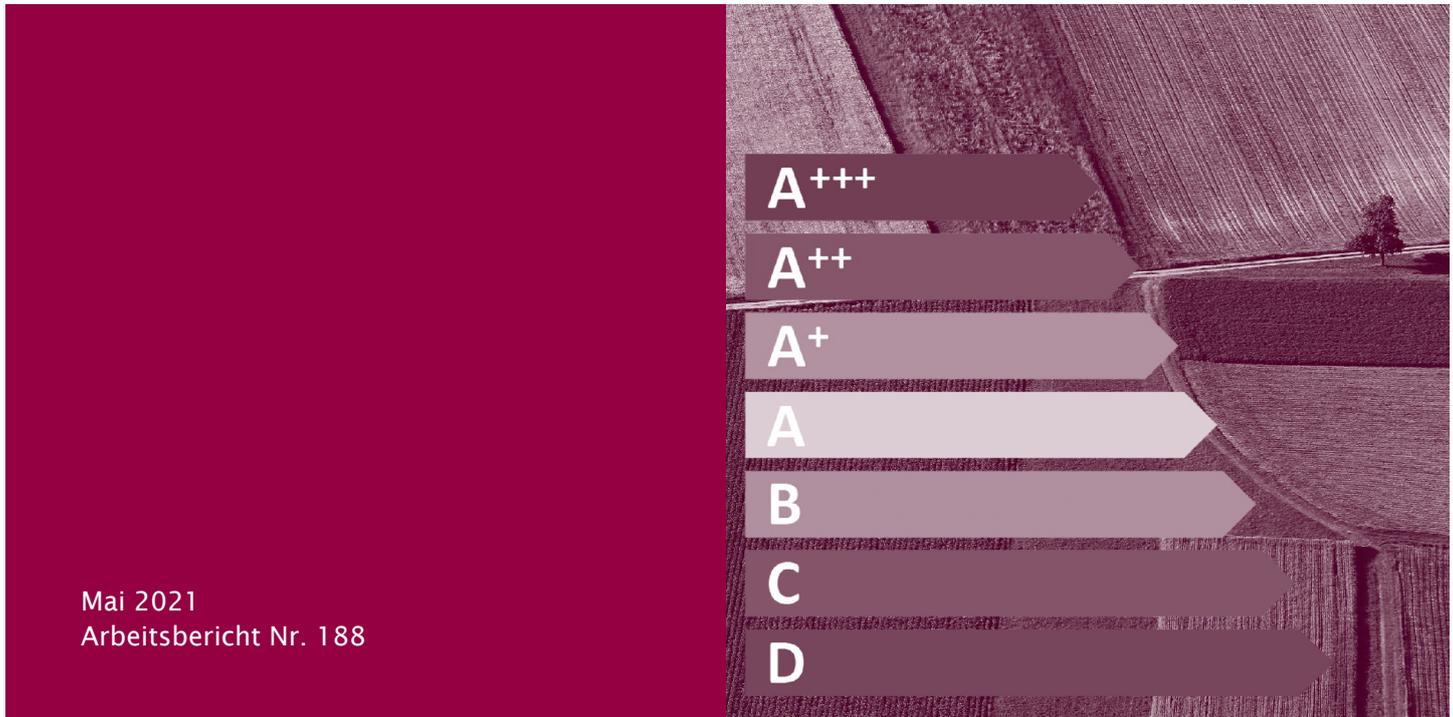
BÜRO FÜR TECHNIKFOLGEN-ABSCHÄTZUNG  
BEIM DEUTSCHEN BUNDESTAG

Rolf Meyer  
Carmen Prierer

unter Mitarbeit von  
Arnold Sauter

# Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme – Herausforderungen und Perspektiven

Endbericht zum TA-Projekt



Mai 2021  
Arbeitsbericht Nr. 188





Rolf Meyer  
Carmen Priefer

unter Mitarbeit von  
Arnold Sauter

**Nachhaltigkeitsbewertung  
landwirtschaftlicher  
Systeme –  
Herausforderungen und  
Perspektiven**

Endbericht zum TA-Projekt

**TAB-Arbeitsbericht Nr. 188**



Büro für Technikfolgen-Abschätzung  
beim Deutschen Bundestag  
Neue Schönhauser Straße 10  
10178 Berlin

Telefon: +49 30 28491-0  
E-Mail: [buero@tab-beim-bundestag.de](mailto:buero@tab-beim-bundestag.de)  
Web: [www.tab-beim-bundestag.de](http://www.tab-beim-bundestag.de)

2021

Umschlagbild: [zlikovec/123rf.com](http://zlikovec/123rf.com)

Papier: *Circleoffset* Premium White  
Druck: Systemedia Druck und Medien GmbH, Wurmberg

ISSN-Print: 2364-2599  
ISSN-Internet: 2364-2602

Das Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB) berät das Parlament und seine Ausschüsse in Fragen des wissenschaftlich-technischen Wandels. Das TAB wird seit 1990 vom Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS) des Karlsruher Instituts für Technologie (KIT) betrieben. Hierbei kooperiert es seit September 2013 mit dem IZT – Institut für Zukunftsstudien und Technologiebewertung gGmbH sowie der VDI/VDE Innovation + Technik GmbH.



---

## Inhalt

---

Zusammenfassung	9
1 Einleitung	27
2 Strukturwandel und Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft	31
2.1 Ursachen des Agrarstrukturwandels in Europa	32
2.1.1 Technikentwicklung und Produktivität	32
2.1.2 Agrarmärkte und Einbindung in Wertschöpfungsketten	33
2.1.3 Volkswirtschaftliche Entwicklung und intersektoraler Wettbewerb	34
2.1.4 Agrarpolitik	35
2.1.5 Einzelbetriebliche Entscheidungen	36
2.2 Entwicklung der Agrarstruktur in Deutschland	37
2.2.1 Betriebsgröße	37
2.2.2 Betriebseinkommen	43
2.2.3 Produktionsausrichtung	44
2.2.4 Ökologischer Landbau	50
2.2.5 Viehhalter und -haltung	51
2.2.6 Haupt- und Nebenerwerb	57
2.2.7 Rechtsformen und Investoren	61
2.2.8 Perspektiven	65
2.2.9 Fazit	67
2.3 Entwicklung der Agrarstruktur in ausgewählten europäischen Ländern	70
2.3.1 Betriebsgröße	71
2.3.2 Viehhalter und Viehhaltung	89
2.3.3 Ökologischer Landbau	97
2.3.4 Fazit	100
2.4 Bäuerliche und industrielle Landwirtschaft in der gesellschaftlichen Diskussion	102
2.4.1 Bäuerliche Landwirtschaft	102
2.4.2 Industrielle Landwirtschaft	106
2.4.3 Verständnis bäuerlicher und industrieller Landwirtschaft in der Bevölkerung	107
2.4.4 Fazit	110



2.5	Wirkungen des Agrarstrukturwandels auf die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft	111
2.5.1	Landwirtschaftlicher Strukturwandel und ökonomische Nachhaltigkeit	112
2.5.2	Landwirtschaftlicher Strukturwandel und soziale Nachhaltigkeit	115
2.5.3	Landwirtschaftlicher Strukturwandel und ökologische Nachhaltigkeit	118
2.5.4	Fazit	129
<hr/>		
3	Nachhaltigkeitsbewertung vom landwirtschaftlichen Betrieb bis zum Agrarsektor – Stand und Perspektiven	131
3.1	Definitionen und Verständnisse von Nachhaltigkeit und nachhaltiger Entwicklung	132
3.2	Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe	136
3.2.1	Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems	137
3.2.2	Response-Inducing Sustainability Evaluation	138
3.2.3	Sustainability Monitoring and Assessment Routine	140
3.2.4	Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft	142
3.2.5	Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig	145
3.2.6	Dairy Management	148
3.2.7	Nachhaltigkeitscheck für landwirtschaftliche Betriebe	149
3.2.8	Gemeinsamkeiten und Unterschiede	151
3.2.9	Möglichkeiten der Vereinheitlichung und Weiterentwicklung	158
3.3	Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Wertschöpfungsketten und Produkte	159
3.3.1	Sustainable Agriculture Initiative und International Sustainability and Carbon Certification	160
3.3.2	Standards und Zertifizierung im ökologischen Landbau	163
3.3.3	Nachhaltigkeitszertifizierung für Soja und Palmöl	164
3.3.4	Nachhaltigkeitszertifizierung für Biomasse zur Energieerzeugung	168
3.3.5	Gemeinsamkeiten und Unterschiede	170
3.3.6	Möglichkeiten der Vereinheitlichung und Weiterentwicklung	171

3.4	Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für den Agrarsektor	172
3.4.1	Agri-Environmental Indicators	172
3.4.2	Nachhaltigkeitsberichte der DLG	174
3.4.3	Nachhaltigkeitsberichte der Bundesregierung	176
3.4.4	SDGs und landwirtschaftliche Nachhaltigkeitsberichterstattung in Deutschland	179
3.4.5	Gemeinsamkeiten und Unterschiede	185
3.5	Möglichkeiten und Grenzen der Verknüpfung verschiedener Ebenen	187
<hr/>		
4	Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft – Ansatzpunkt für eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme?	191
4.1	Verständnisse landwirtschaftlicher Systeme	191
4.2	Kenntnisstand beim Vergleich konventioneller und ökologischer Landwirtschaft	194
4.2.1	Kenntnisstand im Hinblick auf ökonomische Nachhaltigkeit	194
4.2.2	Kenntnisstand im Hinblick auf soziale Nachhaltigkeit	210
4.2.3	Kenntnisstand im Hinblick auf ökologische Nachhaltigkeit	224
4.2.4	Bewertung der Vergleichsansätze und des Kenntnisstands	249
4.2.5	Fazit	255
4.3	Potenzielle Datenquellen für systematische Vergleichsuntersuchungen von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft	259
4.3.1	Buchführungsergebnisse (Testbetriebsnetz)	260
4.3.2	Farm Accountancy Data Network	261
4.3.3	Zentrale InVeKoS-Datenbank	261
4.3.4	Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere	262
4.3.5	Agrarstatistik des Bundes und der Länder – Landwirtschaftszählung, Agrarstrukturerhebung und weitere	262
4.3.6	Europäische Agrarstatistik	264
4.3.7	Fazit	267
4.4	Möglichkeiten und Grenzen des Vergleichs von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft	270



---

5	Handlungsoptionen	275
5.1	Politischen Dialog zum Konzept der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft führen	277
5.1.1	Dialog zum Verständnis von landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit initiieren	277
5.1.2	Verständigung über Grundsätze für Indikatoren und Zielwerte anstreben	279
5.1.3	Interaktionen und Zielkonflikte zwischen Nachhaltigkeitsdimensionen und -indikatoren diskutieren	280
5.1.4	Weiterentwicklung des landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsmonitorings anstoßen	281
5.2	Forschung zur Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme weiterentwickeln	282
5.2.1	Inter- und transdisziplinäre Forschungsprozesse zur vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung starten	282
5.2.2	Ökonomische Nachhaltigkeit: Indikatorlücken schließen	283
5.2.3	Soziale Nachhaltigkeit: Indikatoren zur umfassenden Abbildung entwickeln	284
5.2.4	Ökologische Nachhaltigkeit: Praxis der Landbewirtschaftung und Erfassung von Umweltwirkungen stärker miteinander in Verbindung setzen	285
5.2.5	Standards für Lebenszyklusanalysen landwirtschaftlicher Wertschöpfungsketten entwickeln	286
5.2.6	Langzeitversuche zum systemaren Vergleich durchführen	286
5.2.7	Ansätze zur Abbildung von sektorübergreifenden, systemaren Zusammenhängen erarbeiten	287
5.2.8	Möglichkeiten einer Verknüpfung von Nachhaltigkeits-bewertungen auf den Ebenen Betrieb, Wertschöpfungskette, Landwirtschaftssystem und Sektor prüfen	288
5.3	Monitoring zur Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme als Erweiterung des Bioökonomie-Monitorings aufbauen	289
5.3.1	Entwicklung von Monitoring als partizipativen Prozess gestalten	289



5.3.2	Vorhandene Daten für vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung nutzen	290
5.3.3	Neue Indikatoren und Daten generieren	291
5.3.4	Systemzusammenhänge erfassen	291
5.4	Schlussbetrachtung	291
<hr/>		
6	Literatur	293
6.1	In Auftrag gegebene Gutachten	293
6.2	Weitere Literatur	293
<hr/>		
7	Anhang	323
7.1	Abbildungen	323
7.2	Tabellen	325
7.3	Abkürzungsverzeichnis	327





---

## Zusammenfassung

Die Landwirtschaft in Deutschland und der EU unterliegt einem kontinuierlichen Strukturwandel hin zu stärker spezialisierten und größeren Betrieben. Vor diesem Hintergrund gibt es seit Jahren eine breite und kontroverse Diskussion, welche Betriebsgrößen und Formen der Landbewirtschaftung und Lebensmittelproduktion einer nachhaltigen Landwirtschaft am besten entsprechen. Es gibt allerdings keinen Konsens darüber, wie eine nachhaltige Landwirtschaft aussehen sollte und wie sie erreicht werden kann.

Bisherige Ansätze einer Nachhaltigkeitsbewertung im Bereich Landwirtschaft konzentrieren sich einerseits auf den einzelnen landwirtschaftlichen Betrieb und andererseits auf den gesamten Agrarsektor. Aggregationsstufen dazwischen sind bisher dagegen kaum untersucht worden. Lediglich für den Vergleich zwischen ökologischer und konventioneller Landbewirtschaftung sind in den letzten Jahren zahlreiche Veröffentlichungen erschienen, die verschiedene Nachhaltigkeitsaspekte in den Blick genommen haben. Eine exemplarische Untersuchung des Kenntnisstands zur vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft bietet sich nicht nur wegen der Datenlage an, sondern auch aufgrund der besonderen Relevanz für die agrarpolitische Diskussion.

Der vorliegende Bericht bildet den Abschluss des Projekts »Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme – Herausforderungen und Perspektiven« des Büros für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB). Die Themeninitiative für dieses Projekt ging von den Ausschüssen für Ernährung und Landwirtschaft sowie für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages aus. Das Projekt soll Informationen zu der Frage liefern, welche Ansätze einer Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme geeignet erscheinen, um als Orientierungsrahmen für eine ökonomisch tragfähige, sozial- und umweltverträgliche Gestaltung der zukünftigen Agrar- und Umweltpolitik dienen zu können.

---

### Strukturwandel und Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft

Ausgehend von der Entwicklung und den Perspektiven des Agrarstrukturwandels in Deutschland, ergänzt um einen Vergleich mit der Agrarstrukturentwicklung in ausgewählten EU-Ländern und der grundsätzlichen Debatte um bäuerliche und industrielle Landwirtschaft, wird im Bericht dargestellt, welche Wirkungen der Agrarstrukturwandel auf die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft hat.



## Entwicklung der Agrarstruktur in Deutschland

In den letzten Jahrzehnten haben in der Landwirtschaft in Deutschland wie in anderen Industrieländern tiefgreifende Veränderungen stattgefunden. Die *Betriebsgröße*, d.h. die Ausstattung der landwirtschaftlichen Betriebe mit dem wichtigen Produktionsfaktor Boden, ist ein grundlegendes Merkmal der Agrarstruktur. Mit der Abnahme der Zahl der Betriebe hat die durchschnittliche Betriebsgröße zugenommen, wobei nach wie vor eine große Spannweite bei der Größenverteilung besteht. So gibt es einen ausgeprägten Ost-West-Unterschied sowie zusätzlich ein Nord-Süd-Gefälle.

Die verschiedenen Naturräume Deutschlands schlagen sich in den unterschiedlichen regionalen Schwerpunkten der vorherrschenden *Produktionsausrichtung* bzw. Betriebsform nieder, verbunden mit einer mittlerweile starken regionalen Spezialisierung bzw. Konzentration. In der *Tierproduktion*, in der ca. 60 % der Verkaufserlöse der deutschen Landwirtschaft erzielt werden, haben erhebliche Strukturveränderungen stattgefunden. Die Anzahl der tierhaltenden Betriebe ist stärker zurückgegangen als die Gesamtzahl der Betriebe, und die regionale Konzentration der Tierhaltung stößt zunehmend an Grenzen. Die durchschnittliche Bestandsgröße hat sich deutlich erhöht, und insbesondere die Legehennenhaltung weist eine starke Polarisierung zwischen vielen Betrieben mit kleinen Beständen, die nicht wesentlich zum Einkommen beitragen, und wenigen Betrieben mit sehr großen Beständen, bei denen die Legehennenhaltung den Großteil des Betriebseinkommens ausmacht, auf. Die Entwicklung der landwirtschaftlichen Tierhaltung ist im Hinblick auf Tierwohl, Umweltschutz und Ressourcenverbrauch zunehmend gesellschaftlich hinterfragt.

Die Anzahl der Betriebe des *ökologischen Landbaus* hat sich von 2,8 % im Jahr 2000 auf 9,9 % im Jahr 2016 erhöht. In diesem Zeitraum hat die durchschnittliche Betriebsgröße der ökologischen Betriebe nur geringfügig zugenommen, während sich die durchschnittliche Betriebsgröße aller Betriebe fast verdoppelt hat. Ökologisch bewirtschaftete Betriebe finden sich in allen Größenklassen. Die Verteilung der Betriebe auf die einzelnen Größenklassen ist fast identisch mit der Situation bei den landwirtschaftlichen Betrieben insgesamt. Regional variiert der Anteil des ökologischen Landbaus in Deutschland beträchtlich.

Bei den landwirtschaftlichen Einzelunternehmen (also dem klassischen Familienbetrieb) wird zwischen *Haupt- und Nebenerwerbsbetrieben* unterschieden. Haupterwerbsbetriebe sind diejenigen, bei denen das Einkommen des Betriebsinhabers und des Ehepartners überwiegend aus einer landwirtschaftlichen Tätigkeit stammt. Insgesamt waren im Jahr 2016 rund 90 % der landwirtschaftlichen Betriebe Einzelunternehmen, von denen 48 % im Haupterwerb und 52 % im Nebenerwerb geführt wurden. Die durchschnittliche landwirtschaftlich genutzte Fläche der Nebenerwerbsbetriebe liegt bei rund einem Drittel der Haupt-



erwerbsbetriebe. Der Rückgang landwirtschaftlicher Betriebe betrifft Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe gleichermaßen. Die Nebenerwerbslandwirtschaft zeigt eine große Kontinuität und wird auch in Zukunft fortbestehen.

Insbesondere in den Veredlungsregionen, d.h. Regionen mit hoher Konzentration von Schweine- und Geflügelhaltung, entstehen zunehmend *komplexere Unternehmensstrukturen*, zusammengesetzt aus Teilbetrieben, durch Kooperationen von Unternehmen, Aufbau neuer Unternehmenszweige sowie zur Nutzung von steuerlichen oder förder- und genehmigungsrechtlichen Vorteilen. Von der Weiterentwicklung der offiziellen Agrarstrukturstatistik und des Testbetriebsnetzes hängt es ab, ob diese Veränderungen zukünftig erfasst werden können.

Die aktuelle Struktur der deutschen Landwirtschaft ist durch eine Vielfalt der *Rechtsformen* gekennzeichnet. In den neuen Bundesländern wurde im Jahr 2016 rund die Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Fläche durch Betriebe in der Rechtsform juristische Person bewirtschaftet. In den alten Bundesländern haben in den letzten 25 Jahren im Rahmen der Betriebsgrößenentwicklung sowie der Spezialisierung oder Diversifizierung der Betriebe insbesondere Personengesellschaften zugenommen, sodass hier mittlerweile rund 17 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche durch Betriebe dieser Rechtsform bewirtschaftet werden.

Der Verkauf von Kapitalanteilen an landwirtschaftlichen Betrieben in der Rechtsform juristische Person, sogenannte Share Deals, ist in den ostdeutschen Bundesländern von Bedeutung. Ein Teil der neuen Mehrheitseigentümer von juristischen Personen sind überregional aktive Landwirte und landwirtschaftliche Holdings sowie nichtlandwirtschaftliche Investoren. *Nichtlandwirtschaftliche und überregional aktive landwirtschaftliche Investoren* sind auch am Erwerb von Agrarflächen beteiligt. Sie spielen insbesondere in Ostdeutschland eine Rolle, treten aber auch im übrigen Bundesgebiet auf. Es wird erwartet, dass sich diese Akteure weiterhin engagieren werden, insbesondere solange andere Anlagealternativen hinsichtlich Sicherheit und Rentabilität weniger attraktiv sind.

Agrarstruktureller Wandel wird auch in *Zukunft* stattfinden, ohne dass sich die Vielfalt der deutschen Agrarstruktur grundsätzlich ändern wird. Landwirtschaftliche Betriebe sehr unterschiedlicher Größenordnungen, verschiedener Spezialisierungs- und Diversifizierungsgrade, unterschiedlicher Rechtsformen sowie divergierende regionale Strukturen werden fortbestehen, da sie das Resultat spezifischer Anpassungen an natürliche und wirtschaftliche Bedingungen sowie von historischen Ausgangssituationen und Pfadabhängigkeiten sind. Die Ursachen des Agrarstrukturwandels der Vergangenheit wirken prinzipiell auch zukünftig weiter. Technische Entwicklungen, verbunden mit Skaleneffekten, steigende administrative Anforderungen an die landwirtschaftlichen Betriebe sowie volatile Agrarpreise fördern das Größenwachstum.

## Entwicklung der Agrarstruktur in ausgewählten europäischen Ländern

Die Agrarstruktur der EU-Mitgliedstaaten ist sehr verschieden, mit erheblichen Unterschieden in der durchschnittlichen Betriebsgröße. Es bestehen charakteristische Unterschiede zwischen den untersuchten EU-Ländern bei der Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen. *Betriebe mit 100 oder mehr ha* dominieren einerseits in einigen neuen Mitgliedstaaten (z.B. Slowakei, Tschechische Republik) infolge des Transformationsprozesses nach 1990 und andererseits in alten Mitgliedstaaten infolge des langfristigen Strukturwandels. Mehr als die Hälfte der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) in Dänemark, Deutschland, Frankreich, Schweden und Spanien wird von Betrieben mit 100 ha oder mehr bewirtschaftet. Eine bedeutend gleichmäßigere Verteilung der Betriebe auf die Betriebsgrößenklassen weisen Italien, die Niederlande und Österreich auf.

Eine extreme Polarisierung zwischen vielen sehr kleinen Betrieben und großen Betrieben ist charakteristisch für Rumänien. Ein Drittel der ca. 10 Mio. landwirtschaftlichen Betriebe der EU-28 befindet sich in Rumänien, und 90 % dieser Betriebe bewirtschaften weniger als 5 ha. Korrespondierend damit ist Rumänien das EU-Land mit der höchsten Bedeutung der *Semisubsistenzlandwirtschaft*, welche diejenigen landwirtschaftlichen Betriebe umfasst, die mindestens 50 % der Gesamtproduktion für den Eigenverbrauch nutzen.

Die *Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe* insgesamt nimmt in der EU seit Langem kontinuierlich ab. Die gleiche Entwicklungsrichtung in Ländern mit teilweise sehr unterschiedlicher Agrarstruktur ist ein deutliches Zeichen dafür, dass übergreifend wirksame Einflussfaktoren den Strukturwandel in der europäischen Landwirtschaft bestimmen. Allerdings sind die Abnahmeraten bei den landwirtschaftlichen Betrieben in den ausgewählten europäischen Ländern im Betrachtungszeitraum von 2005 bis 2016 sehr verschieden. So erfuhren Deutschland und Dänemark einen fast doppelt so starken Rückgang der Zahl der Betriebe wie die anderen EU-Staaten, wobei aufgrund der unterschiedlichen Änderungen der Erfassungsgrenzen die Vergleichbarkeit allerdings eingeschränkt ist.

Neben der Flächenausstattung der Betriebe unterscheidet sich die *durchschnittliche wirtschaftliche Betriebsgröße* (Standardoutput pro Betrieb) in den EU-Ländern erheblich. Insgesamt liegt Deutschland mit einem durchschnittlichen Standardoutput pro landwirtschaftlichem Betrieb von rund 162.300 Euro deutlich über dem EU-Durchschnitt von 30.500 Euro (Werte für 2013). Dabei ist die Spannweite der durchschnittlichen wirtschaftlichen Betriebsgröße in der EU extrem groß: Sie reicht von 303.800 Euro Standardoutput pro Betrieb (2013) in den Niederlanden bis 3.300 Euro pro Betrieb in Rumänien.



Sehr unterschiedlich sind auch Bedeutung und Entwicklung des *ökologischen Landbaus* in den EU-Mitgliedstaaten. Österreich und Schweden haben mit rund 21 bzw. 18 % einen hohen Anteil ökologisch bewirtschafteter Fläche, im EU-Durchschnitt lag im Jahr 2016 der Anteil bei 6,7 %. Die höchste Anzahl ökologischer Betriebe hat Italien. Ein starkes Wachstum der ökologisch bewirtschafteten Fläche (wenn auch teils von niedrigen Ausgangswerten) fand von 2005 bis 2016 in Frankreich, Italien, Schweden und Spanien statt, in Deutschland war dagegen nur eine moderate Zunahme zu verzeichnen. Die ökologische Landwirtschaft in den betrachteten EU-Ländern unterscheidet sich erheblich im Hinblick auf das Verhältnis von Ackerland, Dauergrünland und Dauerkulturen, hinsichtlich der Produktionsschwerpunkte sowie der durchschnittlichen Betriebsgröße, wobei Letztere über oder unter dem Landesdurchschnitt liegen kann.

### **Bäuerliche und industrielle Landwirtschaft in der gesellschaftlichen Diskussion**

In gesellschaftlichen und politischen Debatten wird oftmals mit einer Gegenüberstellung von »bäuerlicher« und »industrieller« Landwirtschaft argumentiert. Dies ist Ausdruck eines gesellschaftlichen Unbehagens an wachsenden Betriebs- und Bestandsgrößen, einer steigenden Spezialisierung und Intensivierung der Betriebe sowie – namentlich im Bereich der Nutztierhaltung – einer zunehmenden räumlichen Konzentration.

Sowohl für bäuerliche als auch für industrielle Landwirtschaft gibt es allerdings kein allgemein geteiltes Verständnis und keine offiziellen Definitionen. *Bäuerliche Landwirtschaft* wird insbesondere durch selbstverantwortliches Arbeiten und Erhalt des landwirtschaftlichen Betriebs über Generationen hinweg, keine kurzfristige Gewinnmaximierung, einen verantwortlichen Umgang mit Natur und Tieren sowie regionale Verankerung charakterisiert. *Industrielle Landwirtschaft* wird demgegenüber festgemacht einerseits an Merkmalen der Produktionsweise, wie hoher Spezialisierungsgrad, starke Technisierung, hoher Kapital- und Energieeinsatz sowie standardisierter Massenproduktion, und andererseits an ökonomischen Kriterien, wie außerlandwirtschaftliche oder ortsfremde Kapitaleigner, familienfremde Arbeitskräfte und insgesamt eine rein wirtschaftliche Ausrichtung des Betriebs.

Die Ergebnisse einer *repräsentativen Befragung* zeigen, dass von der großen Mehrheit der Befragten eine Landwirtschaft gewünscht wird, die aus vielen bäuerlichen Betrieben besteht, wobei mehrheitlich die Abgrenzung zur industriellen Landwirtschaft bei sehr niedrigen Betriebs- und Tierbestandsgrößen vorgenommen wird. Die landwirtschaftlichen Betriebe haben sich somit im Rahmen des Strukturwandels immer mehr von den Idealvorstellungen relevanter Teile der Bevölkerung entfernt.



## Wirkungen des Agrarstrukturwandels auf die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft

Im Bericht werden zwei Fragen diskutiert:

- › Wie hat sich der Strukturwandel insgesamt über die Zeit auf die Nachhaltigkeit ausgewirkt?
- › Welche unterschiedlichen Nachhaltigkeitswirkungen gehen von verschiedenen Betriebstypen und -größen in der Ist-Situation aus?

Bei der Betrachtung der Wirkung über die Zeit resultiert eine Schwierigkeit daraus, dass technische Entwicklungen und die durch sie bewirkte Intensivierung und Spezialisierung der Agrarproduktion mit steigender Flächen- und Arbeitsproduktivität einerseits und der landwirtschaftliche Strukturwandel andererseits sich gegenseitig bedingen. In der Folge sind unterschiedliche Interpretationen möglich, ob der Agrarstrukturwandel eine Ursache oder ein Teil der Nachhaltigkeitsprobleme der Landwirtschaft ist.

Der Strukturwandel in Form der fortgesetzten Aufgabe landwirtschaftlicher Betriebe ist auf jeden Fall ein Zeichen dafür, dass die Landwirtschaft insgesamt durch einen Mangel an *ökonomischer Nachhaltigkeit* gekennzeichnet ist. Bei den Betriebsmerkmalen zeigt sich, dass größere, spezialisierte Betriebe zwar Vorteile im Hinblick auf die Rentabilität, die erzielbaren Einkommen und die Sicherung der Hofnachfolge aufweisen. Allerdings fehlen ihnen der interne Risikoausgleich sowie die stabilisierende Wirkung außerlandwirtschaftlicher Einkommen, die für Gemischt- und Nebenerwerbsbetriebe kennzeichnend sind. Außerdem sind größere Betriebe aufgrund fixer Kosten für Kapitaldienst und familienfremde Arbeitskräfte durch ein höheres Insolvenzrisiko gekennzeichnet.

Bei der *sozialen Nachhaltigkeit* ist die Landwirtschaft im Zeitverlauf durch überaus starke Arbeitsplatzverluste gekennzeichnet. Eine zunehmende Zweiteilung in sehr gut ausgebildete Betriebsleiter sowie andere Fach- und Führungskräfte einerseits sowie wenig qualifizierte und entsprechend gering entlohnte familienfremde Arbeitskräfte andererseits ist festzustellen. Größere Betriebe bieten Vorteile wie eine häufiger gesicherte Hofnachfolge, Entlastung von Familienarbeitskräften, attraktivere Arbeitszeitmodelle sowie mehr Weiterbildungsmöglichkeiten. Kleinere Betriebe können dagegen eher neue Formen der lokalen Vermarktung und der Kooperation mit Verbrauchern (z. B. »solidarische Landwirtschaft«) realisieren.

Die *ökologische Nachhaltigkeit* hat sich durch die fortgesetzte Intensivierung und Spezialisierung der landwirtschaftlichen Produktion verschlechtert. Die intensivere Bewirtschaftung ging mit einem zunehmenden Einsatz von Inputs wie Energie und Düngemittel sowie einem höheren Pflanzenschutzmitteleinsatz einher. Die Effizienz der Bodennutzung konnte so durch höhere Erträge gesteigert werden. Gleichzeitig nimmt die Biodiversität ab, steigt die Abhängigkeit von Eiweißfuttermittelimporten und setzen sich intensivere Formen der



Nutztierhaltung (z. B. ohne Auslauf und unter Einsatz züchterisch sehr einseitig auf hohe Legeleistung, Milchleistung oder Gewichtszunahmen ausgerichteter Nutztierassen) durch. Die Betriebsgröße hat dabei nur punktuell Einfluss auf die ökologische Nachhaltigkeit, namentlich in der Form, dass stark rationalisierte Großbetriebe oftmals mehr Pflanzenschutzmittel einsetzen, eher Flächen zusammenlegen und erosionsmindernde und die Biodiversität fördernde Landschaftselemente beseitigen sowie eine geringere emotionale Bindung der Beschäftigten an die gehaltenen Nutztiere begünstigen. Mittlerweile ist aber eine Trendumkehr zu beobachten. Unabhängig von den Betriebsgrößen haben Landwirtschaftsbetriebe die Notwendigkeit erkannt, Landschaftselemente, wie z. B. Blühstreifen, zu integrieren. Insgesamt ist daher die Frage der Betriebsgröße unter dem Aspekt der ökologischen Nachhaltigkeit deutlich weniger relevant als die Frage der Intensität der Produktion.

In der Gesamtschau ergibt sich für den Zusammenhang zwischen dem landwirtschaftlichen Strukturwandel und der ökonomischen, sozialen und ökologischen Nachhaltigkeit ein gemischtes Bild.

---

## **Nachhaltigkeitsbewertung vom landwirtschaftlichen Betrieb bis zum Agrarsektor – Stand und Perspektiven**

Mittlerweile existieren verschiedene Systeme zur Nachhaltigkeitsbewertung von landwirtschaftlichen Betrieben, landwirtschaftlichen Wertschöpfungsketten bzw. Produkten sowie des gesamten Agrarsektors. Im Bericht wird ein vergleichender Überblick über Kontext, Methoden, Indikatoren und Zielwerte sowie Ergebnisdarstellung und Stand der Anwendung gegeben.

### **Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe**

Betriebsbewertungssysteme sind häufig softwarebasierte Systeme, die mithilfe eines breiten Spektrums an Indikatoren in systematischer Weise eine Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe ermöglichen. Folgende in Deutschland verfügbaren und genutzten Systeme werden betrachtet:

- > Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems (SAFA)
- > Response-Inducing Sustainability Evaluation (RISE)
- > Sustainability Monitoring and Assessment RouTine (SMART)
- > Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft (KSNL)
- > Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig (der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft [DLG])
- > Dairy Management (DAIRYMAN)
- > Nachhaltigkeitscheck für landwirtschaftliche Betriebe (NaLa)



Die *Zielsetzung* der Systeme ist sehr unterschiedlich. Während es bei den SAFA-Leitlinien in erster Linie um die Schaffung eines einheitlichen Rahmens für die Entwicklung von Nachhaltigkeitsbewertungssystemen geht, sind alle anderen Ansätze auf Beratung, auf Kommunikation nach außen und den Vergleich zwischen Betrieben und Betriebstypen ausgerichtet. Die Systeme KSNL und Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig der DLG bieten darüber hinaus die Möglichkeit einer Zertifizierung. Bei NaLa steht die Möglichkeit der Selbstevaluation ohne Inanspruchnahme einer externen Dienstleistung im Vordergrund.

Das *Spektrum der Anwendbarkeit* variiert von potenziell weltweit und für alle Typen landwirtschaftlicher Betriebe nutzbaren Ansätzen, wie RISE und SMART, bis hin zum Fokus auf bestimmte Betriebstypen, wie Ackerbaubetriebe beim DLG-System oder Milchviehbetriebe bei DAIRYMAN. Weitere Einschränkungen kommen durch die Datenanforderungen (z. B. Notwendigkeit einer systematischen Datendokumentation bei KSNL) oder die Fokussierung auf eine bestimmte Region bei der Entwicklung des Instruments (z. B. Schwerpunkt Niedersachsen bei NaLa) zustande.

Eine wissenschaftliche Fundierung ist bei allen Ansätzen gegeben. Teilweise wurde auch die Expertise von Akteuren außerhalb der Wissenschaft eingebunden, wie bei den SAFA-Leitlinien und NaLa. Die Ansprüche an *die Datenqualität und den Datenumfang* sind verschieden hoch einzustufen, wodurch auch der zeitliche und finanzielle Aufwand unterschiedlich ist.

Die *Ergebnisdarstellung* erfolgt bei RISE, SMART, KSNL und dem DLG-System mit Nachhaltigkeitspolygonen. Bei DAIRYMAN wird ein Index und bei NaLa eine Punktezahl gebildet. Bis auf NaLa werden zusätzliche Auswertungen wie Tabellen und ein Bericht zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse werden in der Regel in einem Beratungsgespräch näher erläutert.

Alle Betriebsbewertungssysteme sind nach den Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie organisiert, wobei die SAFA-Leitlinien und SMART eine zusätzliche Dimension Governance – im Sinne von Unternehmensführung – berücksichtigen. Die Dimensionen werden durch Themen-, Kriterien- und Indikatorenkataloge konkretisiert, die in den Systemen unterschiedlich ausgestaltet sind. Allen Systemen ist gemeinsam, dass die ökologische Dimension die größte Zahl an Themen, Kriterien und Indikatoren umfasst. Bei den sozialen Indikatoren finden sich sehr unterschiedliche Ausgestaltungen. In der ökonomischen Dimension stehen klassische ökonomische Kenngrößen im Mittelpunkt. Die SAFA-Leitlinien und NaLa weisen eine vergleichsweise stärkere Allgemeinwohl- und Vorsorgeorientierung auf.

Die *Zielwerte* werden bei allen Bewertungssystemen, soweit möglich, auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse festgelegt. Zudem fließen mit Ausnahme von DAIRYMAN international anerkannte Standards, politische Zielsetzungen und Empfehlungen zivilgesellschaftlicher Organisationen, aber auch vereinzelt Expertenmeinungen und eigene Einschätzungen der Systementwickler mit ein.



Die Zielwerte an sich sind nur selten veröffentlicht worden. Insgesamt erschwert die mangelnde Transparenz über die Entstehung der Zielwerte die Nachvollziehbarkeit und eröffnet Diskussionsspielräume, ob die gewählten Ziele für die Abbildung von Nachhaltigkeit angemessen sind.

### **Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Wertschöpfungsketten und Produkte**

Folgende Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Wertschöpfungsketten und Produkte werden im Bericht diskutiert:

- > Sustainable Agriculture Initiative (SAI-Standard) sowie International Sustainability and Carbon Certification (ISCC Plus)
- > Standards und Zertifizierung im ökologischen Landbau
- > Nachhaltigkeitszertifizierung für Soja und Palmöl
- > Nachhaltigkeitszertifizierung für Biomasse zur Energieerzeugung

Ein wesentlicher Unterschied besteht im *Anwendungsbereich*, da sich die Systeme bis auf Ausnahme der Standards SAI und ISCC Plus auf bestimmte Endprodukte wie Soja oder Palmöl, Verwendungszwecke wie die energetische Nutzung oder Anbauverfahren wie den ökologischen Landbau beschränken. Die Standards nehmen keine Bewertung der gesamten Wertschöpfungskette in ihrer Komplexität vor. Bei der Mehrzahl der Systeme liegt der Fokus auf der Bewertung der landwirtschaftlichen Produktion.

Die *Nachhaltigkeitskriterien und -indikatoren* sind bei den vorgestellten Ansätzen für Wertschöpfungsketten thematisch sortiert, jedoch nicht bestimmten Dimensionen zugeordnet, wie dies bei den betrieblichen Bewertungssystemen der Fall ist. Die Nachhaltigkeitszertifizierung für energetische Verwendungen nach der Richtlinie 2009/28/EG beinhaltet zwei Umweltkriterien, jedoch keine weiterführenden ökologischen, sozialen oder ökonomischen Anforderungen.

Die Nachhaltigkeitsbewertung entlang von Wertschöpfungsketten orientiert sich an *relativen Verbesserungen* im Vergleich zum Ausgangszustand und nicht wie bei den einzelbetrieblichen Systemen an festen Zielwerten für einzelne Indikatoren. Dies wird insbesondere bei der Zertifizierung für Soja und Palmöl deutlich. Die Eintrittsschwelle ist beispielsweise beim SAI-Standard durch die Staffelung in drei Nachhaltigkeitsniveaus vergleichsweise gering, und die Anforderungen beruhen nicht auf wissenschaftlich definierten Belastungsgrenzen.



## Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für den Agrarsektor

Folgende Bewertungssysteme für den Agrarsektor insgesamt werden im Bericht betrachtet:

- › Agrarumweltindikatoren (Agri-Environmental Indicators) der Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD)
- › Nachhaltigkeitsberichte der DLG
- › Nachhaltigkeitsberichte der Bundesregierung

Außerdem wird die Bedeutung der Sustainable Development Goals (SDGs), der Nachhaltigkeitsziele der »Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung« der Vereinten Nationen, für die landwirtschaftliche Nachhaltigkeitsberichterstattung in Deutschland diskutiert.

Alle Bewertungssysteme dienen dem *Monitoring der Nachhaltigkeitsperformance* über die Zeit. Die Indikatoren- und Berichtssysteme sind dabei in unterschiedlicher Weise gestaltet. Ein wesentlicher Unterschied besteht darin, dass die OECD-Agrarumweltindikatoren und die Nachhaltigkeitsberichte der DLG gezielt die Landwirtschaft analysieren, während die Nachhaltigkeitsberichte der Bundesregierung und die SDGs alle Wirtschafts- und Lebensbereiche erfassen. Das OECD-System und die SDGs sind auf der Basis umfangreicher Diskussionsprozesse unter Stakeholderbeteiligung entwickelt worden und reflektieren die Vielfalt an gesellschaftlichen Anforderungen.

Mit Ausnahme der OECD-Agrarumweltindikatoren folgen alle Systeme einem *multidimensionalen Nachhaltigkeitskonzept*. Die DLG-Nachhaltigkeitsberichte sind der einzige Ansatz, der sowohl auf den Agrarsektor fokussiert als auch die drei Nachhaltigkeitsdimensionen abbildet, allerdings mit einem Fokus auf ökonomische Aspekte bzw. unter Verwendung von ökonomischen Kennzahlen auch für andere Dimensionen. Der Nachhaltigkeitsbericht der Bundesregierung bezieht sich seit 2016 auf die SDGs; bei der Bewertung der Landwirtschaft werden aber ausschließlich ökologische Kriterien herangezogen.

Alle Ansätze nutzen weitestgehend *vorhandene Datenerhebungen*. Bei den SDGs bestehen noch Datenlücken bei einigen Unterthemen, die neue Datenerhebungen erforderlich machen. Aussagekräftige Indikatoren für die soziale Dimension fehlen weitgehend. Im ökologischen Bereich ist die Abbildung tendenziell eingeschränkt auf die Themenbereiche Stickstoff und Emissionen.

---

### Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft – Ansatzpunkt für eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme?

Aggregationsstufen zwischen einzelnen landwirtschaftlichen Betrieben und der Landwirtschaft insgesamt wurden bisher kaum im Hinblick auf ihre Nachhal-



tigkeitsperformance erfasst. Zumindest Vorarbeiten für eine Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme existieren im Kontext von Vergleichen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft, wozu in den letzten Jahren zahlreiche Studien zu verschiedenen Aspekten veröffentlicht wurden. Außerdem sind diese Vergleiche für die agrarpolitische Diskussion von besonderer Bedeutung.

### **Kenntnisstand beim Vergleich konventioneller und ökologischer Landwirtschaft**

Einen Überblick über den aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand geben insbesondere *Metaanalysen und Reviews*, die die zahlreichen Vergleichsuntersuchungen zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft auswerten. Metaanalysen, also quantitative und statistische Auswertungen von Daten aus Vergleichsuntersuchungen, liegen zum Vergleich pflanzlicher Erträge, betrieblicher Gewinne, Lebensmittelqualität, Bodenparameter, Stickstoffaustrag, Wirkung auf Biodiversität, Treibhausgas(THG)-Emissionen sowie Energie- und Stickstoffeffizienz vor. Diese und weitere Themenfelder werden außerdem in einer Reihe von Reviews, also qualitativen Analysen vorliegender Publikationen, behandelt.

Die Analyse der vorliegenden Vergleichsuntersuchungen ergibt zusammenfassend folgenden Kenntnisstand: Die Größenordnung der durchschnittlichen Unterschiede ist für pflanzenbauliche Erträge und einige ökologische Indikatoren wissenschaftlich gut abgesichert. Die *Erträge* sind im ökologischen Landbau durchschnittlich um 20 bis 25 % niedriger als im konventionellen Landbau. Bei einer Reihe von *ökologischen Indikatoren* schneidet der ökologische Landbau deutlich besser ab. Bei organischem Bodenkohlenstoffgehalt, der Bodenbiologie (Bodenmikroorganismen, Regenwürmer) und der Bodenfruchtbarkeit insgesamt sind signifikante Vorteile der ökologischen Landwirtschaft belegt. Ebenso sind Vorteile des ökologischen Landbaus beim Schutz von Grund- und Oberflächengewässern vor Stickstoffeinträgen nachgewiesen. Positive Wirkungen des ökologischen Landbaus auf die Biodiversität insgesamt und wichtige Artengruppen (z. B. Ackerbegleitflora, bestäubende Insekten) sind bestätigt, wobei die Heterogenität der Vergleichsstudien groß ist und viele Untersuchungen methodische Mängel aufweisen.

Bei den unmittelbaren landwirtschaftlichen THG-Emissionen ist der Kenntnisstand zur Kohlenstoffspeicherung in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Böden relativ gut, zu Lachgasemissionen aufgrund weniger experimenteller Untersuchungen begrenzt und bei den Methanemissionen unzureichend. Mittlerweile gibt es zahlreiche Studien zur Klimabilanz landwirtschaftlicher Produkte mittels Lebenszyklusanalysen, deren Ergebnisse sehr uneinheitlich sind, bedingt u. a. durch methodische Schwächen. Im Ergebnis ist der Kenntnisstand hier nicht zufriedenstellend. Weiterhin schneidet der



ökologische Landbau bei der Energie- und Stickstoffeffizienz tendenziell besser ab. Schließlich ist der durchschnittliche *Gewinn* ökologisch bewirtschafteter Betriebe in Deutschland in den meisten Jahren höher als in den konventionellen Vergleichsbetrieben.

*Qualitative Aussagen* ohne genaue Größenordnung sind für einige weitere Indikatoren möglich. Die ökologische Landwirtschaft verursacht niedrigere externe Kosten, und ökologische Lebensmittel weisen höhere Gehalte an einigen ernährungsphysiologisch relevanten Inhaltsstoffen auf. Die Verbraucherpreise und Kosten für die Haushalte sind bei ökologischen Lebensmitteln deutlich höher. Aufgrund der geringen Studienzahl bzw. der Heterogenität der Untersuchungen kann die Größenordnung der Unterschiede jedoch nicht genauer abgeschätzt werden. Schließlich sind für einige der untersuchten Themenfelder (z. B. regionale Wertschöpfung, Indikatoren sozialer Nachhaltigkeit) keine gesicherten Aussagen möglich, weil keine oder zu wenige Vergleichsstudien vorliegen oder die verschiedenen methodischen Ansätze keinen Vergleich ermöglichen. Insgesamt sind die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit bisher sehr unterschiedlich untersucht worden.

Der aktuelle Kenntnisstand erlaubt somit nur *Aussagen zu grundsätzlichen Unterschieden* zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft. Durchschnittliche Differenzen in der Nachhaltigkeitsperformance bedeuten, dass einzelne Betriebe bzw. Betriebsgruppen auch gegenläufige Ausprägungen aufweisen können. Differenzierungen der Vergleichsergebnisse nach wichtigen naturräumlichen und ökonomischen Bedingungen der landwirtschaftlichen Betriebe, wie Betriebstypen, und Standorten, nach Regionen und Ländern, können derzeit nicht vorgenommen werden. Ebenso ist eine Abbildung zeitlicher Entwicklungen der Nachhaltigkeitsperformance von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft bis auf Ausnahmen nicht möglich.

Die Auswertung der Vergleichsuntersuchungen hat gezeigt, dass diese teilweise methodische Schwächen aufweisen, die ihre Interpretation und ihre Auswertung erschweren. Relevante *methodische Problembereiche* sind:

- › *Repräsentativität*: Das Design von Feldversuchen bzw. die Auswahl landwirtschaftlicher Vergleichsbetriebe spiegelt nicht immer die typische landwirtschaftliche Praxis wider.
- › *Vergleichbare Rahmenbedingungen*: Die Standort- und Betriebsbedingungen beim Vergleich ökologischer und konventioneller Betriebe sind nicht immer gut dokumentiert bzw. gleichwertig.
- › *Zeitraum der ökologischen Bewirtschaftung*: Vergleichsuntersuchungen erfolgen auf Feldern bzw. in Betrieben, deren Umstellung auf ökologischen Landbau unterschiedlich lange zurückliegt, was bei einigen Indikatoren die Ergebnisse beeinflusst.

- > *Studiendauer*: Unterschiedliche Erhebungsdauern (kurz-, mittel-, langfristig) zu ansonsten gleichen Fragestellungen erschweren den Vergleich der Ergebnisse.
- > *Untersuchungsparameter und Erhebungsmethoden*: In einigen Themenbereichen fehlt eine Verständigung auf einheitliche Untersuchungsparameter und Erhebungsmethoden.
- > *Bezugseinheit*: Bei einigen Indikatoren ist die angemessene Bezugseinheit, d.h. Fläche oder Produkt, umstritten.
- > *Wechselwirkungen*: Viele Vergleichsstudien untersuchen nur einen oder wenige Wirkungsparameter, sodass gegenseitige Abhängigkeiten zwischen Indikatoren nicht gut bearbeitet sind.
- > *Systemgrenzen und Inventardaten von Lebenszyklusanalysen*: Unterschiedliche Systemgrenzen, das Ende am »Hoftor« ohne Berücksichtigung nachgelagerter Bereiche und die unzureichende Berücksichtigung der Spezifika des ökologischen Landbaus bei der Wirkungsabschätzung in Lebenszyklusanalysen führen häufig zu unterschiedlichen, nicht vergleichbaren Ergebnissen.

Einige wichtige Fragestellungen der Nachhaltigkeit lassen sich nicht alleine auf der Ebene der landwirtschaftlichen Produktion, sondern nur in ihren *systemaren Zusammenhängen*, d.h. unter Berücksichtigung gesellschaftlicher, ökonomischer und politischer Beziehungsgefüge, beantworten. Dies gilt beispielsweise für die Ernährungssicherung, für volkswirtschaftliche Wirkungen, den Aspekt des Ernährungsverhaltens oder für THG-Emissionen über die gesamte Lebensmittelkette hinweg. Entsprechende Abschätzungen sind bisher selten durchgeführt worden und in besonderem Maße von den gewählten Systemgrenzen und -abbildungen sowie Annahmesetzungen bzw. Szenarien abhängig.

### **Potenzielle Datenquellen für systematische Vergleichsuntersuchungen von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft**

Nachhaltigkeitsbewertungen sollten die ökonomische, die soziale und die ökologische Dimension gleichermaßen abdecken. Die Agrarstatistik und andere Datensammlungen sind allerdings traditionell auf andere Ziele ausgerichtet, wie beispielsweise die Bereitstellung von Informationen zur Agrarstruktur und zur wirtschaftlichen Entwicklung der Landwirtschaft. *Als potenzielle Datenquellen* werden diskutiert:

- > Buchführungsergebnisse (Testbetriebsnetz)
- > Farm Account Data Network (FADN)
- > Zentrale Datenbank (ZID) des Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystems (InVeKoS)
- > Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere (HI-Tier)



- › Agrarstatistik des Bundes und der Länder – Landwirtschaftszählung und Agrarstrukturerhebung
- › europäische Agrarstatistik (Eurostat)
- › agri benchmark
- › Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe
- › Daten des Umweltbundesamtes
- › Sozialversicherung für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (SVLFG)

Die Analyse potenzieller Datenquellen zeigt, dass eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft über alle Dimensionen hinweg derzeit nur sehr begrenzt möglich ist. Die wichtigsten Ursachen sind:

- › Datenverfügbarkeit nur für eine begrenzte Anzahl von Nachhaltigkeitsindikatoren und nicht vollständige Auswertungen vorhandener Daten zur ökologischen Landwirtschaft;
- › Datenauswertungen der ökologischen Landwirtschaft meist im Vergleich zur gesamten Landwirtschaft, nicht aber gegenüber der konventionellen Landwirtschaft allein;
- › unzureichende räumliche und betriebliche Differenzierung bei Daten zur ökologischen Landwirtschaft;
- › teilweise große Zeitabstände der Erhebungen;
- › fehlende Daten für Nachhaltigkeitsindikatoren in allen drei Dimensionen;
- › aus Datenschutzgründen keine freie Zugänglichkeit von Daten.

Schließlich lassen sich nicht alle Nachhaltigkeitsindikatoren alleine mit in der Landwirtschaft erhobenen Daten bestimmen, wenn sie systemare Zusammenhänge abbilden sollen. So muss beispielsweise für die Bestimmung der Energieeffizienz bei der Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte der Energieverbrauch der Vorketten mittels Lebenszyklusanalyse bestimmt und einbezogen werden. Die Qualität einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung für diese Indikatoren hängt damit nicht alleine von den landwirtschaftlichen Primärdaten, sondern ebenso von der Qualität der gesamten Lebenszyklusanalyse ab.

### **Möglichkeiten und Grenzen des Vergleichs von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft**

Aus der Analyse der vorliegenden Vergleiche von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft können wichtige *Herausforderungen einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme* abgeleitet werden. Herausforderungen sowohl bei einmaligen, grundsätzlichen Gegenüberstellungen als auch bei periodischen Erhebungen der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme sind:



- > *Systemdefinition:* Agrarpolitisch relevante Vergleichssysteme unterhalb des Agrarsektors sind auszuwählen und ihre systemaren Zusammenhänge über die Landwirtschaft hinaus zu bestimmen.
- > *Zielsetzung:* Eine eindeutige Festlegung der Zielsetzung (z. B. Erarbeitung grundsätzlicher Aussagen oder Monitoring der Nachhaltigkeitsperformance über die Zeit) ist vorzunehmen.
- > *Systemdifferenzierung:* Eine ausreichende Erfassung der Variationen innerhalb der Systeme ist zu gewährleisten, um neben den durchschnittlichen Nachhaltigkeitseffekten wichtige Differenzierungen innerhalb der beiden Landwirtschaftssysteme abbilden zu können.
- > *Nachhaltigkeitsdimensionen und -indikatoren:* Eine Weiterentwicklung der Indikatorsysteme ist notwendig, um Nachhaltigkeit umfassend und gleichgewichtig abbilden zu können. Dabei sollte auf bestehende Nachhaltigkeitsbewertungssysteme im Bereich Landwirtschaft aufgebaut werden.
- > *Zielwerte:* Für verschiedene Aggregationsebenen sollten möglichst einheitliche Zielwerte entwickelt und durch einen breiten Konsens der betroffenen gesellschaftlichen Gruppen getragen werden.
- > *Interaktionen und Zielkonflikte:* Nachhaltigkeitsbewertungen sollten Interaktionen und möglicherweise daraus resultierende Zielkonflikte transparent machen.
- > *Datenverfügbarkeit und -quellen:* Sowohl die Nutzung vorliegender Datenquellen, wie Agrarstatistik, Test- bzw. Modellbetriebe, Umweltmonitoring und wissenschaftliche Vergleichsuntersuchungen, als auch die Erschließung neuer Datenquellen bzw. -erhebungen sind notwendig. Die Kompatibilität verschiedener Datenquellen sollte gewährleistet werden.
- > *Repräsentativität und Vergleichbarkeit:* Die Abbildung realer landwirtschaftlicher Verhältnisse in Feldversuchen bzw. bei der Auswahl landwirtschaftlicher Betriebe ist eine zentrale Voraussetzung, um Ergebnisse aus Vergleichsuntersuchungen bzw. -erhebungen verallgemeinern und aussagekräftige Vergleiche ziehen zu können.
- > *Räumliche Systemgrenzen:* Eine Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme sollte sich auf Deutschland beziehen, aber die Vernetzung mit nationalen und internationalen vor- und nachgelagerten Wertschöpfungsketten berücksichtigen.
- > *Zeitliche Systemgrenzen:* Für Vergleichsuntersuchungen, die in Nachhaltigkeitsbewertungen einbezogen werden, sollten Mindeststandards für die Erhebungsdauer und den Zeitraum seit der Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung eingehalten werden.
- > *Interpretierbarkeit:* Für jeden Indikator ist eine sachgerechte Bezugseinheit, also die Bezugsgröße Fläche oder Produkt, zu bestimmen.

---

## Resümee und Handlungsoptionen

Eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme unterhalb der Ebene des gesamten Agrarsektors stellt potenziell eine Möglichkeit dar, um zu einem differenzierten Bild landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit zu gelangen. Dies wurde exemplarisch anhand des Vergleichs von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft untersucht. Im Gegensatz zu grundsätzlichen Aussagen über Nachhaltigkeitswirkungen der konventionellen bzw. ökologischen Landwirtschaft ist es derzeit nicht möglich, eine differenzierte Darstellung der Nachhaltigkeitsperformance der beiden Landwirtschaftssysteme und ihrer zeitlichen Entwicklung in Deutschland vorzunehmen.

Eine umfassende und systematische Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme, wie des konventionellen und ökologischen Landbaus, könnte einen wichtigen Beitrag zu einer besseren Erkenntnislage liefern. Mit einer Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsbewertungssysteme auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen – und noch mehr mit einer Abstimmung und gegebenenfalls Integration über Ebenen hinweg – ist umfangreicher Entwicklungs- und Handlungsbedarf verbunden.

Die im Folgenden zusammengefassten Handlungsoptionen beschreiben mögliche Schritte hin zu einer umfassenderen Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme. Einige davon werden keine kurzfristigen Wirkungen zeigen, sondern stellen eher einen mittel- bis langfristigen Handlungsrahmen dar. Dies steht in einem Spannungsverhältnis zum aktuellen Handlungsdruck, bereits auf Basis des jetzigen Wissens zu einer nachhaltigeren Landwirtschaft in Deutschland (wie in der EU) zu gelangen. Längerfristige Aktivitäten zur besseren Erfassung der landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsperformance machen kurzfristige Entscheidungen weder in der Agrarpolitik noch beim Management landwirtschaftlicher Betriebe obsolet. Die vorliegenden Ergebnisse zur Nachhaltigkeit des deutschen Agrarsektors sowie die zahlreichen umfassenden Abschätzungen zu spezifischen Problemfeldern bilden allerdings eine ausreichende Grundlage, um bereits jetzt politische Entscheidungen treffen zu können. Diese könnten dann später bei Umsetzung der hier vorgestellten Handlungsoptionen verfeinert und gegebenenfalls korrigiert werden.

### Politischen Dialog zum Konzept der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft führen

In Politik, Gesellschaft und Wissenschaft bestehen unterschiedliche Vorstellungen, wie eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft zu gestalten ist. Handlungsbedarf, Ziele und Instrumente sind umstritten. Unterschiedliche Sichtweisen auf Nachhaltigkeit bzw. voneinander abweichende Nachhaltigkeitsverständnisse beeinflussen die Ausgestaltung der Nachhaltigkeitsbewertungssysteme auf den verschiedenen Betrachtungsebenen. Ein Dialogprozess

zum Verständnis und zu grundlegenden konzeptionellen Fragen wäre eine wichtige Grundlage für die Weiterentwicklung von Nachhaltigkeitsbewertungen der deutschen Landwirtschaft. Gleichzeitig könnte ein solcher Dialog dazu beitragen, die Nachhaltigkeitspolitik zur Landwirtschaft weiterzuentwickeln. Wichtige Aspekte wären:

- > Dialog zum Verständnis von landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit unter Einbeziehung eines breiten Spektrums von Stakeholdern initiieren,
- > Verständigung über Grundsätze für Indikatoren und Zielwerte anstreben,
- > Interaktionen und Zielkonflikte zwischen Nachhaltigkeitsdimensionen und -indikatoren diskutieren,
- > Weiterentwicklung eines landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsmonitorings anstoßen.

### **Forschung zur Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme weiterentwickeln**

Der Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft stellt eine wichtige Möglichkeit dar, eine Nachhaltigkeitsbewertung unterhalb der Ebene des gesamten Agrarsektors durchzuführen. Einerseits sind hierzu erhebliche Vorarbeiten durchgeführt worden, andererseits bestehen teilweise noch relevante Defizite. Wenn die vergleichende Bewertung landwirtschaftlicher Systeme weiterentwickelt werden soll, wären, ausgehend von den bestehenden Untersuchungsdefiziten, folgende Forschungsaktivitäten anzustoßen:

- > inter- und transdisziplinäre Forschungsprozesse zur vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung starten,
- > Indikatorenlücken bei der ökonomischen Nachhaltigkeit schließen,
- > Indikatoren zur umfassenden Abbildung der sozialen Nachhaltigkeit entwickeln,
- > Praxis der Landbewirtschaftung und Erfassung von Umweltwirkungen bei der ökologischen Nachhaltigkeit stärker miteinander in Verbindung setzen,
- > Standards für Lebenszyklusanalysen landwirtschaftlicher Wertschöpfungsketten entwickeln,
- > Langzeitversuche zum systemaren Vergleich durchführen,
- > Ansätze zur Abbildung von sektorübergreifenden, systemaren Zusammenhängen erarbeiten,
- > Möglichkeiten einer Verknüpfung von Nachhaltigkeitsbewertungen auf den Ebenen Betrieb, Wertschöpfungskette, Landwirtschaftssystem und Sektor prüfen.



## **Monitoring zur Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme im Rahmen des Bioökonomie-Monitorings aufbauen**

Ein Monitoring der Bioökonomie, das den Transformationsprozess hin zu einer biobasierten Wirtschaftsweise beobachten, messen und bewertbar machen soll, befindet sich im Aufbau. Die Arbeiten konzentrieren sich auf Stoffströme und Wertschöpfungsketten sowie den Sektor Bioökonomie insgesamt. Eine Nachhaltigkeitsbewertung verschiedener landwirtschaftlicher Systeme ist mit den bisherigen Ansätzen zum Bioökonomie-Monitoring nicht angelegt. Dessen Erweiterung um eine differenzierte Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme wie der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft bietet die Chance, ein kontinuierliches und differenziertes Nachhaltigkeitsmonitoring zur deutschen Landwirtschaft aufzubauen.

Ein Monitoring der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme müsste einen anderen Ansatz als das bisher auf Stoffströme bzw. Wertschöpfungsketten ausgerichtete Bioökonomie-Monitoring verfolgen, da Wirkungen in den verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen mit Bezug zu Flächennutzungen bzw. landwirtschaftlichen Betrieben im Vordergrund stehen. Zudem wäre eine Betrachtung über mehrere Ebenen hinweg, vom einzelnen landwirtschaftlichen Betrieb über typische Regionen, Betriebstypen, Erwerbs- und Rechtsformen bis hin zum Produktionssystem auf der Ebene des Agrarsektors, sinnvoll. Dabei sollten die SAFA-Leitlinien und die SDG-Indikatoren als allgemeine Orientierung einbezogen werden. Die notwendigen Schritte zum Aufbau eines solchen landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsmonitorings wären:

- › Entwicklung des Monitorings als partizipativen Prozess gestalten,
- › vorhandene Daten für vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung nutzen,
- › neue Indikatoren und Daten generieren,
- › Systemzusammenhänge erfassen.



---

# 1 Einleitung

---

## Problemstellung

Die Landwirtschaft in Deutschland und der EU unterliegt einem kontinuierlichen Strukturwandel hin zu stärker spezialisierten und größeren Betrieben. Vor diesem Hintergrund gibt es seit Jahren eine breite und kontroverse Diskussion, welche Betriebsgrößen und Formen der Landbewirtschaftung und Lebensmittelproduktion einer nachhaltigen Landwirtschaft am besten entsprechen. Dabei wird in der Debatte oftmals eine simplifizierende Gegenüberstellung von kleinstrukturiertes, bäuerlicher und ökologischer Landwirtschaft auf der einen Seite und industriell organisierter, konventioneller Landwirtschaft mit Großbetrieben auf der anderen Seite vorgenommen. Eine solche Polarisierung bildet jedoch die tatsächliche Vielfalt der unterschiedlichen regionalen und betrieblichen Bedingungen und Herausforderungen der Landwirtschaft nicht ab.

Das übergeordnete Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung bildet somit einen wichtigen Orientierungsrahmen für Debatten über die Entwicklungen in der Landwirtschaft und ihre Bewertung. Wie in vielen anderen gesellschaftlichen Bereichen gibt es allerdings keinen Konsens darüber, wie eine nachhaltige Landwirtschaft aussehen müsste und wie sie erreicht werden kann.

Bisherige Ansätze einer Nachhaltigkeitsbewertung konzentrieren sich einerseits auf den einzelnen landwirtschaftlichen Betrieb und andererseits den gesamten Agrarsektor. Mittlerweile gibt es verschiedene Ansätze bzw. Systeme zur Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Betriebe. Eine Nachhaltigkeitsbewertung der deutschen Landwirtschaft insgesamt erfolgt im Rahmen der Berichterstattung zur Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung mit drei unmittelbar relevanten Indikatoren: Artenvielfalt und Landschaftsqualität in der Agrarlandschaft, Stickstoffüberschuss sowie Flächenanteil ökologischer Landbau. Die Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) legt seit 2015 jährlich einen Nachhaltigkeitsbericht für den deutschen Agrarsektor vor, der neben Indikatoren aus den Bereichen Ökologie, Ökonomie und sozialer Verantwortung einen aggregierten Nachhaltigkeitsindex umfasst.

Aggregationsstufen zwischen dem einzelnen landwirtschaftlichen Betrieb und dem gesamten Agrarsektor sind bisher dagegen kaum untersucht worden. Eine Nachhaltigkeitsbewertung von landwirtschaftlichen Systemen wird aber zunehmend ein Thema. So ist im Rahmen der nationalen Politikstrategie Bioökonomie vorgesehen, Forschung zur Folgenabschätzung unterschiedlicher Entwicklungspfade der Landnutzung zu fördern, um ihre gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit zu ermitteln.

Landwirtschaftliche Systeme zwischen Betrieb und Sektor können in unterschiedlicher Weise abgegrenzt werden, beispielsweise nach verschiedenen Be-

triebsgrößenklassen (nach Flächenausstattung, Tierbestand oder Standardoutput) oder regionalen Agrarsystemen, wie dies insbesondere für die Beschreibung der Agrarstruktur genutzt wird. Grundsätzlich gilt, dass nicht jeder Vergleich landwirtschaftlicher Systeme im Hinblick auf Fragen der Nachhaltigkeit gleichermaßen relevant ist. Lediglich für den Vergleich der Produktionsweisen ökologische und konventionelle Landbewirtschaftung sind in den letzten Jahren zahlreiche Veröffentlichungen erschienen, die verschiedene Nachhaltigkeitsaspekte, wie Ertragsniveau, ökologische Wirkungen oder wirtschaftliche Ergebnisse, abdecken. Eine exemplarische Untersuchung des Kenntnisstands zur vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft bietet sich nicht nur wegen der Datenlage an, sondern auch aufgrund der besonderen Relevanz für die agrarpolitische Diskussion.

---

### Zielsetzung und Vorgehensweise

Der vorliegende Bericht bildet den Abschluss des Projekts »Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme – Herausforderungen und Perspektiven« des Büros für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB). Die Themeninitiative ging von den Ausschüssen für Ernährung und Landwirtschaft sowie für Bildung, Forschung und Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages aus. Das Projekt soll Informationen zu der Frage liefern, welche Ansätze einer Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme geeignet erscheinen, um als Orientierungsrahmen für eine ökonomisch tragfähige, sozial- und umweltverträgliche Gestaltung der zukünftigen Agrar- und Umweltpolitik dienen zu können. Folgende Untersuchungsschwerpunkte wurden bearbeitet:

- › *Analyse des landwirtschaftlichen Strukturwandels:* In diesem Schwerpunkt wurden die Ursachen des Strukturwandels diskutiert, die Vielfalt und Veränderungsdynamiken der deutschen (und europäischen) Agrarstruktur dargestellt sowie die vom Strukturwandel beeinflussten Nachhaltigkeitsprobleme analysiert.
- › *Stand und Perspektiven der Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Betriebe und des Agrarsektors in Deutschland und international:* Im Mittelpunkt stand der vergleichende Überblick zu Nachhaltigkeitsbewertungen für landwirtschaftliche Betriebe, für internationale Wertschöpfungsketten bzw. Agrarrohstoffe (wie Palmöl, Soja, Biokraftstoffe) sowie für den Agrarsektor. Dazu wurden jeweils Kontext, Methoden, Indikatoren, Datenlage, Ergebnisdarstellung, Stand der Anwendung sowie Perspektiven der Weiterentwicklung analysiert.
- › *Vergleich von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft als Beispiel einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme*  
Es wurde der Kenntnisstand zum Vergleich konventioneller und



ökologischer Landwirtschaft aufgearbeitet; die Verfügbarkeit von Daten, offene Methodenfragen sowie Perspektiven der Weiterentwicklung wurden diskutiert.

Zu diesen drei Schwerpunkten wurden folgende Gutachten vergeben:

- > *Analyse des landwirtschaftlichen Strukturwandels*. Prof. Dr. Ludwig Theuvsen, Dr. Christian Schaper, Friedrich Rübcke von Veltheim, Annika Johanna Thies; Arbeitsbereich Betriebslehre des Agribusiness, Department Agrarökonomie und RURale Entwicklung, Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen
- > *Stand und Perspektiven der Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme und des Agrarsektors – in Deutschland und international*. Dr. Anja Christinck, Dr. Alberto Camacho-Henriquez, Prof. Dr. Reiner Doluschitz, Gersfeld
- > *Vergleich von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft als Beispiel einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme*. Axel Wirz, Lina Tennhardt, Dr. Thomas Lindenthal, Sigrid Griese, Prof. Dr. Michael Opielka, Sophie Peter; Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) in Kooperation mit Bioland Beratung GmbH und Institut für Sozialökologie (ISÖ), Frankfurt a.M.

Ergänzend wurden vom TAB eine intensive Recherche und Auswertung der wissenschaftlichen Literatur der letzten Jahre vorgenommen. Auf der Basis der Gutachten und der eigenen Recherchen ist vom TAB dieser Endbericht erstellt worden. Viele Literaturverweise aus den Gutachten wurden übernommen. Eine Kommentierung des Berichtsentwurfs durch die Gutachter ist erfolgt. Allen Gutachtern sei für die gute Kooperation gedankt.

Die Verantwortung für Auswahl und Interpretation der Ergebnisse aus den Gutachten liegt ausdrücklich bei dem Hauptautor und der Hauptautorin des vorliegenden Berichts. Ein besonderer Dank gilt Carmen Dienhardt und Brigitta-Ulrike Goelsdorf für die Bearbeitung von Abbildungen und die Erstellung des Layouts.

---

### Aufbau des Berichts

Kapitel 2 erläutert den landwirtschaftlichen Strukturwandel. Eingangs werden die Ursachen des Agrarstrukturwandels in Europa herausgearbeitet (Kap. 2.1). Danach werden die aktuelle Agrarstruktur und ihre Veränderungen in Deutschland beschrieben (Kap. 2.2), differenziert nach Betriebsgröße, Betriebs-einkommen, Produktionsausrichtung, Produktionsweise, Tierhaltung, Haupt- und Nebenerwerb sowie Rechtsformen und Investoren. Zur Einordnung wird anschließend die deutsche Agrarstruktur mit der in ausgewählten europäischen Ländern verglichen (Kap. 2.3). Im nächsten Schritt werden Begriff und Ver-



ständnis von bäuerlicher und industrieller Landwirtschaft und ihre Rolle in der gesellschaftlichen Diskussion analysiert (Kap. 2.4). Schließlich wird der Kenntnisstand zu Wirkungen des Agrarstrukturwandels auf die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft dargestellt (Kap. 2.5). Dabei werden einerseits Wirkungen des Strukturwandels im Zeitverlauf und andererseits Zusammenhänge zwischen Betriebsstrukturmerkmalen und Nachhaltigkeit behandelt.

Kapitel 3 behandelt die vorliegenden Ansätze zur Nachhaltigkeitsbewertung in Deutschland und international. Zur Einführung werden Definitionen und Verständnisse von Nachhaltigkeit und nachhaltiger Entwicklung vorgestellt (Kap. 3.1). Danach wird ein Überblick über die Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe gegeben (Kap. 3.2). Es werden für diese betrieblichen Bewertungssysteme jeweils Kontext, Methoden, Indikatoren, Datenlage, Ergebnisdarstellung sowie Stand der Anwendung diskutiert. Außerdem werden die sieben Bewertungssysteme miteinander verglichen und Perspektiven der Weiterentwicklung aufgezeigt. Im Kapitel 3.3 werden verschiedene Ansätze zur Nachhaltigkeitsbewertung von landwirtschaftlichen Wertschöpfungsketten und Produkten vorgestellt. Dann folgt die Betrachtung der Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für den Agrarsektor insgesamt (Kap. 3.4). Besondere Aufmerksamkeit erfährt dabei die nationale Umsetzung der Sustainable Development Goals. Im letzten Schritt werden die Möglichkeiten und Grenzen der Verknüpfung verschiedener Ebenen bei Nachhaltigkeitsbewertungen diskutiert (Kap. 3.5).

In Kapitel 4 wird der Kenntnisstand zum Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft dargestellt. Das zugrundeliegende Verständnis landwirtschaftlicher Systeme wird in Kapitel 4.1 erläutert. Die Auswertung der vorliegenden Vergleichsuntersuchungen zur ökologischen und konventionellen Landwirtschaft erfolgt differenziert nach der ökonomischen, der sozialen und der ökologischen Dimension der Nachhaltigkeit (Kap. 4.2). Danach werden potenzielle Datenquellen für systematische Vergleichsuntersuchungen von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft vorgestellt und diskutiert (Kap. 4.3). Abschließend werden die Möglichkeiten und Grenzen vergleichender Nachhaltigkeitsbewertungen landwirtschaftlicher Systeme resümiert (Kap. 4.4).

Im letzten Kapitel (Kap. 5) werden politische Gestaltungsmöglichkeiten aufgezeigt, die sich aus den vorhergehenden Analysen ergeben. Diese umfassen die Handlungsbereiche Initiierung eines politischen Dialogs zum Konzept der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft (Kap. 5.1), Forschung zur Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme (Kap. 5.2) und Monitoring zur Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme im Rahmen des Bioökonomie-Monitorings (Kap. 5.3).



---

## 2 Strukturwandel und Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft

Seit den 1950er Jahren hat die (west)deutsche Landwirtschaft wie in anderen Industriestaaten einen grundlegenden Wandel durchlaufen. Die Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe hat sich im früheren Bundesgebiet von rund 1,5 Mio. im Jahr 1960 auf rund 250.000 im Jahr 2016 reduziert (BMEL 2017a, S. 23 ff.). Während 1960 im früheren Bundesgebiet noch 14,1 % der Erwerbstätigen in der Landwirtschaft arbeiteten, waren es im Jahr 1991 im wiedervereinigten Deutschland 3 % und im Jahr 2016 nur noch 1,4 % (Destatis 2017a, S. 355; Statistisches Bundesamt 1962, S. 143). Parallel dazu hat sich die wirtschaftliche Bedeutung der deutschen Landwirtschaft kontinuierlich verringert, ihr Anteil an der gesamten Bruttowertschöpfung betrug im Jahr 2016 nur noch 0,6 % (DBV 2017, S. 70) gegenüber 5,8 % im Jahr 1960 (LEL 2002). Diese Entwicklung war mit einer zunehmenden Intensivierung und Spezialisierung der Landbewirtschaftung sowie einer räumlichen Konzentration bestimmter Produktionszweige verbunden (Theuvsen et al. 2017, S. 67).

Diese Veränderungen in der Landwirtschaft sind über die Jahrzehnte von einer kritischen Diskussion begleitet worden. Debattenthemen waren bzw. sind u. a. die Einkommenssituation in der Landwirtschaft und die Entwicklungschancen ländlicher Räume, der Wandel von einer »bäuerlichen« zu einer »industriellen« Landwirtschaft sowie die Auswirkungen auf Umwelt und Tierwohl. Der Begriff Agrarstrukturwandel ist in der gesellschaftlichen und politischen Diskussion oftmals vorwiegend negativ belegt und mit Begriffen wie Bauernsterben verbunden (Balmann/Schaft 2008).

Eine allgemeingültige Definition von Agrarstruktur existiert nicht. Neben der Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe bzw. der Betriebsgröße gibt es zahlreiche weitere Parameter wie Rechtsformen, Anbaustrukturen und Produktionsweisen, die die innere Gliederung der Landwirtschaft kennzeichnen (Thünen-Institut o. J.a). Agrarstrukturen sind das Resultat historischer Prozesse und gleichzeitig zahlreichen aktuellen Einflüssen unterworfen.

In diesem Kapitel werden zunächst wesentliche Ursachen bzw. Treiber des Agrarstrukturwandels in Deutschland herausgearbeitet (Kap. 2.1). Diese gelten gleichermaßen für andere europäische Länder. Dann werden die Entwicklung und der aktuelle Stand der Agrarstruktur in Deutschland analysiert (Kap. 2.2). Anschließend werden zum Vergleich die Agrarstruktur und ihre Entwicklung in ausgewählten Ländern der EU vorgestellt (Kap. 2.3). Im Kapitel 2.4 werden die Bedeutung und das Verständnis der beiden Begriffe »bäuerliche« und »industrielle« Landwirtschaft diskutiert, die in der gesellschaftlichen Diskussion zur Entwicklung der Landwirtschaft eine wichtige Rolle spielen. Abschließend



wird der Kenntnisstand zum Einfluss des Agrarstrukturwandels auf die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft analysiert (Kap. 2.5).

---

### 2.1 Ursachen des Agrarstrukturwandels in Europa

Der Wandel der Agrarstruktur hin zu weniger Betrieben mit einer größeren landwirtschaftlich genutzten Fläche wird durch eine Reihe von landwirtschaftlichen und gesamtgesellschaftlichen Ursachen, d.h. intra- und intersektoralen Faktoren (Balmann 1996), bestimmt. Der Agrarstrukturwandel ist gekennzeichnet durch eine Vielfalt wirtschaftlicher, politischer und institutioneller Veränderungsprozesse, die miteinander verflochten sind (Kirschke et al. 2007). Im Folgenden werden die wichtigsten Faktoren, die den Agrarstrukturwandel fördern oder hemmen, diskutiert.

---

#### 2.1.1 Technikentwicklung und Produktivität

In den letzten Jahrzehnten hat ein rasanter technischer Wandel in der Landwirtschaft stattgefunden. Der mechanisch-technische Fortschritt führt zur Entwicklung neuer, produktiverer Maschinen und Geräte zur Arbeitserledigung. Der biologisch-technische Fortschritt umfasst die Entwicklungen in den Bereichen Pflanzenzüchtung, Pflanzenschutz, Tierzüchtung und Tierernährung, die zu höheren Erträgen im Pflanzenbau bzw. steigenden Leistung in der Tierproduktion führen. Zum organisatorisch-technischen Fortschritt zählen vor allem EDV-gestützte Hilfsmittel wie digitale Ackerschlagdateien<sup>1</sup> oder Farmmanagementsoftware (Theuvsen et al. 2017, S.68 ff.). Diese technischen Fortschritte sind einerseits in die allgemeinen Technikentwicklungen insbesondere des Fahrzeug- und Maschinenbaus sowie der chemischen Industrie eingebettet und stellen andererseits landwirtschaftsspezifische Entwicklungen dar (Mazoyer/Roudart 2006, S.375). Dadurch sind die Arbeits- und die Flächenproduktivität deutlich erhöht worden, und die gesteigerte Arbeitsproduktivität erlaubt die Bewirtschaftung größerer Einheiten (Theuvsen et al. 2017, S.68).

Eine Steigende Arbeits- und Flächenproduktivität bewirkt eine erhöhte Agrarproduktion, die bei geringem oder keinem Bevölkerungswachstum und mehr oder weniger gesättigten Nahrungsmittelmärkten zu sinkenden Erzeugerpreisen für die Landwirtschaft führt. Die realen Agrarpreise sind – abgesehen von kurzfristigen starken Anstiegen um die Ölkrise 1973 und die Finanzkrise 2007 herum – im langfristigen Trend gesunken. In der Konsequenz müssen landwirtschaftliche Betriebe die Produktion durch Aufstockung der Fläche bzw.

---

<sup>1</sup> Eine Ackerschlagdatei, Ackerschlagkartei oder Feldkalender ist eine chronologische Aufzeichnung, mit der der Landwirt die auf einem Flurstück (Schlag) durchzuführende und durchgeführte Bewirtschaftungsmaßnahmen dokumentiert.



des Viehbestands pro Betrieb erhöhen, um das betriebliche Einkommen zu erhalten. Der Einkommensdruck auf die landwirtschaftlichen Produzenten führt dann im Rahmen des Strukturwandels zu erneuten Produktivitätssteigerungen, wobei sich im Laufe der Zeit die Wachstumsschwelle<sup>2</sup> erhöht. Dieser Zusammenhang wird auch als »landwirtschaftliche Tretmühle« bzw. »Wachsen oder Weichen« bezeichnet (Balmann/Schaft 2008; Langthaler 2012, S. 6).

Zusätzlich sind mit vielen technischen Entwicklungen Skaleneffekte verbunden, d. h., die technikbedingten Fixkosten je Produkteinheit sinken mit steigendem Produktionsvolumen für den Betrieb. In der Konsequenz ist eine bestimmte Flächenausstattung bei Landmaschinen bzw. ein bestimmter Viehbestand bei Stalltechniken für eine gewinnbringende Nutzung notwendig. Außerdem ist dies einer der Gründe für die zunehmende Spezialisierung.

Der Kapitaleinsatz je Erwerbstätigen lag 2016 in der deutschen Landwirtschaft bei über 500.000 Euro. Er ist damit fast doppelt so hoch wie im produzierenden Gewerbe (ohne Baugewerbe) und in den letzten 20 Jahren deutlich stärker angestiegen (DBV 2017, S. 69). Entsprechend hoch sind der Fixkostenanteil der Produktion und die Notwendigkeit, Größendegressionsvorteile zu realisieren (Theuvsen et al. 2017, S. 70).

Da mittlerweile vor allem die nord- und die ostdeutsche Landwirtschaft dominierenden Groß- und erweiterten Familienbetriebe diese Größendegressionsvorteile weitgehend ausschöpfen, verliert der Größenvorteil im Bereich der Produktionstechnik bei diesen Betrieben als Treiber des Größenwachstums allmählich an Bedeutung (Theuvsen et al. 2017, S. 69).

Gleichzeitig sind die Investitionszyklen in der Landwirtschaft recht lang, sodass viele Landwirte mit überholter Technik auf tendenziell zu kleinen Betriebsgrößen wirtschaften. Da sich landwirtschaftliche Produktionsfaktoren (Maschinen, Gebäude, Arbeit) bei Rentabilitätsrückgängen nicht oder nur bedingt außerhalb der Landwirtschaft einsetzen lassen, kommt es trotz Einkommensrückgängen zu einer Weiternutzung. Dies verzögert den Agrarstrukturwandel und wird auch als Pfadabhängigkeit bezeichnet (Balmann/Schaft 2008).

---

### 2.1.2 Agrarmärkte und Einbindung in Wertschöpfungsketten

Sowohl im vor- als auch im nachgelagerten Bereich der Landwirtschaft hat eine starke Unternehmenskonzentration stattgefunden. Auf der einen Seite beherrschen wenige internationale Unternehmen die globalen Märkte für Saatgut, Pflanzenschutz- und Düngemittel (Heinrich Böll Foundation et al. 2017). Auf der anderen Seite besteht insbesondere im Lebensmitteleinzelhandel eine hohe Unternehmenskonzentration. Dieser hohe Konzentrationsgrad fördert intensi-

---

2 Die Wachstumsschwelle bezeichnet die Größe landwirtschaftlicher Betriebe (z. B. Fläche pro Betrieb), unterhalb der die Zahl der Betriebe ab- und oberhalb der die Zahl der Betriebe zunimmt.

ven Wettbewerb auf den vorgelagerten Stufen der Wertschöpfungsketten und führt zu einem starken Druck auf Preise und Margen in der Landwirtschaft (Balmann/Schaft 2008; Theuvsen et al. 2017, S.69). Darüber hinaus haben die Veränderungen in der EU-Agrarpolitik u. a. zum Abbau von Außenschutz geführt. Die Agrarmärkte sind mittlerweile global stark verflochten, und die Agrarpreise in Deutschland werden weitgehend von Weltmarktpreisen bestimmt.

Zunehmend komplexe Wertschöpfungsketten und geänderte Konsumentenansprüche – sensibilisiert durch diverse Lebensmittelskandale – führen zu neuen Anforderungen an Qualitätssicherung und Rückverfolgbarkeit. Standards und Labels finden im Lebensmittelbereich zunehmend Bedeutung. Dadurch sind in jüngster Zeit neue Ursachen von Größendegressionsvorteilen entstanden, etwa durch die fortschreitende Digitalisierung (z.B. in Form des Einsatzes von Farmmanagementsoftware), die steigenden administrativen Anforderungen an landwirtschaftliche Betriebe (z.B. zur Erfüllung gesetzlicher und privater Dokumentationspflichten) oder steigende Tierwohl- und Umweltstandards. Für eine wirtschaftliche Bewältigung dieser steigenden Anforderungen wird oftmals eine Betriebsgröße benötigt, die über der optimalen Betriebsgröße bei der Nutzung moderner Landtechnik liegt. Deshalb wird auch weiterhin ein starker Antrieb zu strukturellem Wandel erwartet (Theuvsen et al. 2017, S.69).

Schließlich erzielen größere landwirtschaftliche Betriebe Bezugs- und Absatzvorteile durch die Nachfrage bzw. das Angebot größerer Mengen, für die bessere Preise erzielt und Transportkosten gesenkt werden können (Theuvsen et al. 2017, S.69).

---

### 2.1.3 Volkswirtschaftliche Entwicklung und intersektoraler Wettbewerb

Während die bisher diskutierten Faktoren Agrarstrukturwandel durch Anpassungsdruck beschreiben, werden im Folgenden Sogwirkungen durch volkswirtschaftliche Entwicklungen diskutiert. Eine Aufgabe von landwirtschaftlichen Betrieben und Abwanderung von Arbeitskräften aus der Landwirtschaft wird auch durch gute Beschäftigungs- und bessere Einkommensmöglichkeiten außerhalb des Agrarsektors bewirkt. Ein Anstieg der gesamtwirtschaftlichen Beschäftigung, ein hohes Wachstum des Bruttosozialprodukts und reale Einkommenszuwächse sind Indikatoren, die günstige Abwanderungsmöglichkeiten anzeigen (Baur 2000). Außerdem spielen weitere Faktoren, wie geregelte und geringere Arbeitszeit, eine Rolle. Zusätzlich zwingt der intersektorale Wettbewerb um Arbeitskräfte die Landwirtschaft dazu, bei der Arbeitsproduktivität und dem Lohnniveau mit anderen Branchen zumindest annähernd Schritt zu halten (Würriehausen/Lakner 2015).



Die sogenannte Supermarktrevolution (Reardon/Gulati 2008), d. h. die Verbreitung von Selbstbedienungsgeschäften mit vollständigem Sortiment im Lebensmitteleinzelhandel, niedrige Lebensmittelpreise und eine zunehmende landwirtschaftliche Spezialisierung haben in Deutschland und anderen industrialisierten Ländern dazu geführt, dass im Rahmen des Agrarstrukturwandels die landwirtschaftliche Produktion zur Selbstversorgung (Subsistenz) weitgehend aufgegeben wurde und traditionelle kleine Nebenerwerbsbetriebe, sogenannte Arbeiterbauern, verschwunden sind.

Als Gegenreaktion zur zunehmenden Komplexität in der Lebensmittelversorgung haben seit einiger Zeit Ansätze lokaler und regionaler Lebensmittel und Vermarktungswege, die Wertschöpfung wieder in den landwirtschaftlichen Betrieb zurückholen, an Bedeutung gewonnen (Albrecht et al. 2014). Insgesamt beeinflussen die Möglichkeiten der Einkommenskombination für landwirtschaftliche Betriebe den Strukturwandel.

---

### 2.1.4 Agrarpolitik

Von der deutschen und europäischen Agrarpolitik gehen sowohl fördernde als auch hemmende Wirkungen auf den Agrarstrukturwandel aus. Instrumente wie Flurbereinigung, die Förderung von Forschung und Entwicklung zu landwirtschaftlichen Technologien sowie Investitionsbeihilfen, die die Herausbildung leistungsfähiger landwirtschaftlicher Betriebe unterstützen sollen, begünstigen den Agrarstrukturwandel.

Die Einkommensstützung durch die Gemeinsame Agrarpolitik (GAP) der EU – wobei seit 1993 die zunehmend entkoppelten, flächengebundenen Direktzahlungen<sup>3</sup> das zentrale Instrument sind – hat die Abnahme der landwirtschaftlichen Betriebe bzw. die Abwanderung von Arbeitskräften aus der Landwirtschaft verlangsamt, also bremsend auf den Agrarstrukturwandel gewirkt (z. B. Breustedt/Glauben 2007; Olper et al 2014). Darüber hinaus sind durch die hohe Variabilität der landwirtschaftlichen Bedingungen in der EU unterschiedliche räumliche Wirkungen mit den Direktzahlungen verbunden (Brady et al. 2017): Einerseits werden dadurch in Gunstregionen, d. h. Regionen mit guter Boden-

---

<sup>3</sup> Direktzahlungen wurden mit der sogenannten MacSharry-Reform 1992 als Ausgleich für die erhebliche Kürzung der Preisstützung für Getreide und Rindfleisch eingeführt und waren zunächst als Flächen- und Tierprämien an die Produktion gekoppelt. Mit der Agrarreform 2003 wurde in der EU begonnen, die Direktzahlungen von der Produktion zu entkoppeln, und in Deutschland wurden ab 2005 Betriebsprämien auf der Basis der vorherigen Produktion und Zahlungsansprüche gezahlt (sogenanntes historisches Modell). Ab 2010 erfolgte stufenweise eine vollständige Entkopplung mit der Umstellung von den betriebsindividuellen Prämien auf ein Regionalmodell mit einheitlichen Direktzahlungen auf Länderebene. Schließlich gibt es seit 2019 in Deutschland weitgehend einheitliche Direktzahlungen je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche, wobei gewisse betriebliche und regionale Unterschiede weiterhin durch die Direktzahlungselemente Greening-Prämie, Umverteilungsprämie, Junglandwirteprämie und Kleinerzeugerregelung auftreten können (Forstner et al. 2018, S. 1 f.).



qualität, günstigen Klimabedingungen usw., mit hoher Produktivität Landwirte im Sektor gehalten, was den Agrarstrukturwandel verlangsamt und das Größenwachstum von landwirtschaftlichen Betrieben und ihre Wettbewerbsfähigkeit behindert. Andererseits wird durch die Direktzahlungen in marginalen Regionen und solchen mit hohem Grünlandanteil die Aufgabe von landwirtschaftlichen Betrieben, verbunden mit einem Ausscheiden großer Flächen aus der Landbewirtschaftung, verhindert.

Studien zur Wirkung der GAP auf die Beschäftigung in der Landwirtschaft und in ländlichen Räumen insgesamt zeigen unterschiedliche Ergebnisse, d. h. positive und negative Effekte, in Abhängigkeit von den genutzten Modellansätzen und getroffenen Annahmen (Schuh et al. 2016). Ein weiteres Beispiel für eine agrarpolitische Maßnahme, die den Strukturwandel verlangsamt hat, ist die Milchquote in der EU von 1984 bis 2015, die dazu geführt hat, dass in dieser Periode die Aufgabe der Milchviehhaltung geringer ausgefallen ist (Huettel/Jongeneel 2011).

Die Förderung der Erzeugung von Bioenergie, insbesondere durch das Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG)<sup>4</sup>, hat einerseits Landwirten in Deutschland neue Einkommensmöglichkeiten eröffnet, zeitweise zum Anstieg der Agrarpreise beigetragen und dadurch den Strukturwandel zwischenzeitlich abgebremst (Theuvsen et al. 2017, S. 70). Andererseits hat die Ausdehnung des Energiepflanzenbaus zum Anstieg der Pacht- und Kaufpreise für landwirtschaftliche Flächen beigetragen (BLAG Bodenmarktpolitik 2015, S. 19; TAB 2012, S. 127 ff.). Die gestiegenen Pacht- und Kaufpreise können in gegensätzliche Richtungen auf den Agrarstrukturwandel wirken, indem sowohl große, rentable Betriebe und nichtlandwirtschaftliche Investoren begünstigt als auch Flächenaufstockungen aufgrund der hohen Preise behindert werden, sodass sich der Strukturwandel verlangsamt.

---

### 2.1.5 Einzelbetriebliche Entscheidungen

Die zuvor beschriebenen Faktoren bilden den Rahmen für Entscheidungen der landwirtschaftlichen Betriebe zur Betriebsentwicklung bzw. -aufgabe. Betriebsaufgaben finden vor allem beim Generationswechsel statt und nur selten aufgrund akuter Einkommens- und Liquiditätsprobleme. Eine Betriebsaufgabe erfolgt beim Generationswechsel nicht nur wegen einer unzureichenden wirtschaftlichen Perspektive des Betriebs, sondern in zahlreichen Fällen, weil sich die Kinder der Landwirte für einen anderen Beruf entscheiden oder Familien kinderlos geblieben sind, sodass auch wirtschaftlich entwicklungsfähige Betriebe aus der Bewirtschaftung ausscheiden (Vieth 2013).

---

<sup>4</sup> Gesetz für den Ausbau erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG)



Der Einfluss der von außen auf landwirtschaftliche Betriebe wirkenden Kräfte hängt von ihrer Wahrnehmung, Bewertung und Übersetzung in betriebliche Entscheidungen ab, also auch von subjektiven Faktoren (Theuvsen et al. 2017, S. 70). In komplexer Weise spielen innerbetriebliche Bedingungen (z. B. ökonomische Situation, betriebliche Entwicklungsmöglichkeiten, berufliche Qualifikation), grundlegende Einstellungen (z. B. Bedeutung der Fortführung des Familienbetriebs, Einschätzung zukünftiger Rahmenbedingungen) sowie das soziale und ökonomische Umfeld (z. B. Attraktivität und Erreichbarkeit außerlandwirtschaftlicher Arbeitsplätze, ausreichend bezahlbare Pachtflächen, Zugang zu Beratung) zusammen.

---

## 2.2 Entwicklung der Agrarstruktur in Deutschland

Die aktuelle Agrarstruktur und ihre Veränderungen können durch eine Reihe von Merkmalen erfasst werden. Im Folgenden werden Betriebsgröße, Betriebs-einkommen, Produktionsausrichtung, Produktionsweise, Tierhalter und Tierhaltung, Haupt- und Nebenerwerb sowie Rechtsform und Investoren behandelt. Veränderungen in der Agrarstruktur werden im Folgenden als Nettoentwicklungen dargestellt, hinter denen sich komplexere Vorgänge des Wachstums und der Schrumpfung sowie des Ausscheidens und der Neugründung landwirtschaftlicher Betriebe verbergen (Van der Ploeg et al. 2016).

---

### 2.2.1 Betriebsgröße

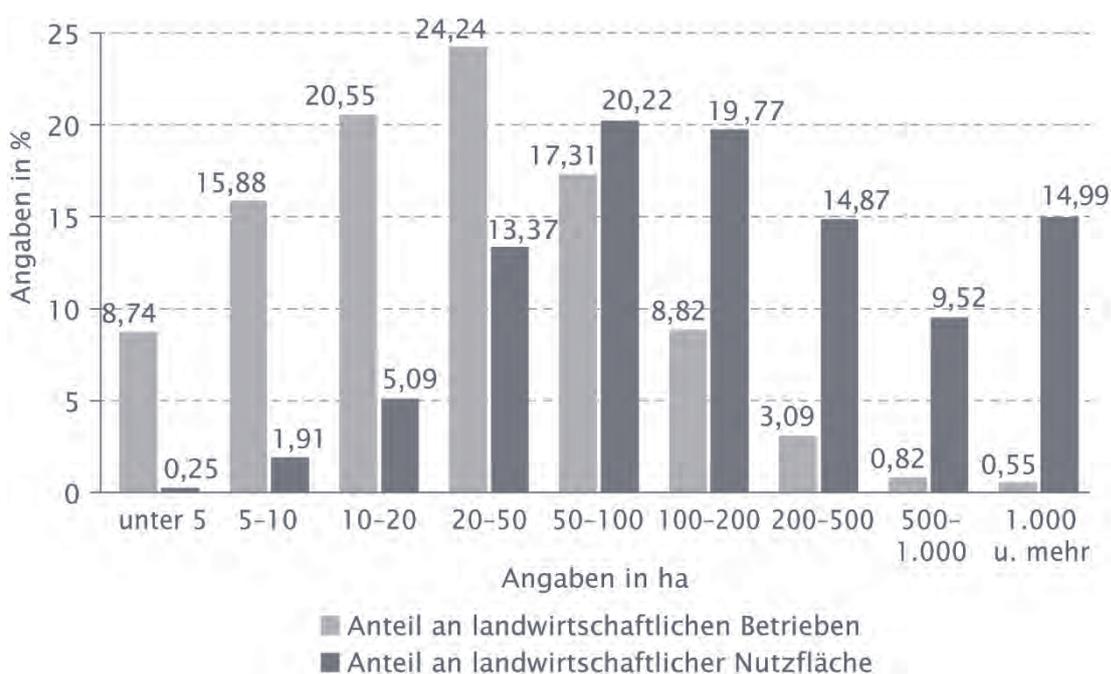
Eine erste wichtige Charakterisierung der Agrarstruktur erfolgt über die Betriebsgröße, d. h. die Ausstattung der landwirtschaftlichen Betriebe mit dem Faktor Boden als wichtigem Produktionsfaktor. Die aktuelle Struktur der Betriebsgrößen in Deutschland ist das Ergebnis historischer Entwicklungen und unterschiedlicher ökonomischer und geografischer Voraussetzungen (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011).

Insgesamt besteht bei der *Größenverteilung* eine große Spannweite (Abb. 2.1). Rund 45 % der landwirtschaftlichen Betriebe haben eine landwirtschaftliche Nutzfläche bis 20 ha, aber diese bewirtschaften nur 7,5 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF). Andererseits werden fast 25 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche von Betrieben mit 500 ha oder mehr bewirtschaftet, die nur rund 1,4 % aller Betriebe ausmachen (alle Werte für 2016; Destatis 2016a). Die landwirtschaftlichen Betriebe mit der größten Flächenausstattung in Deutschland sind zehn Betriebe mit 5.000 bis 7.000 ha LF (Bundesregierung 2017a, S. 23).

Die Größenverteilung der landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland weist seit der Wiedervereinigung einen deutlichen *Ost-West-Unterschied* auf (Abb. 2.2). In den neuen Bundesländern lag die durchschnittliche Betriebsgröße

im Jahr 2016 bei 245,7 ha LF (BMEL 2017a, S.25). Die Spannweite der Betriebsgröße reicht dabei von durchschnittlich 275 ha LF in Mecklenburg-Vorpommern bis 139 ha LF im Durchschnitt in Sachsen (Destatis 2016a). Der Grundstein für diese Form der großbetrieblichen Bewirtschaftung wurde bereits mit der Gutswirtschaft des Spätmittelalters gelegt. Entscheidender war jedoch die sozialistische Landwirtschaft in der ehemaligen Deutschen Demokratischen Republik (DDR). In dieser wurden große Landwirtschaftliche Produktionsgenossenschaften (LPGs) und Volkseigene Güter (VEGs) gegründet, die nach der Wende zumeist privatwirtschaftlich organisiert fortbestanden (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011, S. 10).

Abb. 2.1 Verteilung der Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Deutschland 2016

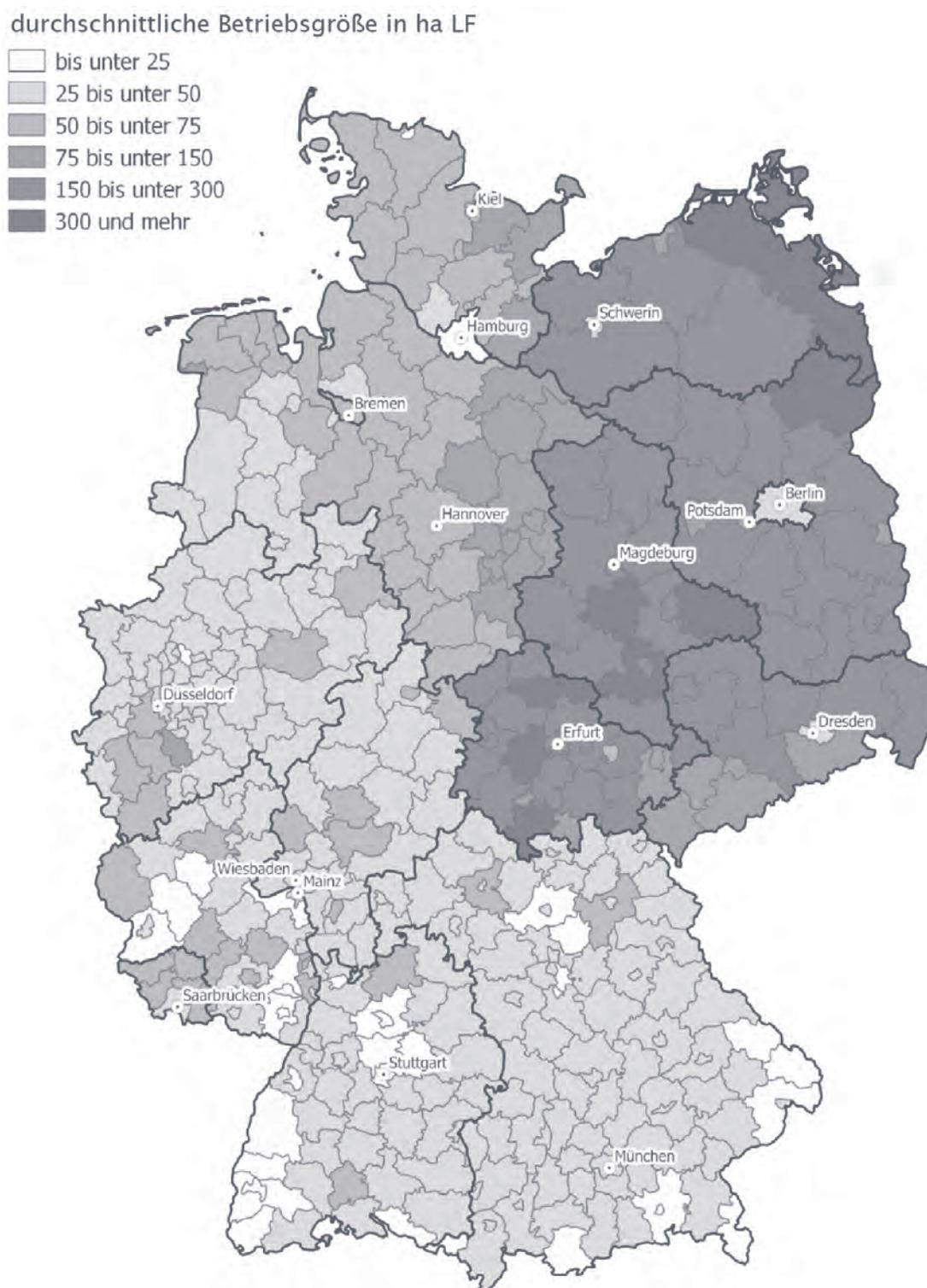


Betriebe unter 5 ha umfassen nicht alle Betriebe dieser Betriebsgrößenklasse, sondern nur die Betriebe, die die Erfassungsgrenzen für Spezialkulturen bzw. Tierbestände überschreiten. Diese Erfassungsgrenzen sind 10 Rinder, 50 Schweine oder 10 Zuchtsauen, 20 Schafe, 20 Ziegen, 1.000 Stück Geflügel, 0,5 ha Hopfenfläche, 0,5 ha Tabakfläche, 1 ha Dauerkulturfläche im Freiland, jeweils 0,5 ha Rebfläche, Baumschulfläche oder Obstfläche, 0,5 ha Gemüse- oder Erdbeerfläche im Freiland, 0,3 ha Blumen- oder Zierpflanzenfläche im Freiland, 0,1 ha Fläche unter hohen begehbaren Schutzabdeckungen oder 0,1 ha Produktionsfläche für Speisepilze (Blumöhr et al. 2010).

Eigene Darstellung nach Destatis 2016a, S. 5



Abb. 2.2 Durchschnittliche Größe der landwirtschaftlichen Betriebe 2016 in den Landkreisen



Quelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011

Im früheren Bundesgebiet lag im Jahr 2016 die durchschnittliche Betriebsgröße bei 48,7 ha LF (BMEL 2017a, S. 24). Dabei gibt es in Westdeutschland ein *Nord-Süd-Gefälle* in der Betriebsgrößenstruktur. Die größeren Betriebe findet man aufgrund der historisch gewachsenen Gutsstrukturen mit einer Durchschnittsgröße von etwa 78 ha LF in Schleswig-Holstein. Im Vergleich dazu finden sich in nordwestdeutschen Regionen etwas kleiner strukturierte landwirtschaftliche Betriebe. Die durchschnittliche Betriebsgröße in Niedersachsen lag 2016 bei etwa 69 ha LF und in Nordrhein-Westfalen bei 43 ha LF (Destatis 2016a).

In den südlichen Bundesländern dominieren kleinere Betriebe, mit durchschnittlich nur jeweils knapp 35 ha LF pro Betrieb in Baden-Württemberg und in Bayern (Destatis 2016a). Diese Strukturen sind in diesen Regionen u. a. dem ehemals verbreiteten Realerbteilungsrecht geschuldet, wodurch Betriebe unter den Erben in immer kleinere Einheiten zersplittert wurden. Außerdem begünstigt hier der Anbau von wertschöpfungsintensiven Sonderkulturen wie Obst oder Wein (Kap. 2.2.3) den Fortbestand kleiner Betriebsgrößen, was den Durchschnitt senkt (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011, S. 10).

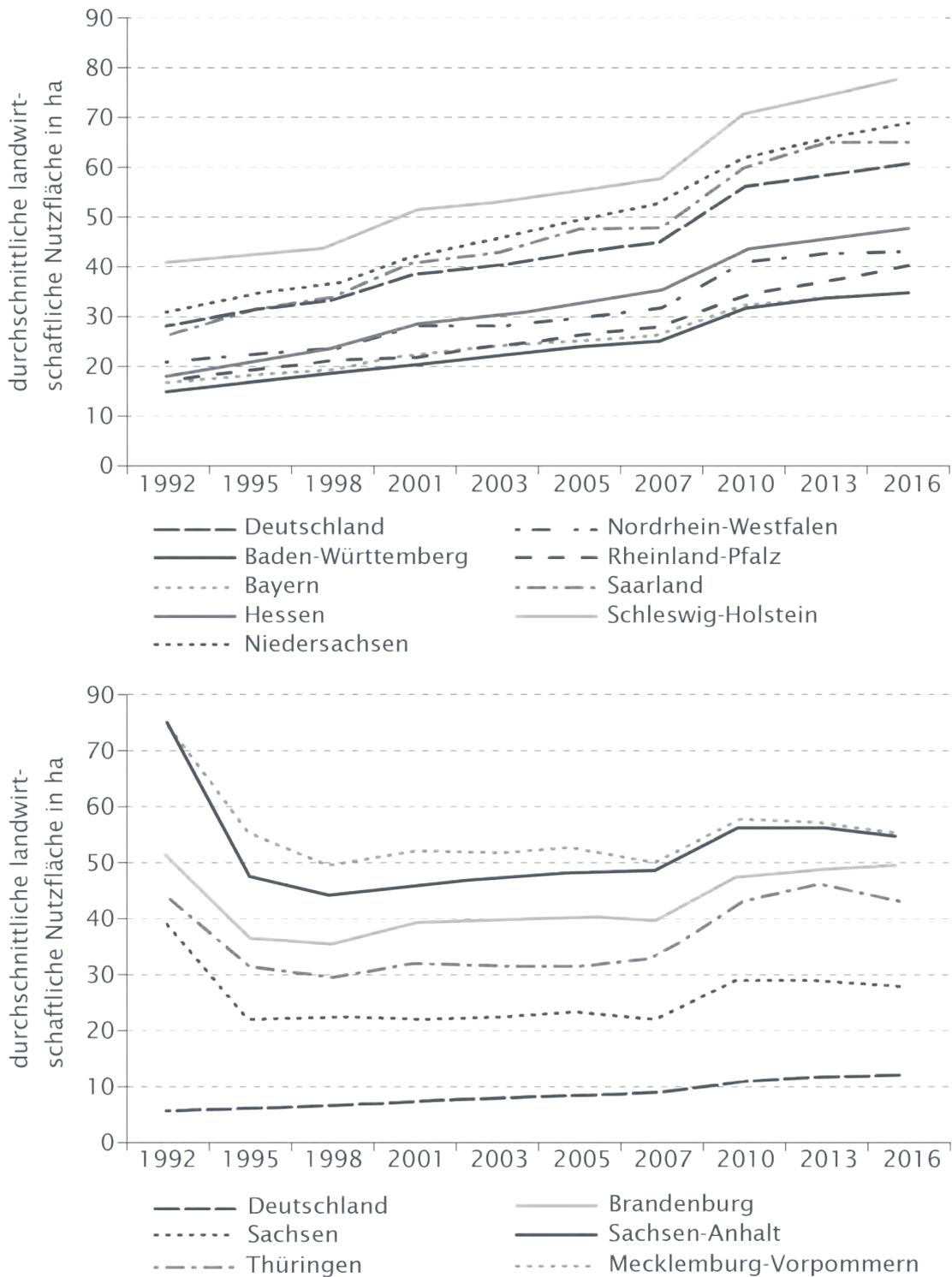
Insgesamt ist eine kontinuierliche *Zunahme der Betriebsgröße* festzustellen. In den letzten rund 25 Jahren hat sich die durchschnittliche Betriebsgröße in Deutschland verdoppelt, von 28 ha LF im Jahr 1992 auf 60,5 ha LF im Jahr 2016 (Theuvsen et al. 2017, S. 12). In den 10 Jahren von 2007 bis 2016 sind rund 46.200 Betriebe ausgeschieden, was einem Rückgang um 14,4% entspricht. Dies entspricht einer *Abnahmerate* von 1,7% pro Jahr, während in den Jahrzehnten zuvor die jährliche Abnahmerate bei etwa 3% lag (DBV 2017, S. 76).

Diese Durchschnittswerte aus der Agrarstatistik kennzeichnen allerdings nur die übergreifende Entwicklungstendenz, und die Aussagekraft ist begrenzt. Wichtige *Differenzierungen* sind (Theuvsen et al. 2017, S. 12 ff.):

- › *Regionale Unterschiede* (Abb. 2.3): Die Zweiteilung der Agrarstruktur spiegelt sich in der Entwicklung der Betriebsgrößen wider. In den alten Bundesländern ist die durchschnittliche Betriebsgröße kontinuierlich angestiegen. In den neuen Bundesländern ist nach der Wiedervereinigung die durchschnittliche Betriebsgröße aufgrund der Restrukturierung zunächst deutlich zurückgegangen und seitdem wieder angestiegen. Obwohl der Anstieg der durchschnittlichen Betriebsgröße in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen, Nordrhein-Westfalen und Saarland zwischen 2013 und 2016 nicht weiterging, ist insgesamt eine Fortsetzung des landwirtschaftlichen Strukturwandels in Deutschland zu beobachten.



Abb. 2.3 Entwicklung der durchschnittlichen Größe landwirtschaftlicher Betriebe in den Bundesländern



Quelle: nach Theuvsen et al. 2017, S. 11, nach Destatis 2017b

- *Betriebsgrößenklassen:* Neben der Abnahme der Gesamtbetriebszahl kam es über die Jahre zu einer stetigen Verschiebung zwischen den einzelnen Größenklassen (Abb. 2.1). Während die Anzahl der Betriebe bis 100 ha kontinuierlich sinkt, findet bei den Betrieben mit einer Größe von 100 bis 1.000 ha ein jährlicher Zuwachs statt. Bei den Großbetrieben mit einer Betriebsgröße von über 1.000 ha hält sich die Betriebsanzahl auf einem relativ konstanten Niveau, während die von ihnen bewirtschaftete Fläche im Zuge des Strukturwandels langsam steigt. Insgesamt nimmt der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche, die von Betrieben bis 100 ha bewirtschaftet wird, stetig ab. Das Ergebnis ist eine zunehmende Aufteilung der deutschen Landwirtschaft in überdurchschnittlich große Wachstumsbetriebe einerseits und zahlreiche kleine, oft im Nebenerwerb geführte Betriebe andererseits (Kap. 2.2.6).
- *Eigentumsverhältnisse:* Betriebe als statistisch erfasste wirtschaftliche Einheiten spiegeln immer weniger die Eigentumsverhältnisse in der deutschen Landwirtschaft wider. Aktivitäten von nichtlandwirtschaftlichen bzw. überregional aktiven Investoren insbesondere in Ostdeutschland (Tietz 2017) werden nicht erfasst. Die einzelnen Betriebe von Holdingstrukturen werden in aller Regel als selbstständige Betriebe ausgewiesen und nicht als Teil einer Holding (BLAG 2015). Schließlich sind im Zuge von Wachstum, Diversifizierung und Kooperationen durch Teilung oder Neugründung zunehmend Teilbetriebe entstanden (Kap. 2.2.7).
- *Geänderte Erfassungsgrenzen der Agrarstatistik:* Bis 1998 wurden alle Betriebe mit 1 ha LF und mehr sowie alle Betriebe unter 1 ha LF (einschließlich der Betriebe gänzlich ohne landwirtschaftlich genutzte Fläche, wie z.B. Veredlungsbetriebe ohne betriebliche LF), deren natürliche Erzeugungseinheiten mindestens einer jährlichen landwirtschaftlichen Markterzeugung von 1 ha LF entsprechen, erfasst. Ab 1999 ist die untere Grenze auf 2 ha LF angehoben worden. Landwirtschaftliche Betriebe mit weniger als 2 ha LF wurden seitdem nur noch erfasst, wenn festgelegte Mindestgrößen ausgewählter Tierkategorien oder Spezialkulturen erreicht werden (siehe Legende Abb. 2.1). Ab 2010 wurden die unteren Grenzen noch einmal auf 5 ha LF erhöht (BMEL 2017a, S.22). Dadurch waren ab 1999 rund 53.000 landwirtschaftliche Betriebe und ab 2010 nochmals rund 50.000 Betriebe nicht mehr auskunftspflichtig (Destatis 2010a, S.47; Statistisches Bundesamt 1999, S.322) und werden somit nicht mehr in der Agrarstatistik erfasst. Keine Aussage kann darüber getroffen werden, wie viele dieser Betriebe heute noch bestehen. Die Erfassungsgrenzen werden in den EU-Mitgliedsländern aber grundsätzlich so gesetzt, dass mindestens 98 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche und der Viehbestände erfasst werden (Eurostat 2018a).



---

## 2.2.2 Betriebseinkommen

Durchschnittliche Betriebseinkommen werden auf der Grundlage der Ergebnisse der Testbetriebsbuchführung des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) ermittelt. Die Einkommen landwirtschaftlicher Betriebe unterlagen in den letzten 10 Jahren ebenso wie die Agrarpreise starken Schwankungen (Theuvsen et al. 2017, S. 14 f.). Im Wirtschaftsjahr 2015/2016 betrug das durchschnittliche Einkommen 26.875 Euro je Arbeitskraft (AK)<sup>5</sup> in den landwirtschaftlichen Haupterwerbsbetrieben (Einzelunternehmen und Personengesellschaften) sowie 30.895 Euro je AK bei Betrieben juristischer Personen (BMEL 2017a, S. 128 f.).

Die regionalen Strukturunterschiede spiegeln sich in den durchschnittlichen Betriebseinkommen nach *Bundesländern* wider (Tab. 2.1). Die landwirtschaftlichen Haupterwerbsbetriebe im kleiner strukturierten Süden Deutschlands erzielten niedrigere Einkommen als die entsprechenden Betriebe im Norden und Osten (Theuvsen et al. 2017, S. 16). In Abhängigkeit von der vorherrschenden Produktionsausrichtung (Kap. 2.2.3) unterliegen die durchschnittlichen Einkommen unterschiedlichen Entwicklungen, wie in der Tabelle 2.1 aus der Veränderung gegenüber dem Vorjahr erkennbar ist.

Deutlich stärker ausgeprägt sind die Einkommensunterschiede in Bezug zur *Betriebsgröße*. Im Wirtschaftsjahr 2015/2016 betrug das durchschnittliche Einkommen der kleineren Haupterwerbsbetriebe<sup>6</sup> 18.566 Euro/AK, der mittleren 25.638 Euro/AK und der größeren 32.055 Euro/AK; Letzteres ist damit fast doppelt so hoch wie das der kleineren Betriebe (BMEL 2017a, S. 128). Diese unterschiedliche Gewinnsituation hat erhebliche Bedeutung für die Entwicklungsfähigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund, dass in den letzten Jahrzehnten der *Kapitaleinsatz* in der Landwirtschaft sehr stark angestiegen ist. Der landwirtschaftliche Kapitaleinsatz<sup>7</sup> betrug im Jahr 2016 im Durchschnitt 536.100 Euro je Erwerbstätigen (DBV 2017, S. 69).

---

5 Einkommen wird als Gewinn unter Berücksichtigung des Personalaufwands, also der Gewinn abzüglich der entstehenden Kosten für Arbeitskräfte, je AK ausgewiesen, um die Einkommenslage in Betrieben verschiedener Rechtsformen vergleichen zu können, die unterschiedliche Anteile nicht entlohnter Familienarbeitskräfte aufweisen.

6 Einteilung der Größenklassen: kleinere = 50.000 bis 100.000 Euro Standardoutput, mittlere = 100.000 bis 250.000 Euro Standardoutput, größere > 250.000 Euro Standardoutput (BMEL 2017a, S. 128). Standardoutput ist eine standardisierte Rechengröße, die den durchschnittlichen Geldwert (in Euro) der Bruttoagrarerzeugung eines landwirtschaftlichen Betriebs beschreibt. Der Standardoutput wird je Flächeneinheit einer Fruchtart bzw. je Tiereinheit einer Vieharterzeugung ermittelt, wobei durchschnittliche Erträge und Preise angesetzt werden (BMEL 2017a, S. XXIII).

7 Landwirtschaftlicher Kapitaleinsatz = Bruttoanlagevermögen (ohne Boden) zu Wiederbeschaffungspreisen



Tab. 2.1 Einkommen der landwirtschaftlichen Haupterwerbsbetriebe\* im Wirtschaftsjahr 2015/2016 nach Bundesländern

Bundesland**	Anteil an landwirtschaftlichen Haupterwerbsbetrieben in %	Gewinn plus Personalaufwand in Euro je Arbeitskraft	Veränderung gegenüber Vorjahr in %
Baden-Württemberg	12,6	25.732	2,0
Bayern	31,0	25.174	-4,8
Brandenburg***	1,3	25.945	-9,0
Hessen	4,2	24.242	-4,4
Mecklenburg-Vorpommern***	1,3	37.022	-22,2
Niedersachsen	19,2	29.647	6,6
Nordrhein-Westfalen	13,7	26.408	-5,5
Rheinland-Pfalz	6,6	26.144	6,9
Saarland	0,3	20.278	7,0
Sachsen***	1,4	26.747	-4,6
Sachsen-Anhalt***	1,3	36.209	-18,0
Schleswig-Holstein	6,1	26.303	-2,2
Thüringen***	0,8	28.982	-8,3
Deutschland	100,0	26.875	-1,9

\* Einzelunternehmen ab 50.000 Euro Standardoutput und mindestens einer Vollarbeitskraft

\*\* ohne Stadtstaaten

\*\*\* neue Bundesländer (landwirtschaftliche Haupterwerbsbetriebe der Rechtsform Einzelunternehmen bewirtschaften hier historisch bedingt nur rund ein Viertel der LF; vgl. Kap. 2.2.7 u. Tab. 2.3).

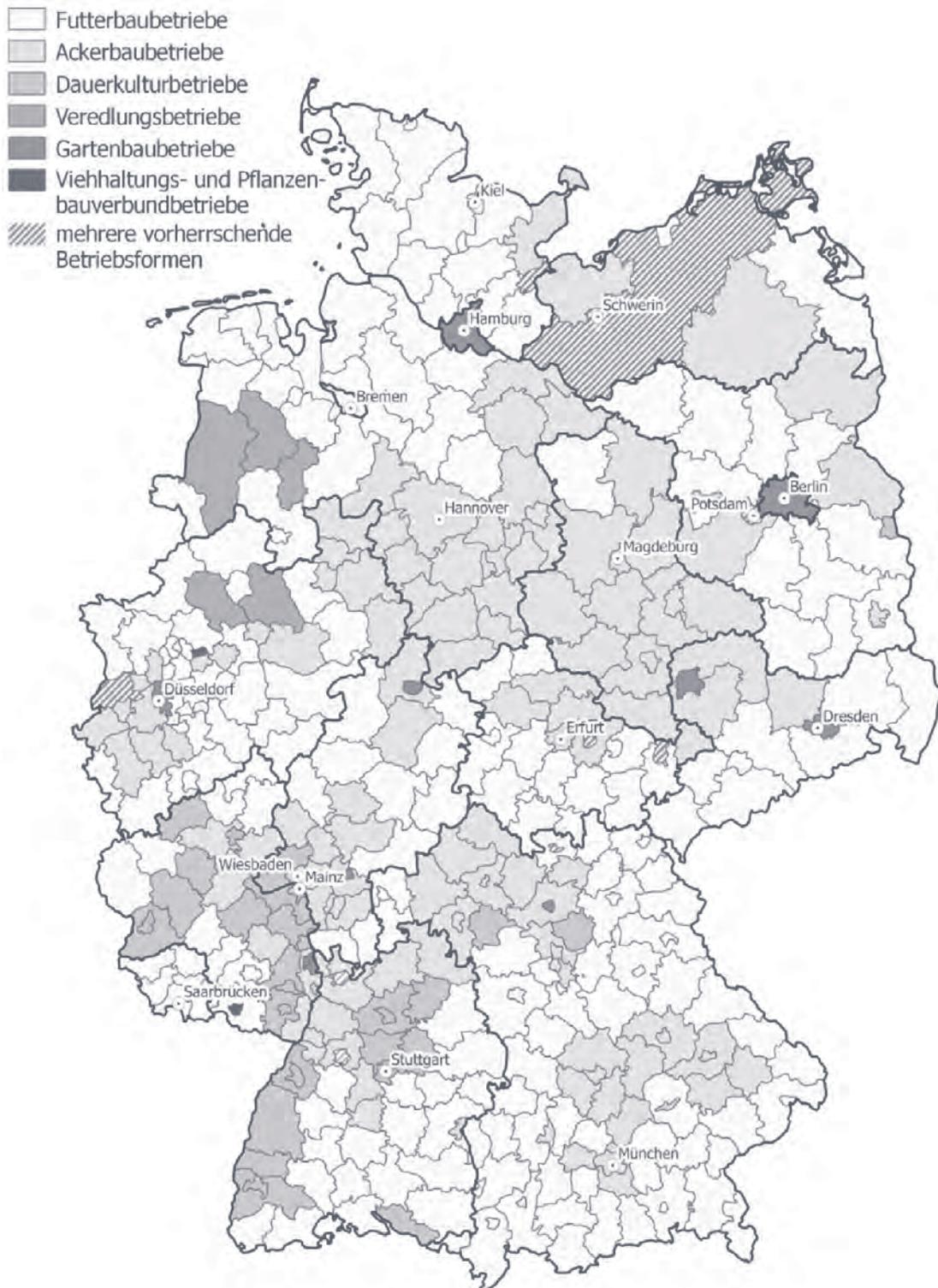
Quelle: nach Theuvsen et al. 2017, S. 15, nach BMEL 2017b

### 2.2.3 Produktionsausrichtung

Deutschland ist durch eine abwechslungsreiche Kulturlandschaft in verschiedenen Naturräumen gezeichnet. Dies schlägt sich in den unterschiedlichen regionalen Schwerpunkten der vorherrschenden Betriebsform nieder (Abb. 2.4).



Abb. 2.4 Vorherrschende Betriebsform der landwirtschaftlichen Betriebe in den Landkreisen 2016



Quelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011

Etwas mehr als 40 % aller landwirtschaftlichen Betriebe haben eine *Spezialisierung im Futterbau* (Tab. 2.2). Futterbaubetriebe haben einen Produktionsschwerpunkt<sup>8</sup> auf der Milchproduktion bzw. der Rinder-, Schaf- oder Ziegenhaltung.

Tab. 2.2 Betriebswirtschaftliche Ausrichtung landwirtschaftlicher Betriebe in Deutschland 2016

Betriebsausrichtung	Anzahl Betriebe (Anteil in %)	landwirtschaftlich genutzte Fläche in ha (Anteil in %)	Viehbestand (GVE)* (Anteil in %)
Ackerbau	83.939 (30,5)	6.015.416 (36,1)	237.610 (1,8)
Gartenbau	6.359 (2,3)	70.145 (0,4)	2.848 (0,02)
Dauerkulturen	19.761 (7,2)	216.249 (1,3)	6.309 (0,05)
Futterbau (Weidevieh)	113.986 (41,4)	5.946 504 (35,7)	7.843.494 (60,5)
Veredlung	15.993 (5,8)	823.833 (4,9)	2.613.771 (20,2)
Pflanzenbauverbund	3.448 (1,2)	179.981 (1,1)	20.652 (0,2)
Viehhaltungsverbund	6.033 (2,2)	473.518 (2,9)	664.682 (5,1)
Pflanzenbau-Viehhaltungs-Verbund	25.873 (9,4)	2.933.282 (17,6)	1.564.994 (12,1)
gesamt	275.392 (100)	16.658.928 (100)	12.954.359 (100)

\* GVE: Großvieheinheiten

Quelle: nach Theuvsen et al. 2017, S. 19, nach Destatis 2017c

Diese Betriebe mit einer hohen Dauergrünlandausstattung liegen bevorzugt in hügeligen bis bergigen Landschaften, wie in Bayern (47 % Futterbau) und dem Saarland (51 % Futterbau), oder in Küstenregionen wie der Wesermarsch (über 90 % Futterbau), aber auch in Gebieten, in denen auf dem Acker angebaute Futterpflanzen eine wirtschaftliche Vorzüglichkeit gegenüber anderen Ackerkul-

8 Der Produktionszweig hat einen Anteil von mehr als zwei Drittel am gesamten Standard-output des Betriebs.



turen besitzen, wie dies in Teilen Schleswig-Holsteins oder Niedersachsens (57 % Futterbau) der Fall ist (Theuvsen et al. 2017, S. 19). In diesen Betrieben wird rund 60 % des Viehbestands gehalten (Kap. 2.2.5).

Die Betriebe mit einer Spezialisierung auf *Ackerbau* machen rund 30 % aller landwirtschaftlichen Betriebe aus und belegen rund 36 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Der Schwerpunkt der Ackerbaubetriebe liegt auf der Produktion von Nahrungsmitteln und der Bereitstellung von pflanzlichen Erzeugnissen für stoffliche oder energetische Verwertungen. Ackerbaubetriebe wirtschaften vor allem in den Regionen mit einem hohen Ackerlandanteil an der landwirtschaftlich genutzten Fläche wie der Magdeburger und Hildesheimer Börde oder dem Rheinland (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011, S. 18). In den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern (43 % Ackerbau) und Sachsen-Anhalt (51 % Ackerbau) sind ackerbauliche Betriebe die dominierende Betriebsausrichtung (Theuvsen et al. 2017, S. 19). Die Viehhaltung ist hier marginal.

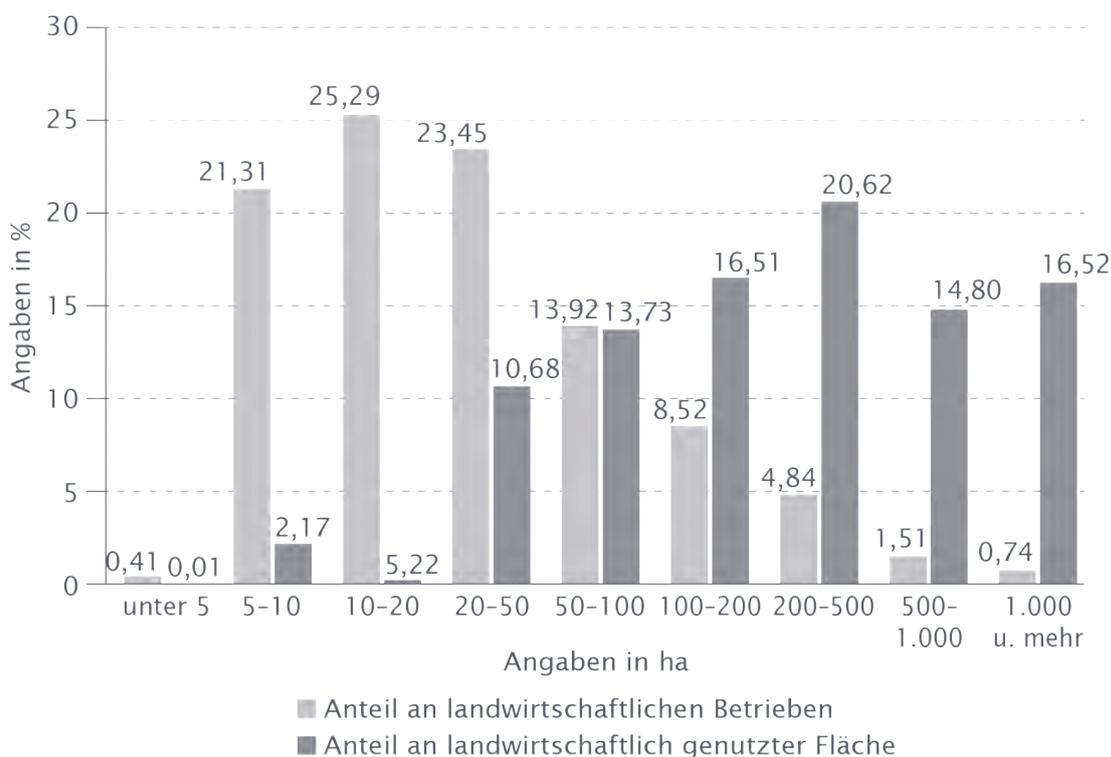
Stärker als bei den landwirtschaftlichen Betrieben insgesamt (Abb. 2.1) ist bei den Ackerbaubetrieben die Polarisierung ausgeprägt zwischen Betrieben mit einer großen Flächenausstattung und vielen kleinen Betrieben, die im Nebenerwerb bewirtschaftet werden, da aufgrund der fehlenden Viehhaltung der Betriebsinhaber nicht täglich verfügbar sein muss. Damit ist die vorherrschende Stellung größerer und großer Betriebe noch ausgeprägter (Abb. 2.5). Während bei den landwirtschaftlichen Betrieben insgesamt die Betriebe mit mehr als 100 ha LF rund 60 % der gesamten LF bewirtschaften, sind es bei den Ackerbaubetrieben mehr als 80 % der LF (Destatis 2017c).

Rund 7 % aller landwirtschaftlichen Betriebe sind *Dauerkulturbetriebe*, die in erster Linie Obst oder Wein produzieren. Für diese Kulturen bestehen besondere Anforderungen an die natürlichen Standortfaktoren. Die durchschnittliche Betriebsgröße beträgt nur knapp 11 ha aufgrund der hohen Wertschöpfung. Im landesweiten Durchschnitt dominierten im Jahr 2016 nur in Rheinland-Pfalz die Dauerkulturbetriebe mit 42 % aller Betriebe, belegten allerdings lediglich 12,8 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche dieses Bundeslandes (Destatis 2017c; Theuvsen et al. 2017, S. 20). Hohe Anteile von Dauerkulturbetrieben finden sich außerdem in Baden, Franken und um Stuttgart.

*Gartenbaubetriebe* umfassen Betriebe mit den Produktionszweigen Gemüse, Blumen, Zierpflanzen und Baumschulen. Sie sind in der Nähe größerer Ballungszentren konzentriert, bedingt durch die kurzen Transportwege zum Verbraucher. In Hamburg dominierten die Gartenbaubetriebe im Jahr 2016 mit einem Anteil von etwa 47 % aller landwirtschaftlichen Betriebe. Insgesamt spielte der Gartenbau in Deutschland im Jahr 2016 gemessen an der Zahl der Betriebe eine eher untergeordnete Rolle (2,3 % aller landwirtschaftlichen Betriebe). Aufgrund der außerordentlich hohen Intensität der Produktion und des vergleichsweise geringen Mechanisierungsgrades ist aber fast jede vierte Arbeitskraft in der Landwirtschaft im Gartenbau beschäftigt. Die hohe Wert-

schöpfung pro Flächeneinheit führt dazu, dass auf nur rund 1,3% der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche mehr als 10% des Produktionswerts der deutschen Landwirtschaft erzielt werden (Destatis 2006; Friedrich/Theuvsen 2012; Theuvsen et al. 2017, S.21).

Abb. 2.5 Anteil der Ackerbaubetriebe nach Betriebsgrößenklassen an der Gesamtzahl der Ackerbaubetriebe und der von ihnen landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland 2016



Eigene Darstellung nach Destatis 2017c, S.65 f. u. 99 f.

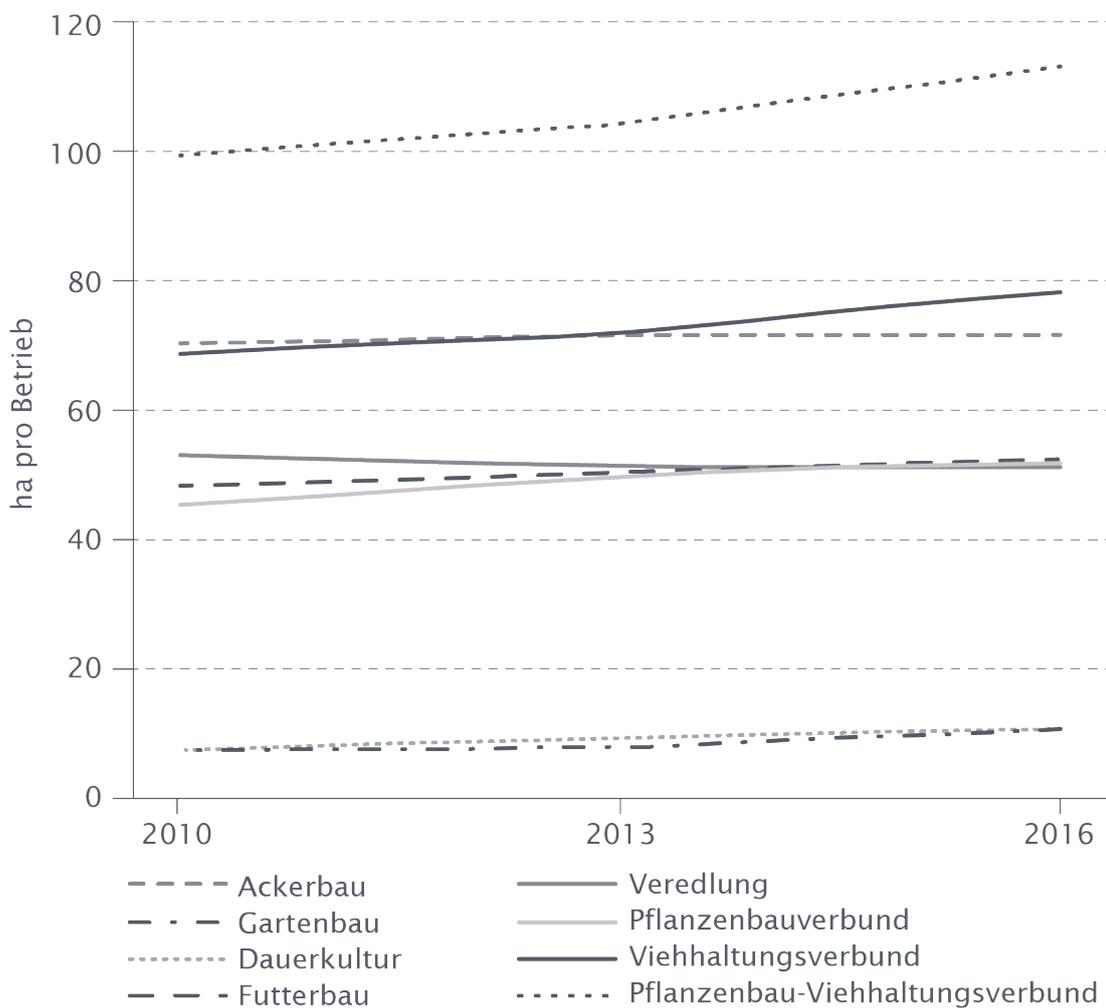
Mit der zunehmenden Spezialisierung haben (die nichtspezialisierten) Verbund-oder *Gemischtbetriebe* an Bedeutung verloren. Die Verbundbetriebe hatten im Jahr 2016 einen Anteil von 12,8% an der Gesamtzahl der landwirtschaftlichen Betriebe und von 21,5% an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (Tab. 2.2).

*Strukturveränderungen* über die Zeit finden kaum zwischen den Betriebstypen statt, sondern vor allem innerhalb der jeweiligen Produktionsrichtungen durch das Ausscheiden von Betrieben. Die Anzahl der Betriebe hat sich im Zeitraum von 2010 bis 2016 in allen Betriebstypen verringert außer bei den Ackerbaubetrieben, wo die Anzahl der Betriebe und ihre landwirtschaftlich genutzte Fläche zugenommen hat. Die durchschnittliche Betriebsgröße ist durchweg angestiegen, besonders ausgeprägt bei den Gemischtbetrieben mit Viehhaltungs-



verbund und Pflanzenbau-Viehhaltungs-Verbund (Abb. 2.6). Ausnahme sind die Veredlungsbetriebe, wo das Wachstum über die Vergrößerung der Tierbestände erfolgt (Kap. 2.2.5). Über einen längeren Zeitraum betrachtet, hat sich beispielsweise die Anzahl der Betriebe mit Freilandgemüseanbau in Deutschland von 2000 bis 2015 mehr als halbiert, und die durchschnittliche Gemüseanbaufläche pro Betrieb ist in diesem Zeitraum von 7,3 ha auf 18,9 ha gestiegen (Strohmeier et al. 2016, S. 12).

Abb. 2.6 Entwicklung der durchschnittlichen Betriebsgröße nach Betriebstypen in Deutschland 2010 bis 2016



Eigene Darstellung nach Destatis 2011a, 2014 u. 2017c



---

## 2.2.4 Ökologischer Landbau

Die *Anzahl der Betriebe des ökologischen Landbaus* ist von 2000 bis 2016 von 12.740 auf 27.132<sup>9</sup> angestiegen, ihr Anteil an allen Betrieben hat sich damit von 2,8 % auf 9,9 % erhöht (BMEL 2018a, S. 13). Während dieser Zeit hat die durchschnittliche Betriebsgröße der ökologischen Betriebe nur geringfügig zugenommen, von 51,1 ha im Jahr 1999 auf 57,1 ha im Jahr 2016 (BMEL 2017a, S. 33), wohingegen sich die durchschnittliche Betriebsgröße aller Betriebe in diesem Zeitraum nahezu verdoppelt hat (Kap. 2.2.1). Während im Jahr 2000 die durchschnittliche Betriebsfläche im ökologischen Landbau noch deutlich über dem Gesamtdurchschnitt lag, ist sie nun geringfügig geringer. Aufgrund der vielen Umstellungen auf ökologischen Landbau kann keine Aussage darüber getroffen werden, inwieweit ein Strukturwandel bei den schon lange bestehenden ökologischen Betrieben stattgefunden hat oder ob die Entwicklung durch die umstellenden Betriebe geprägt wurde.

Die Entwicklung der ökologisch bewirtschafteten Betriebe geht aber nicht nur in eine Richtung. Neben dem Trend einer insgesamt zunehmenden Anzahl an Ökobetrieben in Deutschland ist eine gegenläufige Bewegung durch Rückumstellungen zu verzeichnen. So sind rund 30 % der ökologischen Betriebe, die zwischen 1999 und 2003 umgestellt worden waren (eine Zeit, in der die Umstellungsraten besonders hoch waren), wieder zur konventionellen Bewirtschaftung zurückgekehrt (Heinze/Vogel 2012 u. 2017).

Ökologisch bewirtschaftete Betriebe finden sich in allen Größenklassen (Abb. 2.7). Die Verteilung der Betriebe auf die einzelnen Größenklassen ist fast identisch mit der Situation bei den landwirtschaftlichen Betrieben insgesamt (Abb. 2.1), nur der Flächenanteil der ökologischen Betriebe von 10 bis 50 ha ist etwas höher und der der Betriebe mit 1.000 und mehr ha deutlich niedriger.

Insgesamt umfasste die ökologisch bewirtschaftete landwirtschaftlich genutzte Fläche 1.135.531 ha bzw. 7 % der gesamten LF im Jahr 2016. Regional variiert der Anteil des ökologischen Landbaus in Deutschland beträchtlich. Der relative Flächenanteil ist am niedrigsten in Niedersachsen (3,2 %), Schleswig-Holstein (4,0 %), Nordrhein-Westfalen (4,2 %) und Thüringen (4,3 %), am höchsten im Saarland (14,9 %), in Hessen (11,6 %) und Brandenburg (10,4 %) (Destatis 2017d). Die Unterschiede sind durch naturräumliche und wirtschaftliche Bedingungen, aber auch durch die unterschiedlich ausgestaltete Förderung des ökologischen Landbaus in den Bundesländern bedingt.

Des Weiteren unterscheidet sich die Flächennutzung des ökologischen Landbaus erheblich von der konventionellen Landwirtschaft. 2015 waren 56,4 %

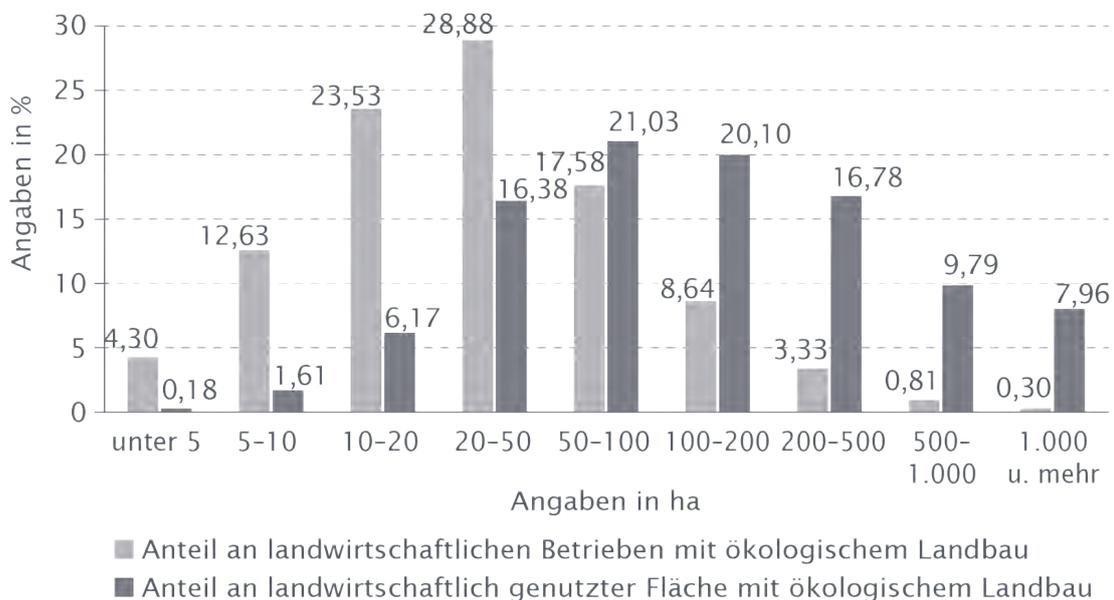
---

9 Diese Angabe beruht auf den Strukturdaten der BLE, die alle geförderten Betriebe erfasst. Die Statistik des Statistischen Bundesamtes, beruhend auf der Agrarstrukturerhebung, führt für 2016 dagegen nur 19.901 Betriebe mit ökologischer Landwirtschaft, was 7,2 % aller landwirtschaftlichen Betriebe entspricht (Destatis 2017d). Der Unterschied dürfte vor allem an der Erfassungsgrenze von 5 ha bei der Agrarstrukturerhebung liegen.



der Ökolandbaufläche Deutschlands Dauergrünland gegenüber 28% bei der Landwirtschaft insgesamt sowie nur 42% Ackerland im Vergleich zu 70,8% bei der gesamten deutschen Landwirtschaft (Destatis 2017e, S. 15). Der hohe Anteil an Dauergrünland spiegelt sich in der ökologischen Viehhaltung wider. 8,7% aller Betriebe mit Rinderhaltung und 5,7% des gesamten Rinderbestands wurden 2016 ökologisch bewirtschaftet. Dagegen hatte der ökologische Landbau nur einen Anteil von 3,8% an den Betrieben mit Schweinehaltung und von 0,7% am gesamten Schweinebestand (BMEL 2017b, S. 33).

Abb. 2.7 Verteilung der Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe mit ökologischem Landbau und der landwirtschaftlich genutzten Fläche mit ökologischem Landbau nach Betriebsgrößenklassen in Deutschland 2016



Eigene Darstellung nach Destatis 2017d, S. 65

### 2.2.5 Viehhalter und -haltung

Mit der tierischen Produktion wurden im Jahr 2016 mit rund 24,9 Mrd. Euro ca. 60% der Verkaufserlöse der deutschen Landwirtschaft erzielt (BMEL 2017a, S. 119). Etwa 25% des Produktionswerts der deutschen Landwirtschaft entfallen alleine auf die Rinderhaltung. Der wichtigste Produktionszweig innerhalb der Rinderhaltung ist die Milchviehhaltung, die mit etwa 19% den höchsten Beitrag zum gesamten Produktionswert leistet (AMI 2016). Die Nutztierhaltung ist somit von erheblicher wirtschaftlicher Bedeutung für die deutsche Agrar- und Ernährungswirtschaft und in einigen Regionen zusammen mit den der Tierhaltung vor- und nachgelagerten Unternehmen des Agrarbusiness von hoher Relevanz für die Wirtschaftskraft und die wirtschaftliche Entwicklung ländlicher

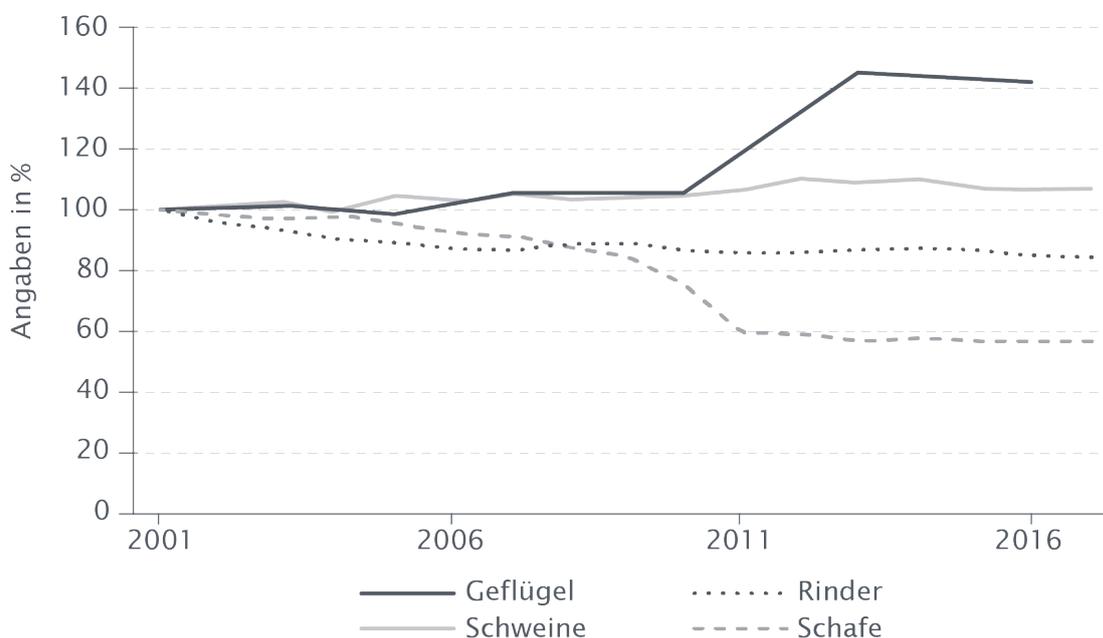


Räume. Gleichzeitig haben erhebliche Strukturveränderungen in der Tierproduktion stattgefunden, und die Entwicklung der landwirtschaftlichen Tierhaltung ist im Hinblick auf Tierwohl, Umweltschutz und Ressourcenverbrauch zunehmend gesellschaftlich umstritten (WBA 2015).

### Rinderhaltung

Der *Rinderbestand* in Deutschland nimmt seit langer Zeit kontinuierlich ab (Abb. 2.8). Im November 2017 wurden in Deutschland insgesamt in 143.601 Betrieben rund 12,3 Mio. Rinder gehalten, von denen etwa 4,2 Mio. Milchkühe waren (Destatis 2018a). Milchvieh ist in ganz Deutschland anzutreffen, wobei Bayern (1,19 Mio. Milchvieh) und Niedersachsen (0,87 Mio. Milchvieh) die Bundesländer sowohl mit der höchsten Anzahl an Milchvieh als auch an Rindern insgesamt sind (Theuvsen et al. 2017, S.25). Milchviehhaltung findet sich insbesondere in Regionen mit hohem Grünlandanteil. Im Jahr 2016 ging fast die Hälfte der in Deutschland produzierten Milch in den Export; Deutschland ist Nettoexporteur bei Milch (Lindena et al. 2017).

Abb. 2.8 Entwicklung des landwirtschaftlichen Viehbestands in Deutschland



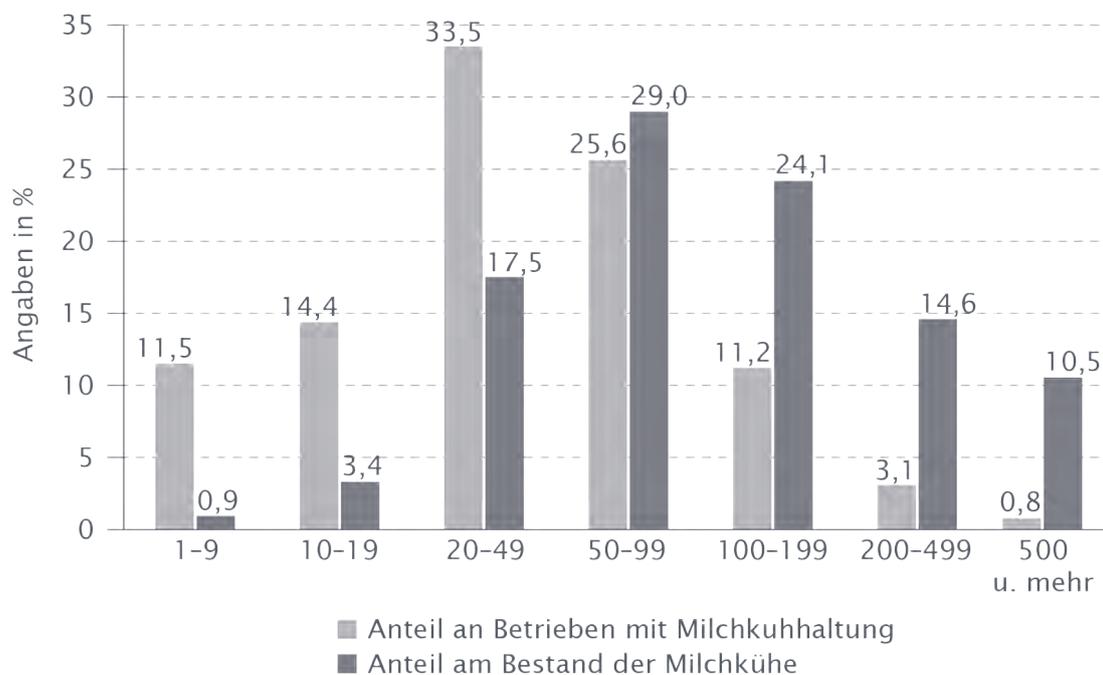
2001 = 100%; die Vergleichbarkeit der Zahlen ab 2010 mit früheren Zählungen ist aus methodischen Gründen eingeschränkt, da der Rinderbestand ab 2008 durch Auswertung der HIT-Rinderdatenbank (Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere) erfolgt.

Eigene Darstellung nach BMEL 2017b, S. 93



Die Anzahl der *Milchkühe pro Betrieb* weist eine große Spannweite auf (Abb. 2.9). Immerhin etwas mehr als 10 % der Milchviehbetriebe hat weniger als 10 Kühe. Rund ein Drittel der Betriebe befindet sich in der Bestandsgrößenklasse mit 20 bis 49 Kühen. Nur 0,8 % der Betriebe haben 500 oder mehr Kühe, wobei diese 10,5 % der Gesamtzahl der Milchkühe halten. Die durchschnittliche Bestandsgröße pro Betrieb weist sowohl ein Ost-West- als auch ein Nord-Süd-Gefälle auf. Die Betriebe in den neuen Bundesländern (102 Rinder bzw. 191 Milchkühe pro Betrieb; alle Angaben für das Jahr 2017) haben durchschnittlich höhere Bestandszahlen als die Betriebe in den alten Bundesländern (83 Rinder bzw. 56 Milchkühe pro Betrieb). In den alten Bundesländern weisen Schleswig-Holstein (145 Rinder bzw. 98 Milchkühe pro Betrieb) und Niedersachsen (125 Rinder bzw. 90 Milchkühe pro Betrieb) die höchsten durchschnittlichen Bestandsgrößen auf, die niedrigsten finden sich in Hessen (52 Rinder bzw. 49 Milchkühe pro Betrieb) und Baden-Württemberg (60 Rinder bzw. 48 Milchkühe pro Betrieb). In den neuen Bundesländern bewegen sich die durchschnittlichen Bestandszahlen von Mecklenburg-Vorpommern mit 163 Rindern bzw. 232 Milchkühen pro Betrieb und Brandenburg mit 123 Rindern bzw. 225 Milchkühen pro Betrieb bis zu Sachsen mit 70 Rindern bzw. 149 Milchkühen pro Betrieb (Destatis 2018a; Theuvsen et al. 2017, S. 27).

Abb. 2.9 Verteilung der Betriebe mit Milchkuhhaltung und des Milchkuhbestands nach Bestandsgrößenklassen in Deutschland 2016



Eigene Darstellung nach BMEL 2017a, S. 100



Im November 2017 gab es in Deutschland 80.732 Betriebe mit männlichen *Mastrindern* im Alter von mehr als 1 Jahr, insgesamt wurden etwas mehr als 1 Mio. Mastrinder gehalten (Destatis 2018a, S. 13). Rund 85 % der Betriebe mit Mastrindern befinden sich in den alten Bundesländern. Nach Bundesländern liegen die meisten Betriebe in Bayern, die meisten Mastbullen finden sich in Niedersachsen. Der Durchschnittsbestand betrug in den alten Bundesländern 13 und in den neuen Bundesländern 49 Mastbullen. Allerdings halten die 2 % der Betriebe mit mehr als 100 Mastbullen fast 28 % der Mastbullen insgesamt (von Davier/Efken 2017).

Die *Anzahl der rinderhaltenden Betriebe* verringerte sich von 2010 bis 2017 um rund 18 %, die Anzahl der Betriebe mit Milchkühen um etwa 28 %. Seit 1999 hat mehr als die Hälfte der Milchviehbetriebe die Produktion aufgegeben. Die Zahl der Milchkühe pro Betrieb stieg dabei im Durchschnitt von 46,4 im Jahr 2010 auf 63,8 im Jahr 2017. In diesem Zeitraum nahm die Zahl der Betriebe mit bis zu 99 Kühen ab, während die Zahl der Betriebe mit 100 und mehr Kühen zunahm (BMEL 2017b, S. 100; Destatis 2018a, S. 9; Lindena et al. 2017).

### Schweinehaltung

Deutschland ist der größte Schweinefleischproduzent in der EU. Die *Schweinefleischproduktion*, gemessen an der Schlachtmenge, ist in den letzten 20 Jahren von 3,6 Mio. t auf rund 5,5 Mio. t angestiegen. Der Exportanteil betrug 45 % 2016. Seit 2005 ist Deutschland Nettoexporteur von Schweinefleisch (Deblitz/Efken 2017).

Der *Schweinebestand* insgesamt betrug in Deutschland im November 2017 rund 27,5 Mio. Tiere (Destatis 2018a, S. 6). Insgesamt ist seit 2001 ein leichter Anstieg im Schweinebestand zu beobachten, bei leichten Schwankungen über die Zeit (Abb. 2.8). Die Schweineproduktion reagiert sensibler als andere landwirtschaftliche Sektoren auf volatile Marktpreise und antwortet etwas zeitversetzt mit kurzfristigen Bestandsschwankungen. Dieses Phänomen ist bekannt als der sogenannte Schweinezyklus (Theuvsen et al. 2017, S. 28).

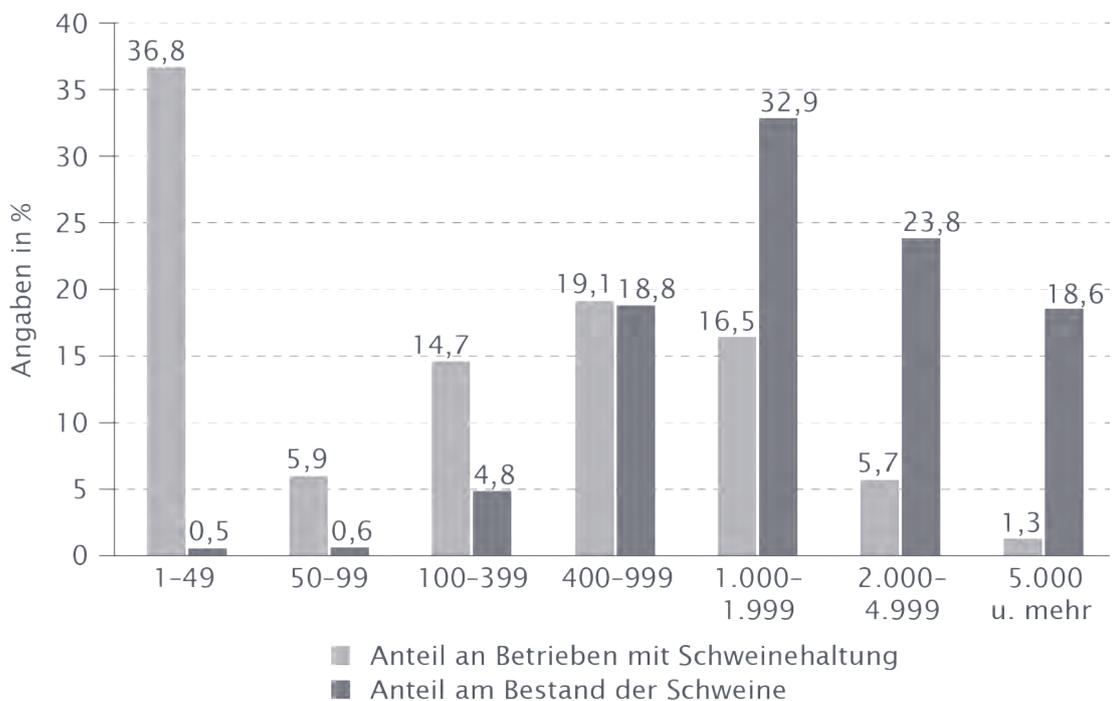
Bei der *Schweinehaltung* gibt es eine sehr deutliche Konzentration im Nordwesten Deutschlands (Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen) und im Südosten (Bayern) (Theuvsen et al. 2017, S. 28). Im Münster- und Emsland sowie im Raum Vechta/Cloppenburg hat sich eine intensive Veredlungswirtschaft entwickelt, wodurch sich in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen mehr als die Hälfte des gesamten deutschen Schweinebestands befindet (Statistische Ämter 2011, S. 32). Von den 19.700 Betrieben mit Mastschweinen (mit 50 kg und mehr Lebendgewicht) lagen 19.200 Betriebe in den alten Bundesländern (Destatis 2018a, S. 21).

Rund 75 % der Schweine wurden im Jahr 2016 in Betrieben mit über 1.000 Schweinen gehalten (Abb. 2.10). Die durchschnittliche *Anzahl der Schweine*



*ne pro Betrieb* lag für alle schweinehaltenden Betriebe im Jahr 2016 bei knapp 700 Tieren bzw. im Jahr 2017 bei 1.173 Tieren unter Berücksichtigung der Erfassungsgrenzen von 50 Schweinen oder 10 Zuchtsauen pro Betrieb (BMEL 2017a, S.102; Destatis 2018a, S.6). Bei Mastschweinen betrug der Durchschnittsbestand in den alten Bundesländern 541 und in den neuen Bundesländern 1.833 Mastschweine im Jahr 2016 (Deblitz/Efken 2017). Neben dem Ost-West-Unterschied gibt es wiederum ein Nord-Süd-Gefälle. Den höchsten Durchschnittsbestand in den neuen Bundesländern hat Mecklenburg-Vorpommern mit 2.046 und in den alten Bundesländern Schleswig-Holstein mit 816 Mastschweinen (Deblitz/Efken 2017).

Abb. 2.10 Verteilung der Betriebe mit Schweinehaltung und des Schweinebestands nach Bestandsgrößenklassen in Deutschland 2016



Eigene Darstellung nach BMEL 2017a, S. 102

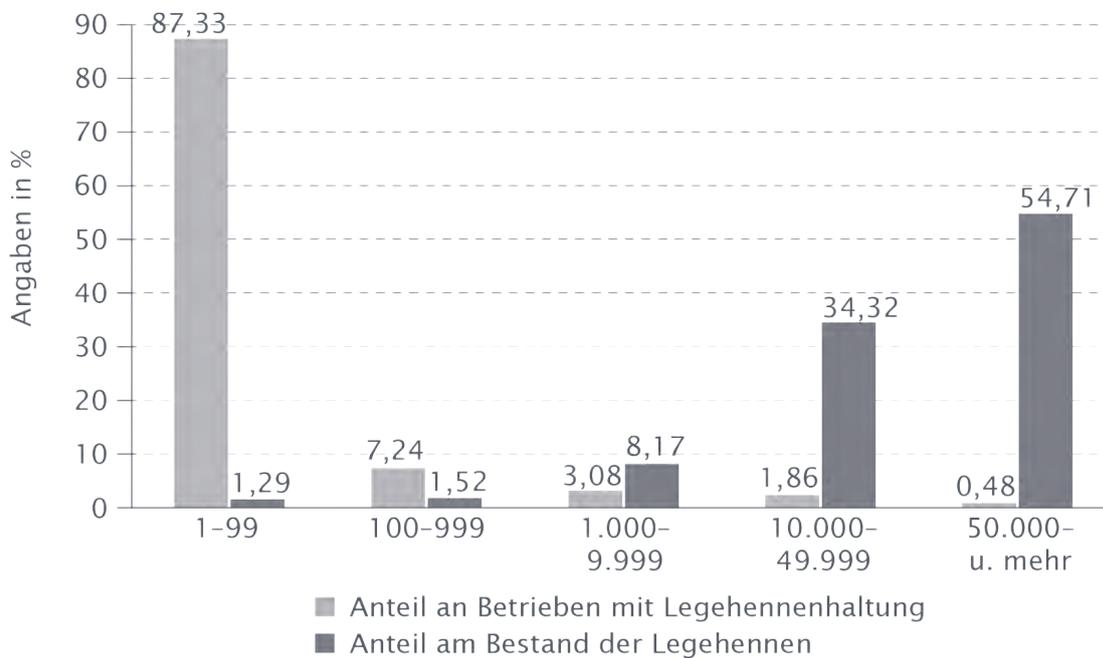
Die Anzahl der Betriebe mit Schweinehaltung hat sich im Zeitraum von 2007 bis 2016 halbiert (BMEL 2017b, S. 102; Destatis 2011b, S. 25). Dementsprechend hat sich der Durchschnittsbestand in der Schweinehaltung seit 2007 mehr als verdoppelt. Dabei hat sich die regionale Konzentration der Schweinehaltung fortgesetzt. In Süddeutschland hat mit Ausnahme von Ost-Baden-Württemberg und einigen Kreisen in Bayern der Mastschweinebestand abgenommen, während er in den ohnehin schon viehstarken Kreisen im Nordwesten weiter zugenommen hat (Deblitz/Efken 2017).



## Geflügelhaltung

Im Jahr 2016 betrug der Geflügelbestand in Deutschland 173,6 Mio. Tiere. Davon waren etwas über 90% Hühner mit 51,9 Mio. Legehennen und 93,8 Mio. Masthühner und -hähne. Eine weitere wichtige Gruppe beim Mastgeflügel sind Truthähne mit 12,3 Mio. Tieren (Destatis 2017f, S. 23 f.). Der Geflügelbestand stieg insbesondere im Zeitraum 2010 bis 2013 stark an (Abb. 2.11).

Abb. 2.11 Verteilung der Betriebe mit Legehennenhaltung und des Legehennenbestands nach Bestandsgrößenklassen in Deutschland 2016



Eigene Darstellung nach Destatis 2017f, S. 157

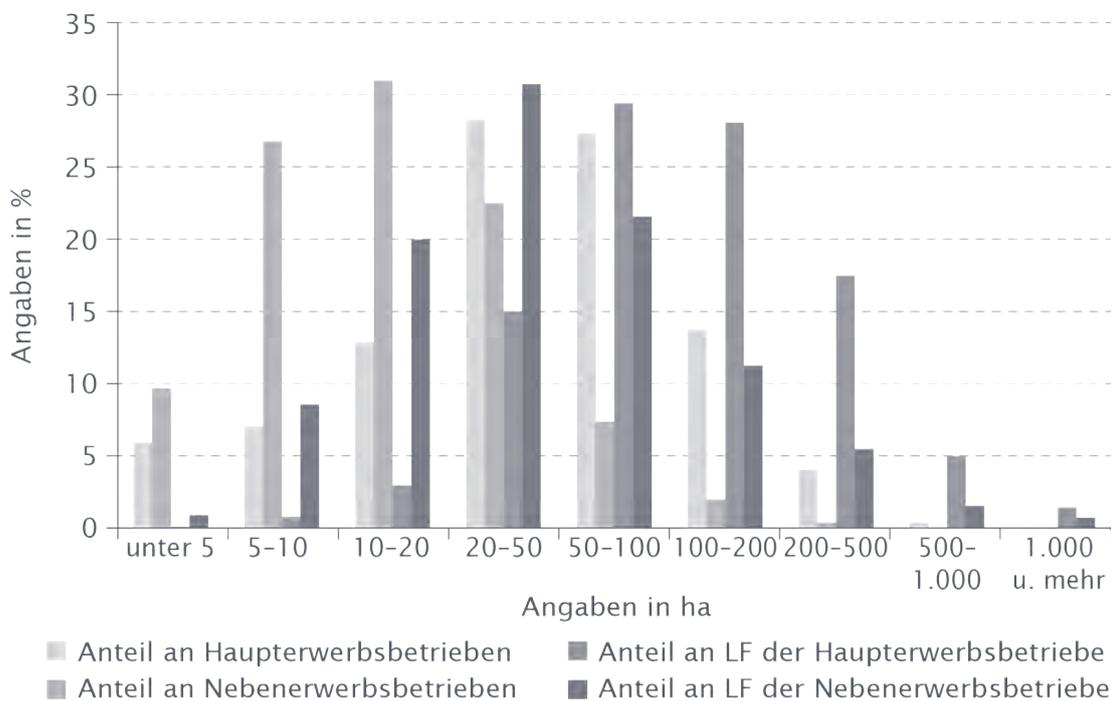
Die deutsche Eiererzeugung lag 2016 bei rund 13 Mrd. Eiern. Deutschland ist Nettoimporteur von Eiern, bei einem Selbstversorgungsgrad von etwa 67% (Thobe 2017a). Die *Haltung von Legehennen* in Deutschland ist im Nordwesten (Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen) konzentriert, ähnlich wie die Schweinehaltung. Die Struktur der Legehennenhaltung weist eine starke Polarisierung auf. Betriebe mit weniger als 100 Tieren stellen zwar fast 90% aller Betriebe, halten aber nur 1,3% aller Legehennen (Abb. 2.11). Dagegen befinden sich in den Betrieben mit 50.000 oder mehr Legehennen, die nur 0,5% aller Betriebe ausmachen, über 50% des Legehennenbestands. Bei den Betrieben mit 3.000 oder mehr Platzungen beträgt der durchschnittliche Bestand in den alten Bundesländern 24.000 Legehennen und in den neuen Bundesländern 47.000 Legehennen. Im Jahr 2016 hatten bei dieser Erfassung 2% der Betriebe mehr als 200.000 Legehennen und hielten rund 21% der Legehennenbestands



(Thobe 2017a). In den letzten 10 Jahren hat sich der Legehennenbestand um etwa 35 % erhöht, gleichzeitig hat sich die Anzahl der Betriebe mit Legehennen um rund 40 % verringert (Destatis 2011b u. 2017f).

Die Geflügelfleischproduktion, gemessen an der Schlachtmenge, hat sich von 2005 bis 2016 um etwa 46 % erhöht. Der Selbstversorgungsgrad liegt mittlerweile bei rund 100 % (Thobe 2017b). Die regionale Konzentration der bodenunabhängigen Geflügelhaltung ist besonders stark ausgeprägt. Fast 50 % aller Masthühner wurden 2010 im südlichen Weser-Ems-Gebiet gehalten. Der Zuwachs bei der Masthähnchenhaltung ist vor allem in Nordwestdeutschland sowie in einigen Regionen Ostdeutschlands und wenigen Landkreisen Bayerns erfolgt (Thobe 2017b). In Deutschland gab es im Jahr 2016 3.300 Betriebe mit Masthühnern. In der Bestandsgrößenklasse mit 50.000 und mehr Masthühnern finden sich 20 % der Betriebe und fast 80 % des Masthühnerbestands (Abb. 2.12).

Abb. 2.12 Verteilung der Betriebe mit Masthühnerhaltung und des Masthühnerbestands nach Bestandsgrößenklassen in Deutschland 2016



Eigene Darstellung nach Thobe 217b

### 2.2.6 Haupt- und Nebenerwerb

Bei den landwirtschaftlichen Einzelunternehmen (also dem klassischen Familienbetrieb; Kap. 2.2.7) wird zwischen Haupt- und Nebenerwerbsbetrieben



unterschieden. Zu den Haupterwerbsbetrieben zählen diejenigen, bei denen das Einkommen des Betriebsinhabers und Ehepartners überwiegend aus einer landwirtschaftlichen Tätigkeit stammt.<sup>10</sup> Nebenerwerbsbetriebe beziehen dagegen ihr Einkommen überwiegend aus außerlandwirtschaftlichen Quellen (Theuvsen et al. 2017, S.22).

Insgesamt waren im Jahr 2016 von den 275.392 landwirtschaftlichen Betrieben etwa 89 % Einzelunternehmen, von denen die eine Hälfte im Haupterwerb (48 %) und die andere im Nebenerwerb (52 %) geführt wurden. Dabei entfielen allerdings 72,5 % der bewirtschafteten Fläche auf die Haupterwerbsbetriebe und nur etwa 27,5 % auf die Nebenerwerbsbetriebe. Mit Blick auf den Anteil von Haupt- und Nebenerwerbsbetrieben unterscheiden sich die alten Bundesländer (48,2 % Haupterwerb; 51,8 % Nebenerwerb) und die neuen Bundesländer (44 % Haupterwerb; 56 % Nebenerwerb) nur geringfügig (Abb. 2.13). Allerdings ist bei den neuen Bundesländern zu berücksichtigen, dass rund ein Viertel der landwirtschaftlichen Betriebe juristische Personen bzw. Personengesellschaften sind, die de facto eher dem Haupterwerb zuzurechnen und besonders flächenstark sind (Theuvsen et al. 2017, S. 22 f.).

Vor allem aber gibt es deutliche Nord-Süd-Unterschiede. Einen überdurchschnittlich hohen Anteil von Nebenerwerbsbetrieben weisen die Bundesländer Baden-Württemberg, Hessen, Saarland und Sachsen auf. Dagegen haben Niedersachsen und Schleswig-Holstein einen überdurchschnittlich hohen Anteil an Haupterwerbsbetrieben (Destatis 2017g, S. 73 ff.). Haupterwerbsbetriebe finden sich überproportional in Gunstlagen, Nebenerwerbsbetriebe überdurchschnittlich in Mittelgebirgslagen.

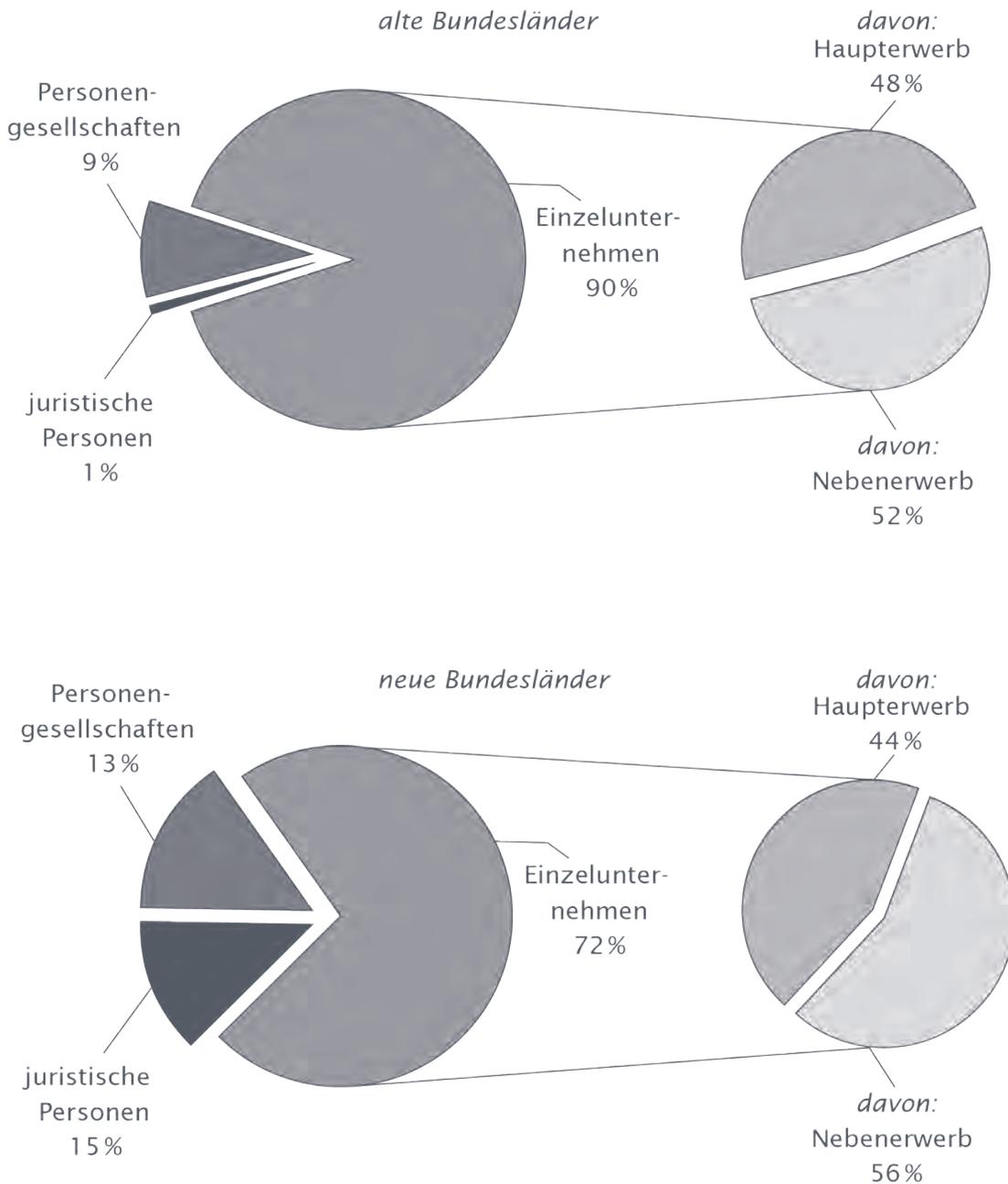
Bei den Nebenerwerbsbetrieben ist die *betriebswirtschaftliche Ausrichtung* auf Ackerbau überdurchschnittlich vertreten. Bei Gartenbau, Futterbau und Veredlung sind dagegen die Haupterwerbsbetriebe überrepräsentiert (Destatis 2017g, S. 107). Dies dürfte vor allem auf die Arbeitsintensität dieser betrieblichen Ausrichtungen zurückzuführen sein.

---

10 Die sozialökonomische Gliederung der Einzelunternehmen in Haupt- und Nebenerwerb hat sich mehrfach geändert. Im Zeitraum von 1997 bis 2007 erfolgte die Einordnung nach Jahresnettoeinkommen und Arbeitsleistung: Betriebe mit einem betrieblichen Arbeitsvolumen von 1,5 Arbeitskrafteinheiten (AKE = Arbeitsleistung einer mit betrieblichen Arbeiten vollbeschäftigten Person) und mehr zählten immer als Haupterwerbsbetriebe, Betriebe mit weniger als 0,75 AKE immer als Nebenerwerbsbetriebe und bei Betrieben zwischen 0,75 und 1,5 AKE entschied die Zusammensetzung des Jahresnettoeinkommens über die Zuordnung (Arndt 2006). Deshalb ist die Vergleichbarkeit über die Zeit eingeschränkt. Außerdem wirken sich die Erhöhungen der Erfassungsgrenze landwirtschaftlicher Betriebe in der Agrarstrukturerhebung (Kap. 2.2.1) besonders auf Nebenerwerbsbetriebe aus.



Abb. 2.13 Anteil der Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe in den alten und neuen Bundesländern 2016



Quelle: nach Theuvsen et al. 2017, S.24, nach BMEL 2017a

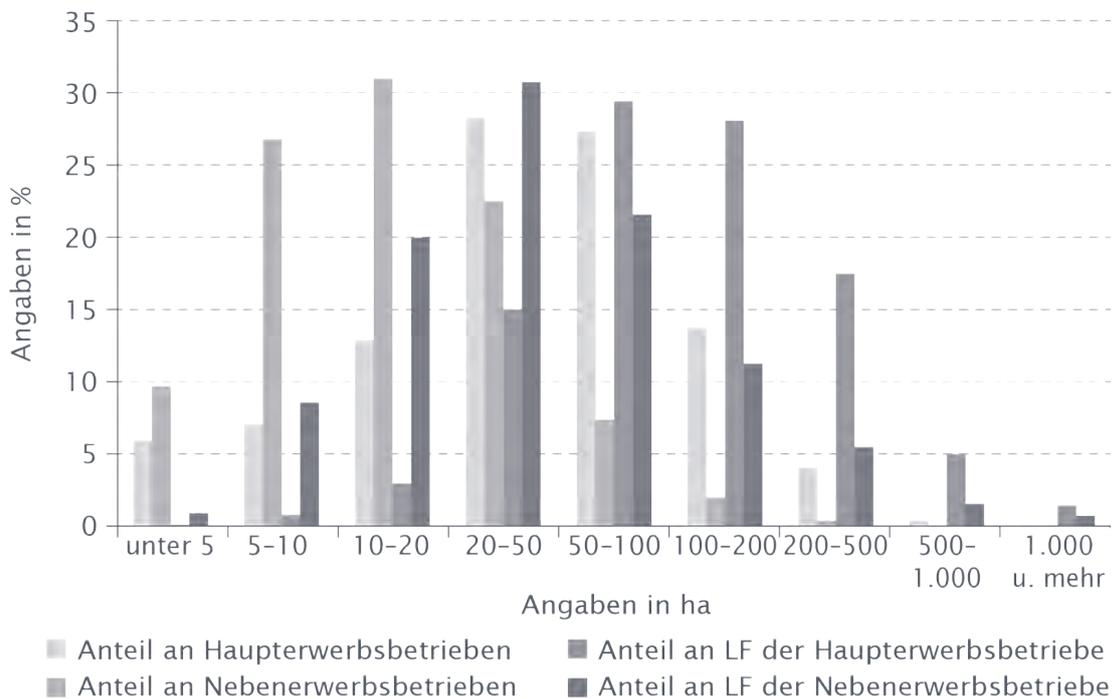
Die *durchschnittliche Betriebsgröße* der Haupterwerbsbetriebe lag im Jahr 2016 bei rund 66 ha und damit etwas über dem Durchschnitt aller landwirtschaftlichen Betriebe (Kap. 2.2.1). Die durchschnittliche Größe der Nebenerwerbsbetriebe beträgt dagegen nur rund 23 ha (Destatis 2017g). Rund 60% der Nebenerwerbsbetriebe bewirtschaften bis zu 20 ha (Abb. 2.14). Allerdings gibt es



## 2 Strukturwandel und Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft

einzelne Betriebe mit hoher Flächenausstattung, die aufgrund von Erwerbskombination in die Kategorie Nebenerwerb fallen. Dagegen liegen rund 55% der Haupterwerbsbetriebe in den Betriebsgrößenklassen von 20 bis 100 ha.

Abb. 2.14 Verteilung der landwirtschaftlichen Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe und der jeweils von ihnen bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzfläche nach Betriebsgrößenklassen in Deutschland 2016



Eigene Darstellung nach Destatis 2017g, S. 73

Der *Rückgang landwirtschaftlicher Betriebe* betrifft Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe gleichermaßen. Von 1991 bis 2016 verringerte sich die Anzahl der Haupterwerbsbetriebe um 58,4% und die der Nebenerwerbsbetriebe um 64%. Bei den Haupterwerbsbetrieben nahmen in diesem Zeitraum nur bei den Betrieben mit 100 oder mehr ha die Anzahl und die LF zu. Im Gegensatz dazu reduzierten sich bei den Nebenerwerbsbetrieben die Anzahl und die LF nur bei den Betrieben bis 20 ha. Während sich die landwirtschaftlich genutzte Fläche der Haupterwerbsbetriebe um knapp 15% verringerte, ging die der Nebenerwerbsbetriebe nur um 3,5% zurück (Destatis 2017g; Pöschl/Zepuntke 2004; Theuvsen et al. 2017, S.23).

Die Nebenerwerbslandwirtschaft zeigt somit eine große Kontinuität und stellt ein dauerhaftes Phänomen dar. Der Nebenerwerb kann eine Übergangsform vom Haupterwerb zur Betriebsaufgabe darstellen, aber auch längerfristig über Generationen hinweg bestehen. Außerdem gibt es Betriebe, deren Neugrün-



derung zunächst in der Form des Nebenerwerbs realisiert wird. Nebenerwerbsbetriebe sind zunehmend durch verschiedene Formen von Einkommenskombination gekennzeichnet (AgrarBündnis 2010; Inhetveen/Fink-Keßler 2007).

---

### 2.2.7 Rechtsformen und Investoren

Die Landwirtschaft in Deutschland war traditionell als bäuerlicher Familienbetrieb in der Rechtsform Einzelunternehmen organisiert. Während dies in den alten Bundesländern bis zur Wiedervereinigung nahezu unverändert blieb, führte die Einführung der sozialistischen Landwirtschaft in der DDR dazu, dass dort der Anteil der Privatbetriebe, in der Regel Einzelunternehmen, im Zeitraum von 1950 bis 1989 von 94,3 % auf 5,4 % zurückging, sodass schließlich 87 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche von Landwirtschaftlichen Produktionsgenossenschaften (LPGs) und 7,6 % der Fläche von Volkseigenen Gütern (VEGs) bewirtschaftet wurden (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011, S. 12).

Nach der Wiedervereinigung wurden die LPGs und VEGs bevorzugt in juristische Personen (GmbH oder eG, vereinzelt auch AG) umgewandelt. Dabei sind schon seit Beginn der 1990er Jahre teilweise recht komplexe Unternehmensstrukturen entstanden, da aus steuer- oder förderrechtlichen Gründen bzw. zur besseren Organisation zum Teil mehrere Tochtergesellschaften gegründet wurden. So konnten auf lokaler Ebene mitunter holdingähnliche Unternehmensgeflechte entstehen (BLAG Bodenmarktpolitik 2015, S. 15; Theuvsen et al. 2017, S. 16). Die sogenannten Wiedereinrichter<sup>11</sup> bevorzugten dagegen die Rechtsform des Einzelunternehmens oder der Personengesellschaft.

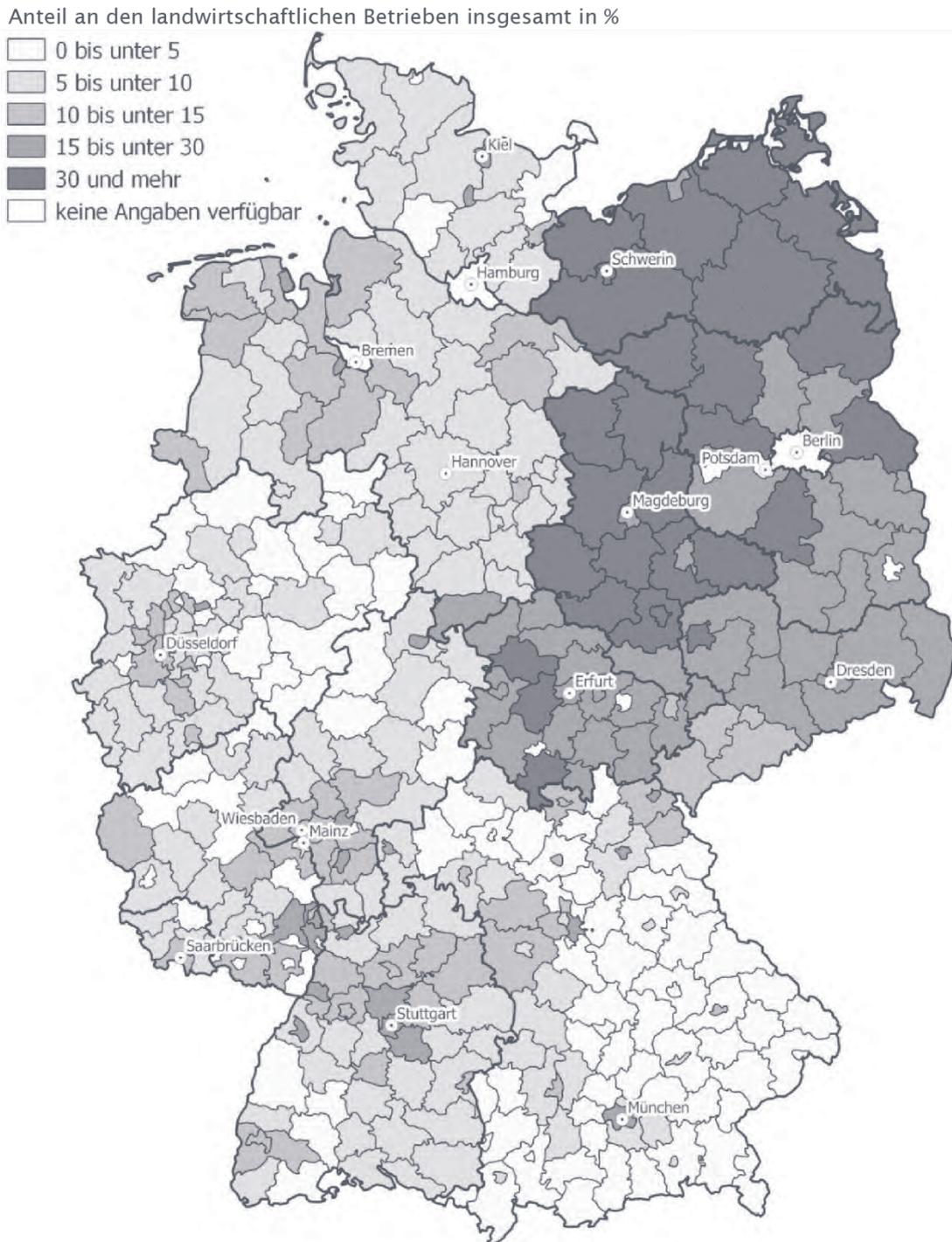
Im Ergebnis ist die aktuelle Struktur der Landwirtschaft in Deutschland durch eine Vielfalt der Rechtsformen gekennzeichnet (Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011, S. 12). In den neuen Bundesländern führte die historische Entwicklung zu einem deutlich höheren Anteil von juristischen Personen und Personengesellschaften (Abb. 2.15). Im Jahr 2016 wurde rund die Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Fläche durch Betriebe in der Rechtsform juristische Person bewirtschaftet (Tab. 2.3). Die 3.670 Betriebe der Rechtsform juristische Person in den ostdeutschen Bundesländern hatten eine durchschnittliche Betriebsgröße von 755 ha. Dagegen entfiel auf die Rechtsform Einzelunternehmen, die rund 70 % der Betriebe stellten, nur rund ein Viertel der LF.

Von 1999 bis 2016 haben in den neuen Bundesländern die Anzahl und die bewirtschaftete Fläche der GmbHs und GmbH & Co. KG stetig zugenommen, während die der Genossenschaften (eG) und Gesellschaften bürgerlichen Rechts (GbR) abgenommen hat (Tietz 2017, S. 5).

---

11 Wiedereinrichter sind Landwirte in den neuen Bundesländern, die nach der politischen Wende (1989/1990) ihr in eine LPG eingebrachtes Land wieder in einem eigenständigen landwirtschaftlichen Betrieb selbst bewirtschaften.

Abb. 2.15 Anteil der Personengesellschaften und juristischen Personen an den landwirtschaftlichen Betrieben in den Landkreisen 2016



Quelle: Statistische Ämter des Bundes und der Länder 2011



In den alten Bundesländern waren im Jahr 2016 rund 90% der landwirtschaftlichen Betriebe in der Rechtsform Einzelunternehmen organisiert (Tab. 2.3). Hier haben in den letzten 25 Jahren im Rahmen der Betriebsgrößenentwicklung sowie der Spezialisierung und/oder Diversifizierung der Betriebe insbesondere Personengesellschaften zugenommen. Rund 17% der landwirtschaftlichen Nutzfläche in den alten Bundesländern wird mittlerweile durch Betriebe in der Rechtsform Personengemeinschaft bzw. -gesellschaft betrieben.

Tab. 2.3 Verteilung landwirtschaftlicher Betriebe und landwirtschaftlich genutzter Fläche nach Rechtsformen in Deutschland 2016

Rechtsform	alte Bundesländer in %	neue Bundesländer in %	Deutschland gesamt in %
Einzelunternehmen			
Anteil Betriebe	90,37	71,47	88,68
Anteil LF	82,27	27,51	64,12
Personengesellschaften			
Anteil Betriebe	8,91	13,65	9,33
Anteil LF	16,69	22,31	18,56
juristische Personen			
Anteil Betriebe	0,72	14,88	1,99
Anteil LF	1,03	50,18	17,32

Eigene Berechnung nach Destatis 2017g, S. 5 ff.

Die mittlerweile entstandenen Betriebs- und Unternehmensstrukturen werden teilweise nicht mehr mit der offiziellen Agrarstatistik abgebildet. Dies gilt insbesondere für große und stark diversifizierte Unternehmen. Der »landwirtschaftliche Betrieb« ist auf europäischer Ebene rechtlich (Verordnung (EG) Nr. 1166/2008)<sup>12</sup> definiert als eine technische und wirtschaftliche Einheit mit einer einheitlichen Betriebsführung, und in der deutschen Agrarstatistik wird dies mit einer Rechtspersönlichkeit gleichgesetzt (Forstner/Zavyalova 2017, S.9 f.). Daraus ergibt sich, dass eine Reihe von Betriebs- und Unternehmensstrukturen nicht abgebildet wird.

Durch Betriebsteilungen und Neugründungen besteht mittlerweile ein Teil der landwirtschaftlichen Produktionseinheiten aus mehreren *Teilbetrieben*. Dies erfolgt im Rahmen des Betriebswachstums meist aus steuerlichen Gründen, insbesondere wenn die steuerliche Abgrenzung zur Gewerblichkeit aufgrund der gehaltenen Vieheinheiten pro ha LF oder Fördergrenzen überschritten werden.

12 Verordnung (EG) Nr. 1166/2008 über die Betriebsstrukturerhebungen und die Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden sowie zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 571/88



Landwirtschaftliche Unternehmen sind deshalb heute oft auch innerhalb einer Familie aufgeteilt. Im Falle der Erschließung neuer landwirtschaftlicher oder landwirtschaftsnaher Geschäftsfelder (z. B. Biogasanlage) werden oft separate und rechtlich eigenständige Betriebe gegründet (Forstner/Zavyalova 2017). Im Ergebnis können landwirtschaftliche Unternehmen aus mehreren landwirtschaftlichen Betrieben oder einer Kombination von landwirtschaftlichen und gewerblichen Betrieben bestehen.

Gesamtbetriebe, die sich aus mindestens zwei landwirtschaftlichen Betrieben zusammensetzen, werden agrarstatistisch derzeit nur in den Bundesländern Niedersachsen und Schleswig-Holstein erfasst. Nach der Landwirtschaftszählung 2010 betrug in Niedersachsen der Anteil der Betriebe mit Teilbetrieben ca. 5 %, die etwa 8,5 % der gesamten LF bewirtschafteten. Bei den viehhaltenden Betrieben hatten 5,7 % Teilbetriebe, die 16,8 % der insgesamt in Niedersachsen vorhandenen GVE halten, wobei in viehstarken Regionen (insbesondere in der Region Weser-Ems) der Anteil höher ist. Die Betriebe mit Teilbetrieben sind überdurchschnittlich groß. Bei den Gesamtbetrieben sind allerdings die gewerblichen Betriebe im landwirtschaftsnahen Bereich, die aufgrund der Diversifizierung von landwirtschaftlichen Unternehmen entstehen, nicht erfasst (Forstner 2017).

Der *Verkauf von Kapitalanteilen* an landwirtschaftlichen Betrieben in der Rechtsform juristische Person, sogenannte Share Deals, ist in den ostdeutschen Bundesländern von Bedeutung. Ein Teil der neuen Mehrheitseigentümer von juristischen Personen sind überregional aktive Landwirte und landwirtschaftliche Holdings sowie nichtlandwirtschaftliche Investoren. Der Einstieg eines Investors erfolgt in der Regel entweder bei einem Generationswechsel in der Führungsebene oder bei hohem Kapitalbedarf infolge wirtschaftlicher Schwäche, zur Realisierung größerer Investitionen, zur Sicherung der Flächenausstattung oder zur Abfindung ausscheidender Gesellschafter (Forstner/Tietz 2013). In einer Fallstudie, die zehn Landkreise in den fünf neuen Bundesländern mit 853 landwirtschaftlichen Unternehmen in der Rechtsform juristische Person untersucht hat, wurden von 2007 bis 2017 17 % der analysierten Unternehmen und der LF übernommen, wobei 30 % der neuen Eigentümer überregional aktive landwirtschaftliche und 42 % nichtlandwirtschaftliche Investoren waren. Diese Betriebe waren zuvor in der Regel in der Hand ortsansässiger Besitzer gewesen (Tietz 2017). Mit der Übernahme werden auch die Eigentumsflächen der landwirtschaftlichen Betriebe übernommen, ohne dass dies unter das Grundstücksverkehrsgesetz<sup>13</sup> fällt. Außerdem werden diese Veränderungen nicht in der Agrarstrukturstatistik abgebildet.

Nichtlandwirtschaftliche und überregional aktive Investoren sind auch am *Erwerb von Agrarflächen* beteiligt. Sie spielen insbesondere in Ostdeutschland

---

13 Gesetz über Maßnahmen zur Verbesserung der Agrarstruktur und zur Sicherung land- und forstwirtschaftlicher Betriebe (Grundstückverkehrsgesetz – GrdstVG)



eine Rolle, treten aber auch im übrigen Bundesgebiet auf. In den neuen Bundesländern ist die Bodenmobilität mit ca. 1,0 bis 1,3 % verkaufter LF pro Jahr bezogen auf die gesamte LF deutlich höher als in den alten Bundesländern mit ca. 0,4%. Weitere begünstigende Faktoren in den neuen Ländern sind ein niedriges Bodenpreisniveau und große Flächeneinheiten (Forster et al 2011, S. V u. 40). Motive nichtlandwirtschaftlicher Investoren für den Erwerb landwirtschaftlicher Flächen sind eine krisensichere Kapitalanlage, positive mittel- bis langfristige Preisexpectationen für landwirtschaftliche Erzeugnisse, die Diversifizierung von Portfolios, die geringe Rentabilität anderer Anlageformen und die erleichterte Fremdfinanzierung aufgrund der niedrigen Zinsen. Es gibt verschiedene Indizien, dass die Beteiligung von Nichtlandwirten am Flächenerwerb zugenommen hat, mit regionalen Unterschieden (BLAG Bodenmarktpolitik 2015; Emmann et al. 2015; Fock 2012; Forster et al. 2011).

Der durchschnittliche Kaufwert der veräußerten landwirtschaftlichen Nutzflächen hat sich im Zeitraum von 2007 bis 2015 stark erhöht – in den alten Bundesländern gut verdoppelt und in den neuen Bundesländern mehr als verdreifacht (Bundesregierung 2015, S.4). Der Einfluss der Investoren auf die Kaufpreisentwicklung ist unklar. Käufer von Einzelflächen zur Vermögensanlage sind häufiger in der Lage, Preise deutlich oberhalb des Ertragswerts zu zahlen. Es wird argumentiert, dass dadurch nicht nur deutliche Preissteigerungen auf dem aktuellen Bodenmarkt ausgelöst werden, sondern auch an weitere Kaufinteressenten durch den Preisanstieg das Signal ausgeht, Investitionen in Agrarflächen wären neben der Risikostreuung auch als Spekulation auf steigende Preise interessant (BLAG Bodenpolitik 2015, S. 26).

---

### 2.2.8 Perspektiven

Agrarstruktureller Wandel wird auch in Zukunft stattfinden, ohne dass sich die Vielfalt der deutschen Agrarstruktur grundsätzlich ändern wird. Landwirtschaftliche Betriebe sehr unterschiedlicher Größenordnungen, verschiedener Spezialisierungs- und Diversifizierungsgrade, unterschiedlicher Rechtsformen sowie divergierender regionaler Struktur werden fortbestehen, da sie das Resultat spezifischer Anpassungen an natürliche und wirtschaftliche Bedingungen sowie von historischen Ausgangssituationen und Pfadabhängigkeiten sind (Nieburg/Forstner 2013).

Die Ursachen des Agrarstrukturwandels der Vergangenheit (Kap. 2.1) wirken prinzipiell auch zukünftig weiter. Technische Entwicklungen, verbunden mit Skaleneffekten, steigende administrative Anforderungen für die landwirtschaftlichen Betriebe sowie volatile Agrarpreise fördern das Größenwachstum. Die Wirkungen der Digitalisierung auf den Agrarstrukturwandel werden vertieft in dem Projekt »Digitalisierung der Landwirtschaft« des TAB (2021a u. 2021b) untersucht.

Die schwierige Einkommenssituation (Kap. 2.2.2), insbesondere vieler kleiner Betriebe, die vergleichsweise gute außerlandwirtschaftliche Beschäftigungslage sowie attraktive Möglichkeiten der Verpachtung durch die stark gestiegenen Pachtpreise fördern die Aufgabe landwirtschaftlicher Betriebe beim Generationswechsel. Dies drückt sich im hohen Anteil an Betrieben mit ungewisser Hofnachfolge aus (Nieburg/Forstner 2013). Insgesamt hatten rund 69% der landwirtschaftlichen Einzelunternehmen im Jahr 2010 mit einem Betriebsleiter im Alter von 45 Jahren oder älter keine gesicherte Hofnachfolge.<sup>14</sup> Keine oder eine ungewisse Hofnachfolge ist bei den Nebenerwerbsbetrieben mit rund 75% etwas höher, ihr Anteil nimmt bei allen Betrieben mit zunehmender Betriebsgröße ab (Destatis 2010b).

Ein Teil der landwirtschaftlichen Betriebe wird auch zukünftig Wachstum anstreben, um Skaleneffekte zu nutzen. Das Flächenwachstum wird allerdings in einigen Regionen durch Flächenknappheit, einen dadurch verschärften Wettbewerb um Flächen und hohe Pachtpreise erschwert (Nieburg/Forstner 2013). Der Umfang des zukünftigen Agrarstrukturwandels wird durch agrarpolitische Rahmenseetzungen beeinflusst. Von Bedeutung werden insbesondere die zukünftige finanzielle Ausstattung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU, die Höhe und die Bedingungen der Direktzahlungen sowie der Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen der 2. Säule der GAP sein.

Vermutlich werden Erwerbskombinationen und Betriebsdifferenzierungen an Bedeutung gewinnen. Zusätzliche Einkommensmöglichkeiten wie Direktvermarktung, Urlaub auf dem Bauernhof, Übernahme von kommunalen Dienstleistungen oder Erzeugung erneuerbarer Energien können das Einkommensrisiko landwirtschaftlicher Betriebe verringern und diese unabhängiger von Entwicklungen auf den Agrarmärkten machen (Nieburg/Forstner 2013).

Die Nebenerwerbsbetriebe werden auch in Zukunft einen erheblichen Teil der landwirtschaftlichen Betriebe ausmachen. Das außerlandwirtschaftliche Einkommen verringert den Wachstumsdruck. Eine verstärkte Aufgabe dieser Betriebe könnte jedoch durch zunehmende Dokumentationspflichten und produktionstechnische Anforderungen (z. B. Sachkundenachweise) bewirkt werden (Nieburg/Forstner 2013).

Die Strukturveränderungen in der Tierhaltung waren in der Vergangenheit dynamischer als in der Landwirtschaft insgesamt (Kap. 2.2.5). Die zukünftige Entwicklung ist hier mit besonderen Unsicherheiten behaftet. Einerseits besteht weiterhin Druck, die Bestandsgrößen zu erhöhen, um Skaleneffekte zu nutzen. Andererseits führt die zunehmend kritische Haltung der Öffentlichkeit gegenüber großen Beständen (Kap. 2.4) zu lokalem Protest gegen große Stallhaltungsanlagen und zu Forderungen nach verschärften Tierschutz- und immissions-

14 Das Vorhandensein eines Hofnachfolgers wurde zuletzt im Rahmen der Landwirtschaftszählung 2010 erhoben. Der Hofnachfolger kann eine verwandte oder familienfremde Person sein (Destatis 2010b, S. 18).



schutzrechtlichen Auflagen. Die regionale Konzentration der Tierhaltung stößt zunehmend an Grenzen. Umweltbelastungen durch hohen Nährstoffanfall, Emissionen aus Stallanlagen, Geruchsbelästigungen und erhöhte Seuchenrisiken stellen teilweise erhebliche Probleme dar, die zu regionalem Widerstand führen. Flächenknappheit und damit steigende Pachtpreise, steigende Kosten für die Gülleentsorgung und Arbeitskräftemangel behindern zusätzlich die weitere Erhöhung der Tierbestände in einigen Regionen (Nieburg/Forstner 2013).

Einzelunternehmen, d. h. der klassische Familienbetrieb mit einer Betriebsstelle, einem vollhaftenden Betriebsleiter und der weitgehenden Begrenzung der Größe auf die mit den Familienarbeitskräften zu bewältigende Arbeit, wird es insbesondere in den Veredlungsregionen immer weniger geben. Komplexere Unternehmensstrukturen, zusammengesetzt aus Teilbetrieben, entstehen zunehmend durch Kooperationen von Unternehmen, durch den Aufbau neuer Unternehmenszweige sowie zur Nutzung von steuerlichen oder förder- und genehmigungsrechtlichen Vorteilen (Kap. 2.2.7). Von der Weiterentwicklung der offiziellen Agrarstrukturstatistik und des Testbetriebsnetzes hängt es ab, ob diese Veränderungen zukünftig erfasst werden können (Nieburg/Forstner 2013).

Nichtlandwirtschaftliche sowie überregional aktive Investoren werden sich weiterhin in der Landwirtschaft engagieren, insbesondere solange andere Anlagealternativen hinsichtlich Sicherheit und Rentabilität weniger attraktiv sind. Während die stark gestiegenen Preise für Flächen und Betriebe Investitionen tendenziell reduzieren, begünstigt die Nachfrage vieler juristischer Personen nach kompetentem Management in Verbindung mit Kapitalbedarf den Einstieg von Investoren (Nieburg/Forstner 2013). In den neuen Bundesländern wird die Zahl der Übernahmen (Share Deals) von juristischen Personen durch externe Investoren in Zukunft eher steigen, da in vielen Agrarunternehmen die Führungskräfte in den kommenden Jahren das Ruhestandsalter erreichen und ihre Geschäftsanteile möglichst gewinnbringend verkaufen wollen, wobei ein unternehmensinterner Verkauf mangels zahlungskräftiger Mitgesellschafter häufig nicht möglich ist (Tietz 2017, S. 50).

---

### 2.2.9 Fazit

Die *Betriebsgröße*, d. h. die Ausstattung der landwirtschaftlichen Betriebe mit dem wichtigen Produktionsfaktor Boden, ist ein grundlegendes Merkmal der Agrarstruktur. Insgesamt besteht bei der Größenverteilung eine große Spannweite. Die Größenverteilung der landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland weist seit der Wiedervereinigung einen deutlichen Ost-West-Unterschied auf. In den neuen Bundesländern lag die durchschnittliche Betriebsgröße im Jahr 2016 bei 245,7 ha LF, in den alten Bundesländern bei 48,7 ha LF. Außerdem gibt es in Westdeutschland ein markantes Nord-Süd-Gefälle.

Ein Teil der landwirtschaftlichen Betriebe wird auch zukünftig Wachstum anstreben, um Skaleneffekte zu nutzen. Das *Flächenwachstum* wird allerdings in einigen Regionen durch Flächenknappheit, einen dadurch verschärften Wettbewerb um Flächen und hohe Pachtpreise begrenzt. Der Umfang des zukünftigen Agrarstrukturwandels wird durch *agrarpolitische Rahmensetzungen* beeinflusst. Von Bedeutung werden insbesondere die zukünftige finanzielle Ausstattung der GAP, die Höhe und Bedingungen der Direktzahlungen sowie der Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen der 2. Säule der GAP sein.

Die verschiedenen Naturräume Deutschlands schlagen sich in den unterschiedlichen regionalen Schwerpunkten der vorherrschenden *Produktionsausrichtung* bzw. Betriebsform nieder, verbunden mit einer mittlerweile starken regionalen Spezialisierung bzw. Konzentration von Produktionsausrichtungen. Die regionalen Strukturunterschiede spiegeln sich in den durchschnittlichen *Betriebseinkommen* nach Bundesländern wider. Die landwirtschaftlichen Haupterwerbsbetriebe im kleiner strukturierten Süden Deutschlands erzielten niedrigere Einkommen als die entsprechenden Betriebe im Norden und Osten.

Die schwierige Einkommenssituation insbesondere vieler kleiner Betriebe, die vergleichsweise gute außerlandwirtschaftliche Beschäftigungslage sowie attraktive Möglichkeiten der Verpachtung durch die stark gestiegenen Pachtpreise fördern die *Aufgabe landwirtschaftlicher Betriebe beim Generationswechsel*. Dies drückt sich im hohen Anteil an Betrieben mit ungewisser Hofnachfolge aus.

*Agrarstruktureller Wandel wird auch in Zukunft stattfinden*, ohne dass sich die Vielfalt der deutschen Agrarstruktur grundsätzlich ändern wird. Landwirtschaftliche Betriebe sehr unterschiedlicher Größenordnungen, verschiedener Spezialisierungs- und Diversifizierungsgrade, unterschiedlicher Rechtsformen sowie divergierender regionaler Strukturen werden fortbestehen, da sie das Resultat spezifischer Anpassungen an natürliche und wirtschaftliche Bedingungen sowie von historischen Ausgangssituationen und Pfadabhängigkeiten sind. Die Ursachen des Agrarstrukturwandels der Vergangenheit wirken prinzipiell weiter. Technische Entwicklungen, verbunden mit Skaleneffekten, steigende administrative Anforderungen an die landwirtschaftlichen Betriebe sowie volatile Agrarpreise fördern das Größenwachstum.

Die Anzahl der Betriebe des *ökologischen Landbaus* hat sich seit 2000 mehr als verdoppelt, ihr Anteil an allen Betrieben hat sich von 2,8 % auf 9,9 % erhöht. Während dieser Zeit hat die durchschnittliche Betriebsgröße der ökologischen Betriebe nur geringfügig zugenommen, während sich die durchschnittliche Betriebsgröße aller Betriebe in diesem Zeitraum nahezu verdoppelt hat. Ökologisch bewirtschaftete Betriebe finden sich in allen Größenklassen. Die Verteilung der Betriebe auf die einzelnen Größenklassen ist fast identisch mit der Situation bei den landwirtschaftlichen Betrieben insgesamt. Regional variiert der Anteil des ökologischen Landbaus in Deutschland beträchtlich.



Mit der *tierischen Produktion* wurden 2016 ca. 60 % der Verkaufserlöse der deutschen Landwirtschaft erzielt. Erhebliche Strukturveränderungen haben in der Tierproduktion stattgefunden, und die Entwicklung der landwirtschaftlichen Tierhaltung ist im Hinblick auf Tierwohl, Umweltschutz und Ressourcenverbrauch zunehmend gesellschaftlich umstritten. Der *Rinderbestand* in Deutschland nimmt seit langer Zeit kontinuierlich ab. Die Anzahl der Milchkühe pro Betrieb weist nach wie vor eine große Spannweite auf. Die Anzahl der rinderhaltenden Betriebe hat sich von 2010 bis 2017 um 18 % verringert, die Anzahl der Betriebe mit Milchkühen um 28 %. Der *Schweinebestand* hat sich seit 2001 leicht erhöht. Gleichzeitig hat sich die Zahl der Betriebe mit Schweinehaltung von 2007 bis 2016 halbiert und dementsprechend der Durchschnittsbestand mehr als verdoppelt. Dabei hat sich die regionale Konzentration der Schweinehaltung fortgesetzt. Die Struktur der *Legehennenhaltung* weist eine starke Polarisierung auf. In den Betrieben mit 50.000 oder mehr Legehennen, die nur 0,5 % aller Betriebe ausmachen, befinden sich über 50 % des Legehennenbestands. In den letzten 10 Jahren hat sich der Legehennenbestand um etwa 35 % erhöht und gleichzeitig die Anzahl der Betriebe mit Legehennen um rund 40 % verringert. Die zukünftige Entwicklung ist hier mit besonderen Unsicherheiten behaftet. Einerseits besteht weiterhin Druck, die Bestandsgrößen zu erhöhen, um Skaleneffekte zu nutzen. Andererseits führt die zunehmend kritische Haltung der Öffentlichkeit gegenüber großen Tierbeständen zu lokalem Protest gegen große Stallhaltungsanlagen und zu Forderungen nach verschärften Tierschutz- und immissionsschutzrechtlichen Auflagen. Die regionale Konzentration der Tierhaltung stößt zunehmend an Grenzen.

Bei den landwirtschaftlichen Einzelunternehmen (also dem klassischen Familienbetrieb) wird zwischen *Haupt- und Nebenerwerbsbetrieben* unterschieden. Haupterwerbsbetriebe sind all diejenigen, bei denen das Einkommen des Betriebsinhabers und Ehepartners überwiegend aus einer landwirtschaftlichen Tätigkeit stammt. Insgesamt waren im Jahr 2016 von den 275.392 landwirtschaftlichen Betrieben etwa 89 % Einzelunternehmen, von denen die eine Hälfte im Haupterwerb (48 %) und die andere im Nebenerwerb (52 %) geführt wurden. Die durchschnittliche Betriebsgröße der Nebenerwerbsbetriebe liegt bei rund einem Drittel der Haupterwerbsbetriebe. Der Rückgang landwirtschaftlicher Betriebe betrifft Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe gleichermaßen. Die Nebenerwerbslandwirtschaft zeigt eine große Kontinuität und stellt somit ein dauerhaftes Phänomen dar.

Einzelunternehmen, d. h. der klassische Familienbetrieb mit einer Betriebsstelle, einem vollhaftenden Betriebsleiter und der weitgehenden Begrenzung der Größe auf die mit den Familienarbeitskräften zu bewältigende Arbeit, wird es insbesondere in den Veredlungsregionen immer weniger geben. *Komplexere Unternehmensstrukturen*, zusammengesetzt aus Teilbetrieben, entstehen zunehmend durch Kooperationen von Unternehmen, durch den Aufbau neuer



Unternehmenszweige sowie zur Nutzung von steuerlichen oder förder- und genehmigungsrechtlichen Vorteilen. Von der Weiterentwicklung der offiziellen Agrarstrukturstatistik und des Testbetriebsnetzes hängt es ab, ob diese Veränderungen zukünftig erfasst werden können.

Die aktuelle Struktur der Landwirtschaft in Deutschland ist durch eine Vielfalt der *Rechtsformen* gekennzeichnet. In den neuen Bundesländern wurde im Jahr 2016 rund die Hälfte der landwirtschaftlich genutzten Fläche durch Betriebe in der Rechtsform juristische Person bewirtschaftet. In den alten Bundesländern haben in den letzten 25 Jahren im Rahmen der Betriebsgrößenentwicklung sowie der Spezialisierung und/oder Diversifizierung insbesondere Personengesellschaften zugenommen, sodass hier mittlerweile rund 17% der landwirtschaftlichen Nutzfläche durch Betriebe dieser Rechtsform betrieben werden.

Der Verkauf von Kapitalanteilen an landwirtschaftlichen Betrieben in der Rechtsform juristische Person (Share Deals) ist in den ostdeutschen Bundesländern von Bedeutung. Ein Teil der neuen Mehrheitseigentümer von juristischen Personen sind überregional aktive Landwirte und landwirtschaftliche Holdings sowie nichtlandwirtschaftliche Investoren. Nichtlandwirtschaftliche und überregional aktive Investoren sind auch am Erwerb von Agrarflächen beteiligt. Diese spielen insbesondere in Ostdeutschland eine Rolle, treten aber auch im übrigen Bundesgebiet auf. *Nichtlandwirtschaftliche sowie überregional aktive Investoren* werden sich weiterhin in der Landwirtschaft engagieren, insbesondere solange andere Anlagealternativen hinsichtlich Sicherheit und Rentabilität weniger attraktiv sind. In den neuen Bundesländern wird die Zahl der Übernahmen (Share Deals) von juristischen Personen durch externe Investoren eher steigen, da in vielen Agrarunternehmen die Führungskräfte in den kommenden Jahren das Ruhestandsalter erreichen und ihre Geschäftsanteile möglichst gewinnbringend verkaufen wollen, wobei ein unternehmensinterner Verkauf mangels zahlungskräftiger Mitgesellschafter häufig nicht möglich ist.

---

### 2.3 Entwicklung der Agrarstruktur in ausgewählten europäischen Ländern

Um die Agrarstruktur in Deutschland und ihre Entwicklung besser einordnen zu können, wird in diesem Kapitel zum Vergleich die Situation in ausgewählten Mitgliedstaaten der Europäischen Union dargestellt. Es werden Dänemark, Frankreich, Italien, die Niederlande, Österreich, Rumänien, Schweden und Spanien betrachtet. Diese EU-Länder repräsentieren sowohl wichtige Agrarproduzenten als auch unterschiedliche naturräumliche und wirtschaftliche Gegebenheiten und agrarstrukturelle Situationen sowie alte und neue Mitgliedstaaten. Dabei wird nur auf einen Teil der für Deutschland diskutierten Merkmale eingegangen. Der Vergleich zwischen den ausgewählten EU-Mitgliedstaaten ist etwas eingeschränkt, da teilweise unterschiedliche Erfassungsgrenzen bei der



Agrarstrukturerhebung in den einzelnen Ländern zugrunde liegen.<sup>15</sup> Hinzu kommt, dass in Deutschland (Kap. 2.2.1), Italien und Schweden die Erfassungsgrenzen 2010 und/oder 2013 geändert wurden (Eurostat 2017a). Dies beeinflusst aufgrund der unterschiedlichen Anzahl der erfassten Betriebe die durchschnittliche Betriebsgröße und die Verteilung nach Betriebsgrößenklassen.

Insgesamt gab es im Jahr 2016 in der EU-28 rund 10,3 Mio. landwirtschaftliche Betriebe, die eine landwirtschaftlich genutzte Fläche von 171,3 Mio. ha bewirtschafteten. Auf die acht betrachteten EU-Länder und Deutschland entfallen zusammen 59 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche in der EU. Gut die Hälfte (54 %) des Umsatzes aus der Landwirtschaft (gemessen als Standardoutput) entfielen alleine auf Frankreich, Deutschland, Italien und Spanien (Eurostat 2018e).

---

### 2.3.1 Betriebsgröße

Einen ersten Hinweis auf Unterschiede in der landwirtschaftlichen Betriebsstruktur zwischen den EU-Ländern gibt die durchschnittliche Betriebsgröße. Sie weist eine erhebliche Spannweite auf (Tab. 2.4). Deutschland liegt zusammen mit Dänemark und Frankreich am oberen Ende der Durchschnittsgröße landwirtschaftlicher Betriebe. Deutlich höhere durchschnittliche Betriebsgrößen weisen nur die neuen EU-Mitgliedstaaten Tschechische Republik und die Slowakei mit 130 bzw. 74 ha (2016) auf. In den meisten Ländern ist dagegen die durchschnittliche Betriebsgröße deutlich niedriger. Rumänien verzeichnet mit ca. 3,4 Mio. landwirtschaftlichen Betrieben rund ein Drittel aller Betriebe in der EU. Mit 3,65 ha pro Betrieb liegt Rumänien am unteren Ende. Vergleichbare niedrige durchschnittliche Betriebsgrößen weisen nur noch die Mittelmeerinseln Malta und Zypern auf.

Im Mittelpunkt der Charakterisierung der Agrarstruktur in den betrachteten EU-Ländern steht im Folgenden die Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen. Da in der europäischen Statistik eine andere Einteilung der Betriebsgrößenklassen als in der deutschen Statistik (Kap. 2.2.1) vorgenommen wird, zeigt die Abbildung 2.16 die Verteilung für Deutschland nach der europäischen Einteilung der Betriebsgrößenklassen, um den Vergleich mit den anderen EU-Ländern zu erleichtern.

---

15 Die Verordnung (EG) Nr. 1166/2008 zur Agrarstrukturerhebung regelt Mindestanforderungen. Erfassungsgrenzen müssen national so festgelegt werden, dass mindestens 98 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche und 98 % der Gesamtzahl der Großvieheinheiten erfasst werden. Außerdem müssen alle landwirtschaftlichen Betriebe erfasst werden, die spezifische physische Schwellenwerte erreichen (siehe Legende Tab. 2.1). Eine Erfassungsgrenze von 5 ha haben Dänemark und Deutschland, von 2 ha Schweden sowie von 1 ha Frankreich, Italien, Österreich und Spanien. Außerdem gibt es bei diesen Ländern noch Unterschiede bei den spezifischen Erfassungsgrenzen für Spezialkulturen und Tierbestände. Die Niederlande erfassen alle Betriebe ab 3.000 Euro Standardoutput. Rumänien hat keine physischen oder ökonomischen Erfassungsgrenzen.



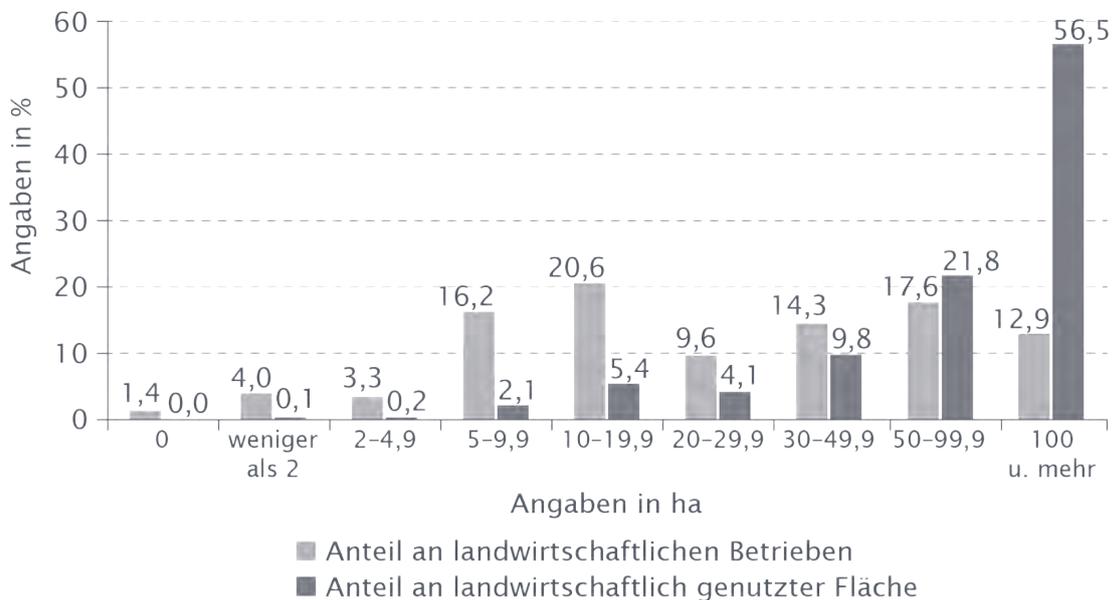
## 2 Strukturwandel und Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft

Tab. 2.4 Durchschnittliche Betriebsgröße in ausgewählten EU-Staaten 2016

EU-Staat	durchschnittliche Betriebsgröße in ha pro Betrieb
Dänemark	74,6
Deutschland	57,3
Frankreich	60,9
Italien	11,0
Niederlande	32,3
Österreich	20,2
Rumänien	3,7
Schweden	47,9
Spanien	24,6
Durchschnitt EU-28	16,6

Eigene Berechnung nach Eurostat 2018b und 2018e

Abb. 2.16 Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Deutschland 2016



Eigene Darstellung nach Eurostat 2018b

### Dänemark

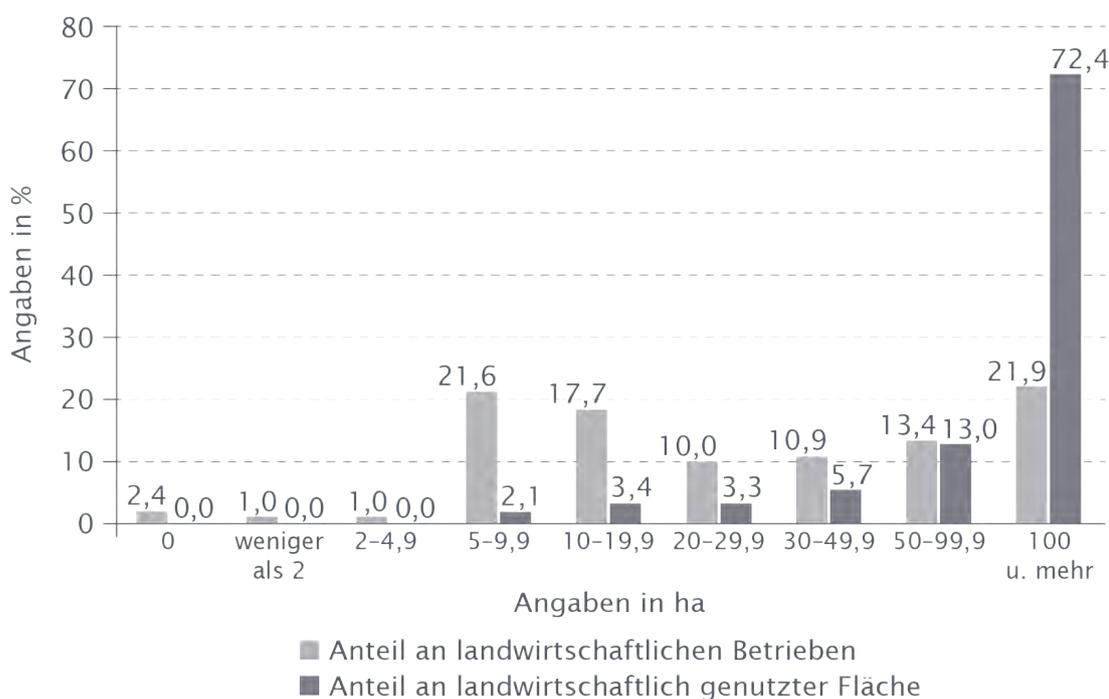
Die landwirtschaftliche Fläche Dänemarks macht mit 2,6 Mio. ha 1,5% der gesamten EU-Landwirtschaftsfläche aus. Mit einem Anteil von 61% an der LF



bedeutet dies im europäischen Vergleich den höchsten Anteil an der Gesamtfläche eines EU-Landes. Der Anteil der Ackerfläche ist mit 91 % an der LF sehr hoch. Im Ackerbau wird überwiegend Getreide angebaut (55%). Bei der Viehhaltung dominiert die Schweinehaltung mit 71 % aller Vieheinheiten (Theuvsen et al. 2017, S. 32 f.). Lebensmittel und lebende Tiere machen rund ein Sechstel der dänischen Exporte aus, und Dänemark ist Nettoexporteur (Statistics Denmark 2017, Tab. 327).

In Dänemark erfassen die Agrarstrukturerhebungen alle Betriebe mit mehr als 5 ha oder 7.500 Euro Standardoutput (bis 2007 4.000 Euro). Durch die Einführung zusätzlicher Erfassungsgrenzen für Spezialkulturen und Tierbestände hat sich 2010 die Anzahl der erfassten Betriebe geringfügig um rund 1 % erhöht (Eurostat 2017a).

Abb. 2.17 Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Dänemark 2016



Eigene Darstellung nach Eurostat 2018b

Die Landwirtschaft Dänemarks wird von großen Betrieben dominiert. Die durchschnittliche Betriebsgröße beträgt 74,5 ha (2016) und ist höher als in Deutschland, trotz der Großbetriebe in Ostdeutschland. Fast doppelt so viele Betriebe wie in Deutschland bewirtschaften in Dänemark 100 ha oder mehr (Abb. 2.26). Ihr Anteil an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche beträgt 72,4%. In der EU-15 ist der Flächenanteil dieser Betriebe nur im



Vereinigten Königreich höher (EC 2018a). In den Größenklassen unter 100 ha weist Dänemark eine ähnliche Verteilung wie Deutschland auf.

Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe in Dänemark ist von 2005 bis 2016 deutlich zurückgegangen, von 51.680 im Jahr 2005 auf 35.100 im Jahr 2016 (Abb. 2.25), was einem Rückgang um 32 % entspricht. Dementsprechend hat die durchschnittliche Betriebsgröße in diesem Zeitraum kontinuierlich zugenommen (Abb. 2.26). Während sich die Anzahl der Betriebe mit Getreideanbau in Dänemark im Zeitraum von 2005 bis 2013 um rund 35 % überdurchschnittlich verringert hat, ist die Anzahl der Betriebe mit Futterpflanzenanbau mit einem Rückgang um rund 11 % vergleichsweise stabil geblieben (Theuvsen et al. 2017, S. 33 ff.).

### Frankreich

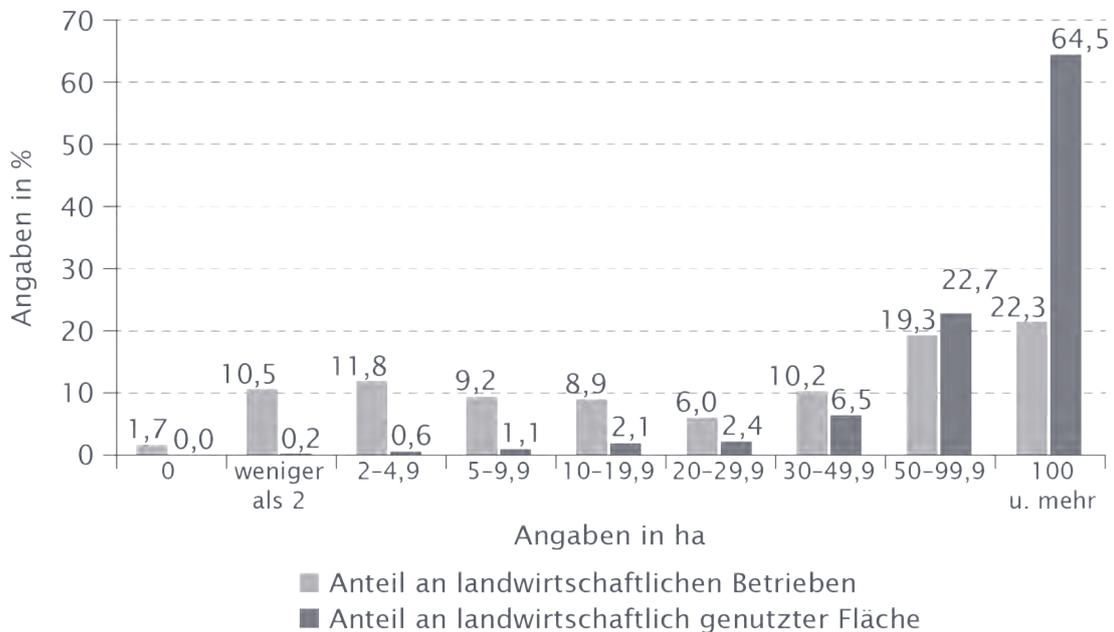
Frankreich hat mit 27,8 Mio. ha die größte landwirtschaftliche Nutzfläche in der EU, was einem Anteil von rund 16 % an der gesamten LF der EU entspricht, und ist der größte Agrarproduzent der EU. Die französische Landwirtschaft weist eine große Vielfalt auf, mit regionaler Spezialisierung und insbesondere regionaler Konzentration tierhaltender Betriebe. Die wirtschaftlich wichtigsten Betriebsausrichtungen sind die Produktion von Getreide, Ölsaaten und Eiweißpflanzen, der Weinbau und die Milchviehhaltung. Außerdem sind Rinderhaltung und Geflügelproduktion wichtige Produktionszweige. Frankreich ist einer der wichtigsten europäischen Produzenten von Getreide, Zuckerrüben und Raps (Eurostat 2018e; Theuvsen et al. 2017, S. 36). Außerdem ist Frankreich eines der führenden EU-Länder bei geschützten Herkunftszeichen für Agrarerzeugnisse und Lebensmittel.

Die Agrarstrukturerhebungen in Frankreich erfassen alle landwirtschaftlichen Betriebe ab 1 ha LF sowie zusätzlich kleinere Betriebe, die spezifische Erfassungsgrenzen für Spezialkulturen und Tierbestände überschreiten. Die Erfassungsgrenzen wurden im Betrachtungszeitraum nicht verändert (Eurostat 2017a).

Die durchschnittliche Betriebsgröße lag in Frankreich 2016 mit 60,9 ha geringfügig über dem deutschen Durchschnitt. Der Anteil der Betriebe mit 100 ha oder mehr ist noch geringfügig höher als in Dänemark. Diese Betriebe bewirtschaften rund 65 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche in Frankreich (Abb. 2.18). In den Größenklassen unter 100 ha ist die Anzahl der Betriebe relativ gleichmäßig verteilt.



Abb. 2.18 Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Frankreich



Eigene Darstellung nach Eurostat 2018b

Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe hat sich in Frankreich von 564.140 im Jahr 2005 auf 456.520 im Jahr 2016 verringert (Abb. 2.25), was einem Rückgang um rund 19% entspricht. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche ist in Frankreich entgegen einem in Europa verbreiteten Trend leicht angestiegen, von 27,59 Mio. ha LF (2005) auf 27,81 Mio. ha LF (2016) (Eurostat 2018e; Theuvsen et al. 2017, S.37). Die durchschnittliche Betriebsgröße hat sich damit im Betrachtungszeitraum um rund 12 ha erhöht (Abb. 2.26). Die Anzahl der Betriebe mit Getreideanbau hat sich im Gesamttrend verringert, während die Anzahl der Betriebe mit Futterpflanzenanbau nur um rund 10% zurückgegangen ist (Theuvsen et al. 2017, S.39).

## Italien

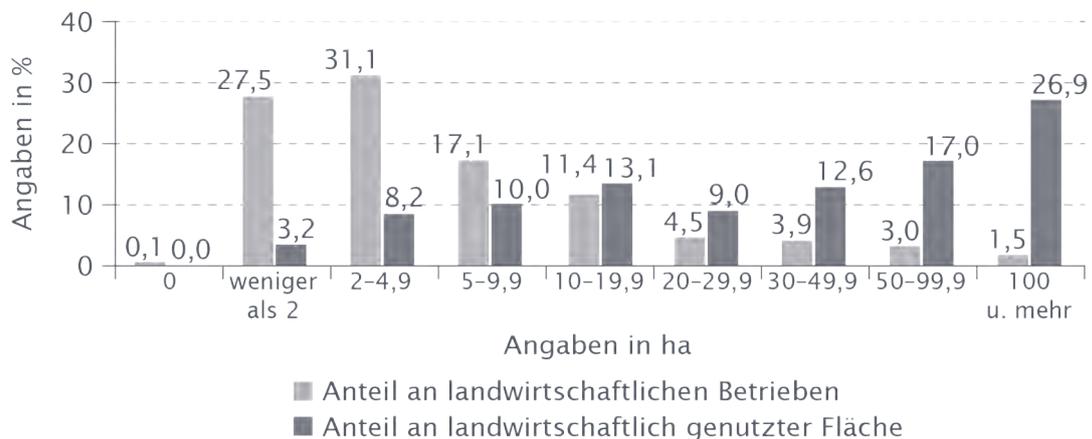
Italien ist mit 12,1 Mio. ha landwirtschaftlich genutzter Fläche bzw. einem EU-Anteil von 7,1% eines der großen EU-Agrarländer. Die landwirtschaftliche Flächennutzung ist durch den mit 16,8% hohen Anteil von Dauerkulturen gekennzeichnet. Der Anteil der Ackerfläche an der Nutzfläche betrug 55,6% und der des Dauergrünlands 27,4% im Jahr 2013 (Eurostat 2018f). Der Anbau von Dauerkulturen ist dominierend in Süditalien (Sizilien, Kalabrien, Apulien) (EC 2018a). Beim Ackerbau haben Getreide und Futterpflanzen den größten Anteil.

Weiterhin ist die Gemüseproduktion von großer Relevanz; so ist Italien europaweit der wichtigste Produzent von Tomaten (Theuvsen et al. 2017, S. 40).

Ein wichtiger Wirtschaftszweig innerhalb der Landwirtschaft ist auch in Italien die Viehhaltung. Dabei spielt die Schweinefleischerzeugung eine bedeutende Rolle, gefolgt von der Geflügel- und der Rinderhaltung. Zugleich werden große Mengen an Tieren und Fleisch (vor allem Schinken) aus dem europäischen Ausland importiert und nicht selbst produziert. Die wirtschaftlich wichtigsten Betriebsausrichtungen sind Weinbau, Ackerbau und Schweinehaltung (Theuvsen et al. 2017, S. 40).

Die Erfassungsgrenzen der Agrarstrukturerhebungen in Italien haben sich im Laufe der Zeit verändert. Bis zur Agrarstrukturerhebung 2007 wurden Betriebe ab 1 ha bzw. mit einer Produktion für den Verkauf im Wert von 2.500 Euro oder mehr erfasst. Mit der Erhebung 2010 wurde die Erfassungsgrenze gesenkt, indem regionale Grenzen von 0,2 bis 0,4 ha eingeführt wurden. Außerdem wurden alle Betriebe mit Blumen, Gemüse, Weinbau und Obstbäumen erfasst. Dadurch hat sich die Anzahl der erfassten Betriebe gegenüber 2007 um rund 10% erhöht. Mit der Agrarstrukturerhebung 2013 wurden die Grenzen erneut geändert und nur noch Betriebe ab 1 ha und über den Grenzen für Spezialkulturen und Tierbestände gemäß der Verordnung (EG) 1166/2008 gingen in die europäische Statistik ein. Dadurch sind ca. 30% der zuvor erfassten Betriebe wieder aus der Statistik herausgefallen (Eurostat 2017a). Daher sind im Zeitverlauf die Zahl der Betriebe und die durchschnittliche Betriebsgröße nur sehr bedingt vergleichbar.

Abb. 2.19 Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Italien 2016



Eigene Darstellung nach Eurostat 2018b

Italien ist gekennzeichnet durch eine kleinstrukturierte Landwirtschaft (Abb. 2.19), mit der zweithöchsten Betriebsanzahl innerhalb der EU. Die durch-



schnittliche Betriebsgröße betrug 2013 12 ha. Dabei gibt es starke regionale Unterschiede. Es besteht ein deutlicher Nord-Süd-Unterschied, mit größeren Betrieben im Norden Italiens (De Devitiis/Maietta 2013). Fast 60 % der Betriebe haben weniger als 5 ha. Dagegen verfügen nur 1,5 % der Betriebe über 100 ha oder mehr; diese bewirtschaften allerdings rund ein Viertel der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche (Eurostat 2018e, Theuvsen et al. 2017, S. 40).

In Italien gab es 645.000 semisubsistenzwirtschaftliche Betriebe im Jahr 2010, was rund 50 % aller Betriebe unter 5 ha LF bei der Agrarstrukturerhebung 2010 entspricht (Davidova et al. 2013, S. 26). Kleinbetriebe sind auf zwei Regionen konzentriert: Einerseits ist dies das bergige, wirtschaftlich benachteiligte Binnenland, wo außerlandwirtschaftliche Beschäftigungsmöglichkeiten gering sind und die Landwirtschaft eine wichtige Quelle für Einkommen und Nahrungsmittelversorgung der Haushalte bleibt. Andererseits sind es periurbane Räume und andere wirtschaftlich diversifizierte ländliche Räume, wo die Haushalte Pluriaktivitäten und eine Auslagerung von Bewirtschaftungsaktivitäten entwickeln (Salvioni et al. 2014). Hinzu kommt, dass häufig die landwirtschaftlichen Flächen kleiner Betriebe informell einem örtlichen Landwirt zur Bewirtschaftung überlassen werden, sodass die offizielle Statistik nicht die tatsächliche Landnutzung wiedergibt (Salvioni et al. 2014; Van der Ploeg et al. 2016, S. 23).

Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe ist von 2005 bis 2010 nur geringfügig zurückgegangen; von 2010 auf 2013 hat sie sich stark reduziert (Abb. 2.25), wobei dies allerdings erheblich durch die Veränderung der Erhebungsgrenzen beeinflusst ist. Insgesamt ergibt sich von 2005 bis 2013 ein Rückgang um 41,5 % (Theuvsen et al. 2017, S. 40). Dies spiegelt sich in der Entwicklung der durchschnittlichen Betriebsgröße wider, die 2005 bei 7,3 ha, 2010 bei 7,9 ha und 2013 bei 12,0 ha lag (Abb. 2.26). Von 2005 bis 2013 ist die Zahl der Betriebe mit Getreideanbau um rund 34 % und die der mit Futterpflanzenanbau um rund 20 % zurückgegangen, also jeweils weniger als die Gesamtzahl der Betriebe (Theuvsen et al. 2017, S. 43).

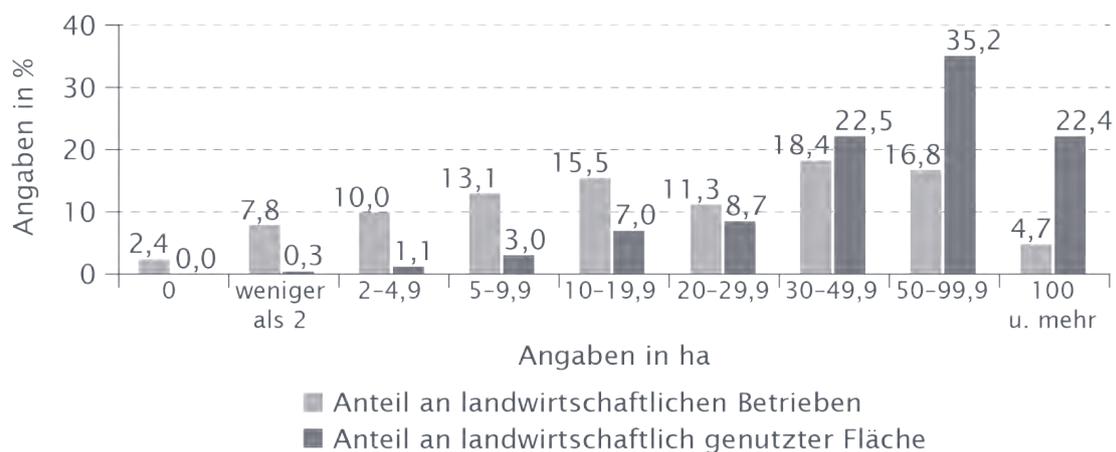
### **Niederlande**

Die Niederlande sind durch eine begrenzte landwirtschaftliche Nutzfläche und eine hohe Bevölkerungsdichte gekennzeichnet. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche der Niederlande hat mit rund 1,8 Mio. ha (2016) nur einen Anteil von 1 % an der gesamten LF der EU, macht aber mit 45 % einen vergleichsweise großen Anteil an der Gesamtfläche des Landes aus. Die LF der Niederlande teilte sich im Jahr 2013 in 56 % Ackerfläche, 42 % Dauergrünland und 2 % Dauerkulturfleichen auf (Eurostat 2018f). Die niederländische Landwirtschaft ist sehr intensiv und hochspezialisiert, insbesondere in den Bereichen Milch, Schweinefleisch, Schnittblumen und Gemüse. Im Jahr 2015 waren die Niederlande weltweit der zweitgrößte Exporteur landwirtschaftlicher Produkte nach wirtschaft-

lichem Wert (EC 2016). In wirtschaftlicher Hinsicht sind Gartenbau (auch unter Glas), Milchviehwirtschaft, Schweinehaltung und Ackerbau die wichtigsten Betriebsausrichtungen (Theuvsen et al. 2017, S. 44).

Die Erfassungsgrenze der niederländischen Agrarstrukturerhebungen liegt bei einem Standardoutput von 3.000 Euro und wurde im Betrachtungszeitraum nicht verändert (Eurostat 2017a). Die durchschnittliche Betriebsgröße lag im Jahr 2016 bei 32,3 ha (Eurostat 2018e). Die Niederlande weisen eine relativ gleichmäßige Verteilung der Betriebe über die Betriebsgrößenklassen auf (Abb. 2.20). Betriebe mit 100 ha oder mehr machten nur knapp 5% aller Betriebe aus und bewirtschafteten rund 22% der gesamten LF.

Abb. 2.20 Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in den Niederlanden 2016



Eigene Darstellung nach Eurostat 2018b

Im Gegensatz zur eher niedrigen flächenbezogenen durchschnittlichen Betriebsgröße weisen die Niederlande mit 303.765 Euro Standardoutput pro Betrieb die höchste durchschnittliche wirtschaftliche Betriebsgröße in der EU auf (Tab. 2.5), gefolgt von Dänemark und Belgien (EC 2015). Der durchschnittliche Standardoutput pro Betrieb ist in den Niederlanden fast doppelt so hoch wie in Deutschland. Die auf Unterglasanbau spezialisierten Gartenbaubetriebe machten im Jahr 2016 in den Niederlanden 5,2% aller landwirtschaftlichen Betriebe aus, bewirtschafteten nur 0,6% der gesamten LF, erwirtschafteten aber 20,3% des gesamten Standardoutputs (Eurostat 2018b).



Tab. 2.5 Durchschnittlicher Standardoutput pro landwirtschaftlichem Betrieb in ausgewählten EU-Staaten 2013

EU-Staat	durchschnittlicher Standardoutput in Euro pro Betrieb
Dänemark	246.722
Deutschland	162.271
Frankreich	120.527
Italien	43.319
Niederlande	303.765
Österreich	40.385
Rumänien	3.303
Schweden	69.674
Spanien	37.284
Durchschnitt EU-15	61.916
Durschnitt EU-13	8.775
Durchschnitt EU-28	30.536

EU-15 = Belgien, Dänemark, Deutschland, Finnland, Frankreich, Griechenland, Irland, Italien, Luxemburg, Niederlande, Österreich, Portugal, Schweden, Spanien, Vereinigtes Königreich

EU-13 = Bulgarien, Estland, Kroatien, Lettland, Litauen, Polen, Rumänien, Slowakei, Slowenien, Ungarn, Tschechische Republik, Malta, Zypern

Quelle: EC 2015, S. 5

Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe hat sich in den Niederlanden von 81.830 im Jahr 2005 auf 55.700 im Jahr 2016 verringert, was einem Rückgang von 32% entspricht (Abb. 2.25). Entsprechend hat sich die durchschnittliche Betriebsgröße von 24,0 ha auf 32,3 ha pro Betrieb erhöht (Abb. 2.26). Dazu hat auch der deutliche Rückgang der landwirtschaftlich genutzten Fläche beigetragen, die sich in diesem Zeitraum um 8,4% verringert hat (Eurostat 2018e, Theuvsen et al. 2017, S.44 f.). Während die Anzahl der getreideanbauenden Betriebe von 2005 bis 2013 um rund 23% abnahm, ging die Zahl der Betriebe mit Futterpflanzenanbau nur geringfügig um 5% zurück (Theuvsen et al. 2017, S.46 f.).

### Österreich

Mit rund 2,67 Mio. ha hat Österreich einen Anteil von 1,6% an der gesamten Landwirtschaftsfläche der EU. Nur rund ein Drittel der Gesamtfläche Österreichs wird landwirtschaftlich genutzt. Rund 65% der Fläche gehören zum Alpengebiet in der Abgrenzung der Alpenkonvention (Bätzing 2015, S.22 u. 25). Daraus ergibt sich eine regional sehr verschieden ausgeprägte Landwirtschaft.

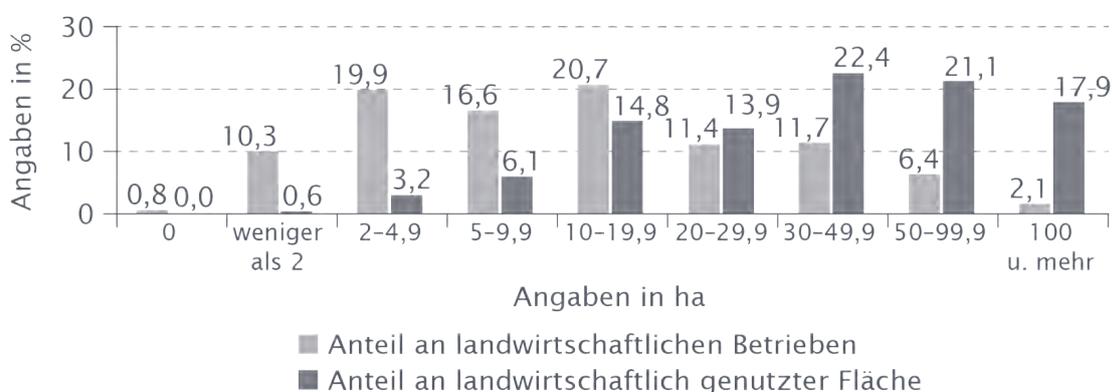
Die Bundesländer Niederösterreich, Steiermark und Oberösterreich sind besonders wichtige Regionen für die landwirtschaftliche Produktion. Im Ackerbau wird überwiegend Getreide angebaut, gefolgt von Futterpflanzen und Ölfrüchten. In der Viehhaltung spielen die Rinder- und Milchviehhaltung sowie die Schweinehaltung die bedeutendsten Rollen. Die überwiegende Anzahl der Betriebe betreibt Milchviehhaltung, Schweinehaltung, Weinbau oder Ackerbau. Wirtschaftlich ist die Betriebsausrichtung Milchviehhaltung, gefolgt von Schweinehaltung und Weinbau, am bedeutendsten (Theuvsen et al. 2017, S. 47 f.).

In Österreich werden in den Agrarstrukturerhebungen alle Betriebe ab 1 ha sowie die Betriebe über den spezifischen Erfassungsgrenzen für Spezialkulturen und Tierbestände erfasst. Von 2005 bis 2016 wurden diese Erfassungsgrenzen nicht verändert (Eurostat 2017a).

Die österreichische Landwirtschaft ist durch verhältnismäßig kleine Betriebsstrukturen gekennzeichnet. Die durchschnittliche Betriebsgröße lag 2016 bei 20,1 ha. Betriebe mit 100 ha oder mehr belegten nur rund 18 % der gesamten LF (Abb. 2.21), der niedrigste Wert für die untersuchten EU-Länder. Fast die Hälfte der österreichischen Betriebe verfügte über weniger als 10 ha. Rund 60 % der gesamten LF entfallen auf die Betriebe bis 50 ha.

Die 58.700 Bergbauernbetriebe machten 2016 36 % aller Betriebe aus (Statistik Austria 2018, S. 42). Die durchschnittliche Betriebsgröße der Bergbauernbetriebe betrug ohne Almflächen 15,3 ha (BMLFUW 2018, S. 169). Insgesamt liegen 78 % aller Betriebe in Berggebieten oder anderen naturbedingten oder aus sonstigen spezifischen Gründen (z. B. geringe Bevölkerungsdichte) benachteiligten Gebieten (Statistik Austria 2018, S. 14 u. 42). 70 % der österreichischen Betriebe verfügten sowohl über land- als auch über forstwirtschaftlich genutzte Flächen (Statistik Austria 2018, S. 65).

Abb. 2.21 Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Österreich 2016



Eigene Darstellung nach Eurostat 2018b



Während sich die Ackerfläche nur sehr geringfügig verringert hat, ist das Dauergrünland stark zurückgegangen, von 1,92 Mio. ha 1999 auf 1,26 Mio. ha 2016, was im Wesentlichen auf eine Änderung bei der Erfassung der Almflächen 2010 sowie die Aufgabe von extensivem Grünland zurückzuführen ist (Statistik Austria 2018, S. 66). Vom österreichischen Dauergrünland waren 2010 rund 35 % Almen und Bergmähder (Statistik Austria 2018, S. 66).

Die Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe hat sich in Österreich im Zeitraum von 2005 bis 2016 um 22 % verringert, von 170.640 auf 132.500 (Abb. 2.25). Die Strukturveränderung erfolgte vor allem bei den Nebenerwerbsbetrieben außerhalb der Berggebiete und im Ackerbau, was zu einer immer stärkeren Zweiteilung Österreichs mit relativ kleinen Grünlandbetrieben im Berggebiet (Haupt- und Nebenerwerb) und relativ großen Ackerbaubetrieben außerhalb des Berggebietes (Schwerpunkt Haupterwerb) führt (Wagner 2015). Durch den gleichzeitigen Rückgang der landwirtschaftlich genutzten Fläche hat sich die durchschnittliche Betriebsgröße nur geringfügig von 19,2 ha im Jahr 2015 auf 20,1 ha im Jahr 2016 erhöht (Abb. 2.26). Die Anzahl der getreideanbauenden Betriebe und der Betriebe mit Futterpflanzenanbau hat sich mehr oder weniger parallel zur Gesamtzahl der Betriebe verringert (Theuvsen et al. 2017, S. 50).

Alpenweit bestehen große Unterschiede in Bezug auf den Agrarstrukturwandel aufgrund verschiedener Rahmenbedingungen, wie beispielsweise historische Agrarstruktur, naturräumliche Bedingungen und nationale Agrarpolitik. Während in Österreich die landwirtschaftlichen Strukturen im Alpenraum relativ stabil sind, war der italienische und französische Alpenraum von 1980 bis 2010 von starken Strukturveränderungen geprägt. Konform mit den außeralpinen Räumen konzentriert sich der Rückgang der Betriebe vor allem auf die kleinen Betriebsgrößenklassen. Während insbesondere im italienischen Alpenraum dies mit der Aufgabe landwirtschaftlicher Flächen verbunden war, ist der französische Alpenraum von überdurchschnittlich großen Betrieben gekennzeichnet (Ruffini et al. 2011; Streifeneder 2009; Streifeneder et al. 2013).

### Rumänien

Rumänien verfügt mit 7,3 % der gesamten EU-Landwirtschaftsfläche über die sechstgrößte Agrarfläche (Eurostat 2017a). Rund zwei Drittel der landwirtschaftlich genutzten Fläche sind Ackerland, rund ein Drittel Dauergrünland; Dauerkulturen haben mit einem Anteil von 2,3 % eine geringe Bedeutung (Eurostat 2018f). Die wirtschaftlich wichtigsten Betriebsausrichtungen sind Ackerbau (Getreide, Ölfrüchte und Eiweißpflanzen) sowie gemischte Viehhaltung (Theuvsen et al. 2017, S. 51).

Rumänien gehört zu den zehn mittel- und osteuropäischen Staaten, die 2004 der EU beigetreten sind und zuvor eine grundlegende Transformation von einer zentral geplanten zu einer Marktökonomie durchlaufen haben. In Rumänien

wurde nach 1990 das kollektivierte Land an die früheren Eigentümer zurückgegeben, zusätzlich wurden landwirtschaftliche Flächen von bis zu 0,5 ha an jedes Mitglied der Agrargenossenschaften und Rentner verteilt. Dies führte zu einer sehr kleinteiligen Situation bei Landeigentum und Bewirtschaftung (Hartvigsen 2014). Eine vergleichbare Agrarstruktur besteht in Polen und Slowenien, wo eine Kollektivierung nicht durchgesetzt werden konnte und die Agrarstruktur vom Ende des Zweiten Weltkrieges konserviert wurde. Zu einer anderen Entwicklung hat die Landrückgabe in der Slowakei und der Tschechischen Republik geführt, wo das formale Landeigentum während der Kollektivierung aufrechterhalten wurde: Die extreme Fragmentierung des Landeigentums und das gemeinsame Eigentum an vielen Flurstücken, bei geringem Interesse der Eigentümer an Landwirtschaft, bewirkte, dass Verpachtung vorherrscht sowie Bewirtschaftung und Betriebsstruktur sich kaum verändert haben (Hartvigsen 2014).

Im Gegensatz zum kontinuierlichen Rückgang der in der Landwirtschaft Beschäftigten in den anderen EU-Ländern hat sich in Rumänien deren Anteil von 1990 bis 1999 sogar erhöht. Nach der Wende von 1989 kam es somit zu einer Reagrarisierung der rumänischen Bevölkerungs- und Wirtschaftsstrukturen, verbunden mit der Rückwanderung eines Teils der Bevölkerung von der Stadt auf das Land (Ciutacu et al. 2015; Gabanyi 2003, S. 11). Der nachfolgende Rückgang der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte wurde durch einen erneuten Anstieg von 2007 bis 2010 unterbrochen (Theuvsen et al. 2017, S. 52). In der rumänischen Landwirtschaft sind aktuell 23 % aller Erwerbstätigen beschäftigt (EC 2017) – der höchste Anteil in der EU und weit über dem EU-Durchschnitt.

Die Agrarstrukturerhebungen in Rumänien erfassen alle landwirtschaftlichen Betriebe, basierend auf den lokalen Betriebsregistern. Damit gibt es keine Erfassungsgrenzen (Eurostat 2017a).

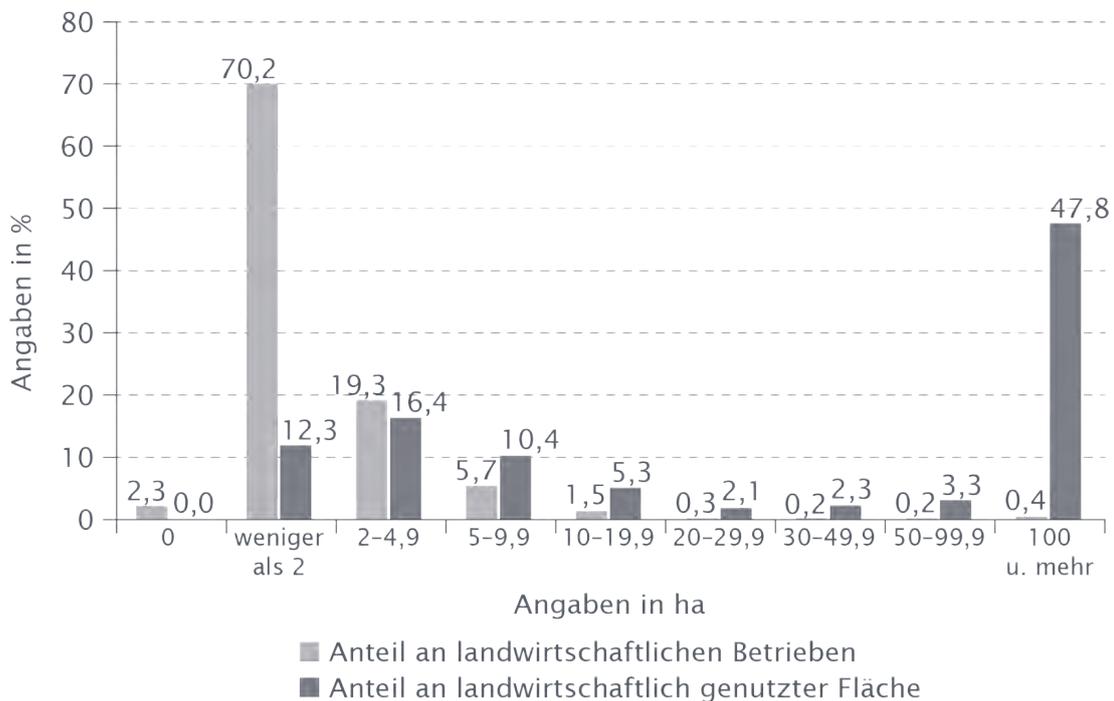
Rumänien weist eine extreme Polarisierung der Agrarstruktur auf: 2,4 Mio. Betriebe bzw. 70 % aller Betriebe bewirtschaften weniger als 2 ha, fast 90 % aller Betriebe weniger als 5 ha (Abb. 2.22). Die rund 2 Mio. Betriebe mit weniger als 1 ha LF sind nicht berechtigt, flächengebundene Direktzahlungen zu erhalten (Feher et al. 2017). Die Betriebe mit 100 ha oder mehr bewirtschaften fast 50 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche, stellen aber nur 3,35 % aller Betriebe. Die mittleren Betriebsgrößenklassen sind sehr gering besetzt, d. h., die typischen Familienbetriebe West- und Nordeuropas sind kaum vorhanden. Die durchschnittliche wirtschaftliche Betriebsgröße ist mit 3.303 Euro Standardoutput pro Betrieb die niedrigste in der EU und liegt bei rund einem Hundertstel der Niederlande (EC 2015; Tab. 2.5).

Die großen Betriebe mit mehr als 100 ha sind im Wesentlichen Nachfolgeunternehmen der ehemaligen Staatsfarmen, die wiederum aus der Verstaatlichung der großen Latifundien und ehemals königlichen Domänen nach 1947 hervorgegangen waren (Gabanyi 2003, S. 10). Das sogenannte Land Grabbing, d. h. ausländische Investitionen in Landkauf, erfolgt sowohl bei Großbetrieben



als auch bei Kleinbesitzern. Von Nichtregierungsorganisationen wird geschätzt, dass mittlerweile etwa 1 Mio. ha (entsprechend ca. 8% der LF) von ausländischem bzw. multinationalem Kapital kontrolliert wird (Szocs Boruss et al. 2015). Neben den guten Ackerstandorten sind auch touristisch attraktive Gebiete betroffen.

Abb. 2.22 Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Rumänien 2016



Eigene Darstellung nach Eurostat 2018b

Gleichzeitig ist Rumänien das EU-Land mit der höchsten Bedeutung der Subsistenz- und Semisubsistenzlandwirtschaft, d.h. der landwirtschaftlichen Betriebe, die mindestens 50% der Gesamtproduktion für den Eigenverbrauch nutzen. Ihr Anteil ist von 80,9% im Jahr 2005 sogar auf 93,0% im Jahr 2010 gestiegen, um dann wiederum auf einen Anteil von 86,4% bzw. rund 2,9 Mio. Semisubsistenzbetrieben im Jahr 2016 zurückzugehen (Eurostat 2018b). Zu ihnen gehört die große Mehrheit der Betriebe bis 10 ha LF (Feher et al. 2017). Sie erfüllen eine Reihe wichtiger Funktionen: Sie fungieren als soziales Sicherungsnetz, stellen eine Selbstversorgung mit Nahrungsmitteln sowohl für die ländliche Bevölkerung als auch für städtische Verwandte sicher, verhindern eine Bevölkerungsabwanderung aus ländlichen Regionen und leisten einen wichtigen Beitrag zur Erhaltung der Kulturlandschaft (Davidova 2011; Hubbard et al. 2014).



Die Semisubsistenzlandwirtschaft ist auch in anderen ost- und südeuropäischen EU-Ländern von Relevanz: Im Jahr 2016 betrug ihr Anteil an allen landwirtschaftlichen Betrieben 61,6 % in der Slowakei, 59,8 % in Ungarn, 57,4 % in Slowenien, 56,0 % in Lettland, 52,2 % in Kroatien, 44,9 % in Litauen, 33,2 % in Bulgarien (2013), 29,3 % in Estland und 18,4 % in Polen sowie 56,0 % auf Zypern, 41,8 % in Portugal, 28,6 % auf Malta, 25,3 % in Italien und 16,0 % in Griechenland (eigene Berechnung nach Eurostat 2018b).

Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe ist von 2005 bis 2016 um fast 1 Mio. bzw. rund 20 % zurückgegangen (Abb. 2.25). Einen überdurchschnittlichen Rückgang gab es bei den beiden Betriebsgrößenklassen von 2 bis 9,9 ha, während sich die Anzahl der Betriebe mit weniger als 2 ha unterdurchschnittlich um nur rund 12 % verringert hat. Ab 20 ha Betriebsgröße hat es eine Zunahme der Anzahl der Betriebe und der LF gegeben (Eurostat 2018b). Im Ergebnis hat dies dazu geführt, dass sich die durchschnittliche Betriebsgröße in Rumänien nur geringfügig erhöht hat (Abb. 2.26) und der Abstand zu EU-Ländern mit hoher durchschnittlicher Betriebsgröße zugenommen hat (Popescu et al. 2016). Während sich die Anzahl der getreideanbauenden Betriebe deutlich reduziert hat, ist die Zahl der Betriebe mit Futterpflanzenanbau fast konstant geblieben (Theuvsen et al. 2017, S. 53 f.).

Die Rinderhaltung in Rumänien findet fast ausschließlich in Klein- und Kleinstbetrieben statt. Der Rückgang der Rinder- und Milchkuhhaltung war in Rumänien ausgeprägter als in anderen EU-Ländern (Abb. 2.28 u. 2.30 in Kap. 2.3.2). Ursache war, dass nach dem EU-Beitritt für viele Rinderhalter die von den Molkereien und Schlachthöfen gezahlten Erzeugerpreise in Relation zu den Produktionskosten zu niedrig waren. Die Verarbeiter wiederum standen unter dem Preisdruck der Milch- und Rindfleischimporte aus Westeuropa und Südamerika (Lehnert 2011). Außerdem könnte der höhere Arbeitsaufwand bei der Milchvieh-/Rinderhaltung gegenüber der Schweinehaltung zur Aufgabe beigetragen haben.

### **Schweden**

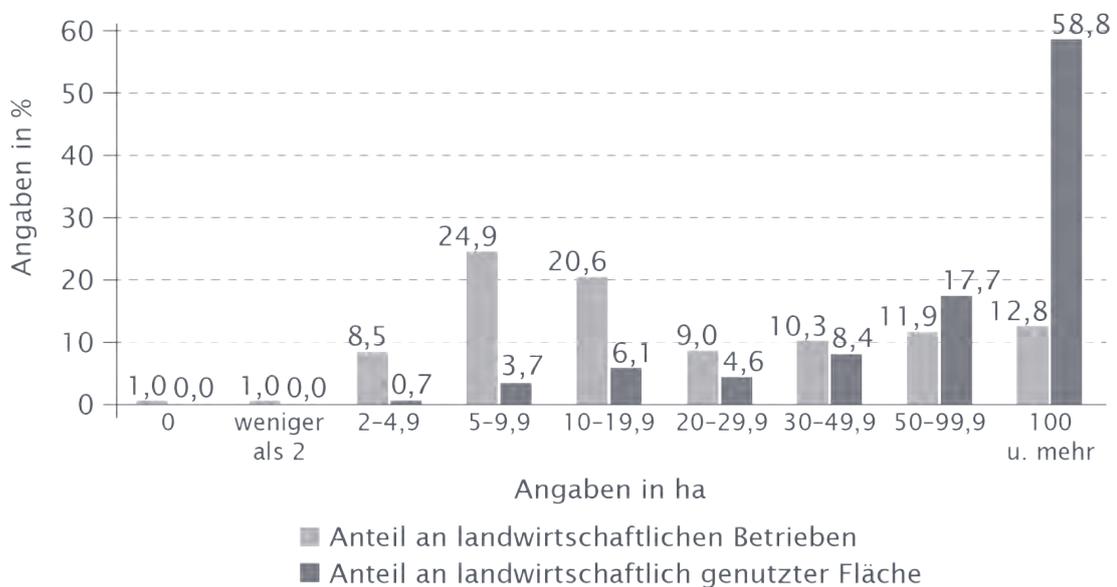
Die landwirtschaftliche Nutzfläche macht lediglich 7 % der Gesamtfläche Schwedens und 1,8 % gesamten LF der EU aus. Die Nutzfläche wird überwiegend für Ackerbau und in geringerem Umfang für Grünland verwendet. In der Viehhaltung dominieren die Rinder- und die Schweinehaltung. Die wirtschaftlich bedeutendsten Betriebsausrichtungen sind Milchviehhaltung, Ackerbau und Rinderaufzucht (Eurostat 2018e; Theuvsen et al. 2017, S. 54). Der Ackerbau wird vom Getreide- und Futterpflanzenanbau dominiert. Es bestehen erhebliche klimatische bzw. naturräumliche Unterschiede zwischen Süd- und Nordschweden. Schweden ist Nettoimporteur von Agrarprodukten und Lebensmitteln.



Die Agrarstrukturerhebungen erfassen in Schweden seit 2010 alle Betriebe ab 2 ha Ackerland oder 5 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche sowie Betriebe mit mindestens 0,02 ha unter Glas bzw. 0,25 ha Freilandfläche im Gartenbau. Hinzu kommen spezifische Erfassungsgrenzen für Tierbestände entsprechend der europäischen Regulierung. Vor 2010 wurden bedeutend höhere Erfassungsgrenzen für Tierbestände angewendet. Dadurch wurden 2010 mehr Betriebe erfasst, und die Vergleichbarkeit mit dem Vorzeitraum ist eingeschränkt (Eurostat 2017a).

Die durchschnittliche Betriebsgröße betrug im Jahr 2016 in Schweden 47,9 ha. Die Betriebe mit 100 ha und mehr stellen etwa 13 % der Betriebe und bewirtschaften fast 60 % der gesamten LF (Abb. 2.23), was fast identisch ist mit der Situation in Deutschland. Im Vergleich zu Deutschland gibt es in Schweden anteilig deutlich mehr Betriebe in den beiden Größenklassen von 2 bis 9,9 ha und weniger in der Klasse unter 2 ha sowie bei Betrieben mit 30 bis 99,9 ha. Im Norden Schwedens überwiegen die kleinen Betriebe, außerdem kombinieren viele Land- und Forstwirtschaft (Statistics Sweden 2018, S.28). Mit einer durchschnittlichen wirtschaftlichen Größe von rund 70.000 Euro Standardoutput pro Betrieb (2013) liegt Schweden deutlich unter den führenden EU-Ländern (EC 2015).

Abb. 2.23 Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Schweden 2016



Eigene Darstellung nach Eurostat 2018b

Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe ist in Schweden von 75.810 im Jahr 2005 auf 62.900 im Jahr 2016 bzw. um 17 % zurückgegangen (Abb. 2.25). Durch die Umstellung der Direktzahlungen auf Betriebsprämien im Jahr 2005



hat die Anzahl der Betriebe mit 5 bis 19,9 ha zugenommen, während in den anderen Betriebsgrößenklassen bis 99,9 ha ihre Anzahl und ihre landwirtschaftlich genutzte Fläche abgenommen haben. Betriebszahl und Flächenumfang haben kontinuierlich nur bei den Betrieben mit 100 ha und mehr zugenommen (Statistics Sweden 2018, S.27; Theuvsen et al. 2017, S.54 f.). In Kombination mit einem moderaten Rückgang der LF um 5,6% hat dies zu einem Anstieg der durchschnittlichen Betriebsgröße geführt (Abb. 2.26).

### Spanien

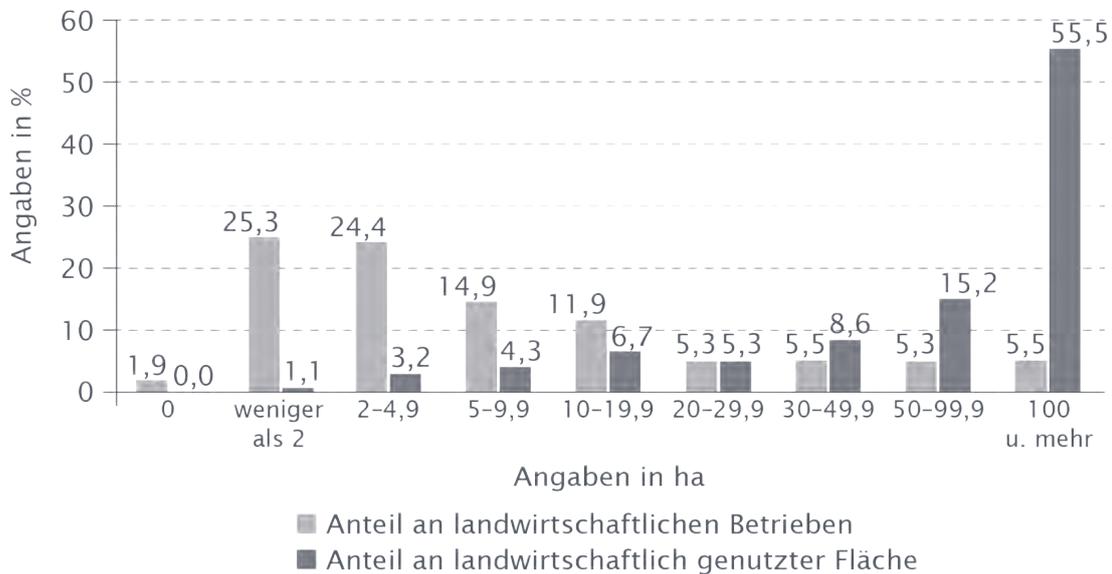
Spanien hat mit 23,2 Mio. ha und einem Anteil von 13,6% die zweitgrößte Landwirtschaftsfläche der EU. Die landwirtschaftlich nutzbare Fläche nimmt 47% der Gesamtfläche Spaniens ein. Davon waren im Jahr 2013 48,5% Ackerland, 34,2% Dauergrünland und 17,3% Dauerkulturen (Eurostat 2018 f.). Die spanische Landwirtschaftsstruktur weist eine hohe Heterogenität auf, von modernen, intensiven Anbausystemen, z. B. im Gemüsebau, bis zu sehr extensiven und großflächigen mediterranen Agroforstsystemen. Bei der Produktionsausrichtung sind Betriebe mit Olivenproduktion am stärksten vertreten, gefolgt von Betrieben mit der Produktion von Zitrusfrüchten sowie solchen mit Anbau von Getreide, Ölsaaten und Eiweißpflanzen. Spanien ist bei weitem der größte Olivenproduzent der EU. Weiterhin produziert Spanien europaweit die Hälfte aller Zitrusfrüchte und ist Hauptproduzent von Erdbeeren. Die Viehhaltung in Spanien wird dominiert von der Rinder- und der Schweinehaltung, die zusammen 70% aller Vieheinheiten ausmachen. Die Geflügelhaltung hat an Bedeutung gewonnen. Die wirtschaftlich wichtigsten Betriebsausrichtungen sind Schweine- und Geflügelhaltung sowie der Anbau von Zitrusfrüchten (Theuvsen et al. 2017, S. 58).

Die Agrarstrukturerhebungen erfassen in Spanien alle Betriebe ab 1 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche oder 0,2 ha Anbaufläche von Gemüse, Melonen und Erdbeeren im Freiland bzw. 0,1 ha unter Glas oder 1 GVE bzw. 900 Euro Standardoutput (Eurostat 2017a).

Die durchschnittliche Betriebsgröße ist in Spanien mit 24,6 ha doppelt so groß wie in Italien, dem zweiten hier betrachteten mediterranen EU-Land, aber deutlich niedriger als in den west- und nordeuropäischen EU-Ländern. Die Verteilung nach Betriebsgrößenklassen zeigt deutliche Schwerpunkte bei kleinen und großen Betrieben (Abb. 2.24): Rund die Hälfte bewirtschaftet weniger als 5 ha, hat aber nur einen geringen Anteil an der gesamten LF. Die Betriebe mit 100 ha oder mehr stellen nur 5,5% aller Betriebe und haben einen Anteil von 55,5% an der gesamten Landwirtschaftsfläche, was fast genau der Situation in Deutschland entspricht (Abb. 2.24).



Abb. 2.24 Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Spanien 2016



Eigene Darstellung nach Eurostat 2018b

Der durchschnittliche Standardoutput pro Betrieb liegt mit rund 37.000 Euro (2013) noch etwas niedriger als in Italien mit seiner kleinstrukturierten Landwirtschaft und nur bei rund der Hälfte des Durchschnitts der EU-15 (Tab. 2.5). Dies ist darauf zurückzuführen, dass ein Teil der großen Betriebe in Spanien extensiv wirtschaftet.

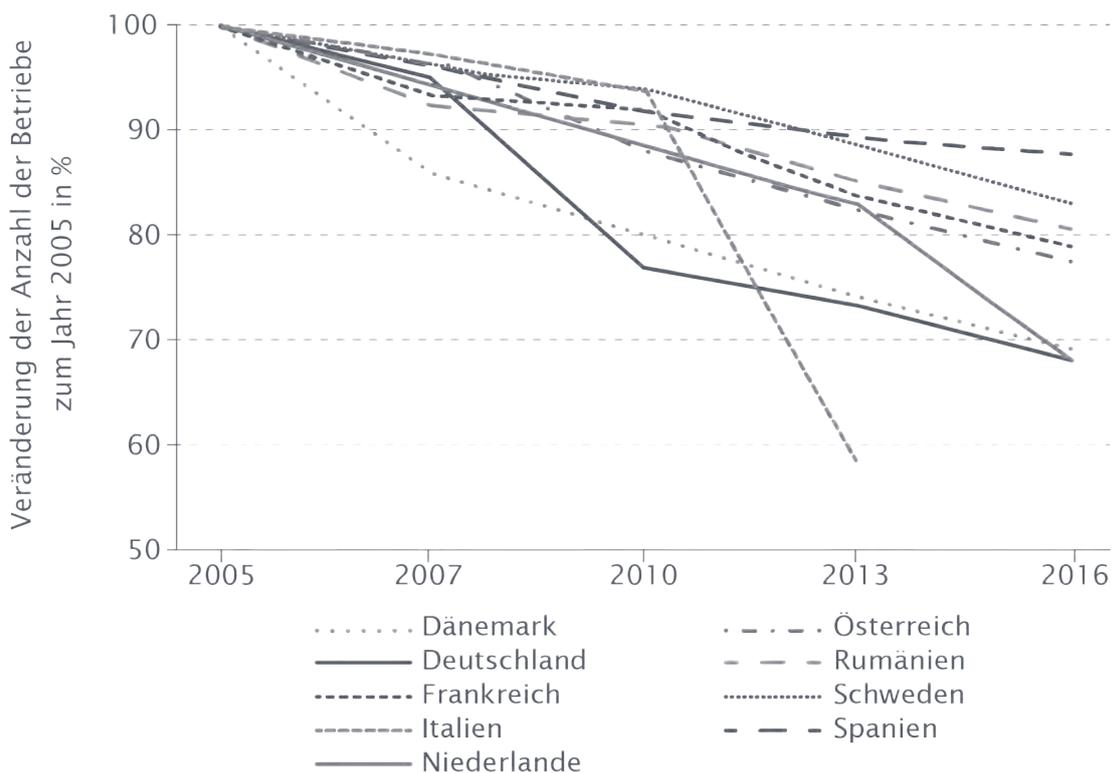
Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe hat sich in Spanien von 1,08 Mio. im Jahr 2005 auf 945.000 im Jahr 2016 reduziert (Abb. 2.25). Dies ist ein Rückgang um 12,5%. Nur die Betriebe mit 100 ha und mehr erfuhren in diesem Zeitraum eine geringfügige Zunahme. Bis 2010 stieg zudem die Anzahl der Betriebe von 50 bis 99,9 ha, um dann ebenfalls zurückzugehen (Theuvsen et al. 2017, S. 57 f.). Der Anstieg der durchschnittlichen Betriebsgröße verläuft insgesamt langsam (Abb. 2.26).

### Zwischenfazit

In allen untersuchten EU-Ländern hat im Zeitraum von 2005 bis 2016 die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe abgenommen und sich die Entwicklung der letzten Jahrzehnte somit fortgesetzt. Die Veränderung in die gleiche Richtung trotz erheblicher agrarstruktureller, wirtschaftlicher und naturräumlicher Unterschiede zwischen den betrachteten Ländern zeigt an, dass es übergreifend wirksame Einflussgrößen gibt, die den Strukturwandel in der europäischen Landwirtschaft antreiben (Theuvsen et al. 2017, S. 61).

Allerdings sind die relativen Abnahmeraten bzw. der Strukturwandel in den einzelnen EU-Ländern unterschiedlich stark ausgeprägt (Abb. 2.25). So ist in Deutschland, Dänemark und den Niederlanden, ausgehend von einer hohen durchschnittlichen flächenmäßigen bzw. wirtschaftlichen Betriebsgröße, in den letzten Jahren ein besonders starker Rückgang der Anzahl der Betriebe zu verzeichnen. Im Vergleich mittlere relative Abnahmen haben in Frankreich, Österreich, Rumänien und Schweden stattgefunden. Den geringsten Rückgang hatte Spanien. Die aufgezeigte Entwicklung in Italien ist nicht aussagekräftig, da sich im Zeitraum die Anzahl der in den Agrarstrukturerhebungen erfassten landwirtschaftlichen Betriebe erheblich verändert hat. Insgesamt ist aufgrund der unterschiedlichen Änderung der Erfassungsgrenzen in den betrachteten EU-Staaten die Vergleichbarkeit eingeschränkt.

Abb. 2.25 Relative Entwicklung der Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016



Daten für Italien 2016 liegen nicht vor.

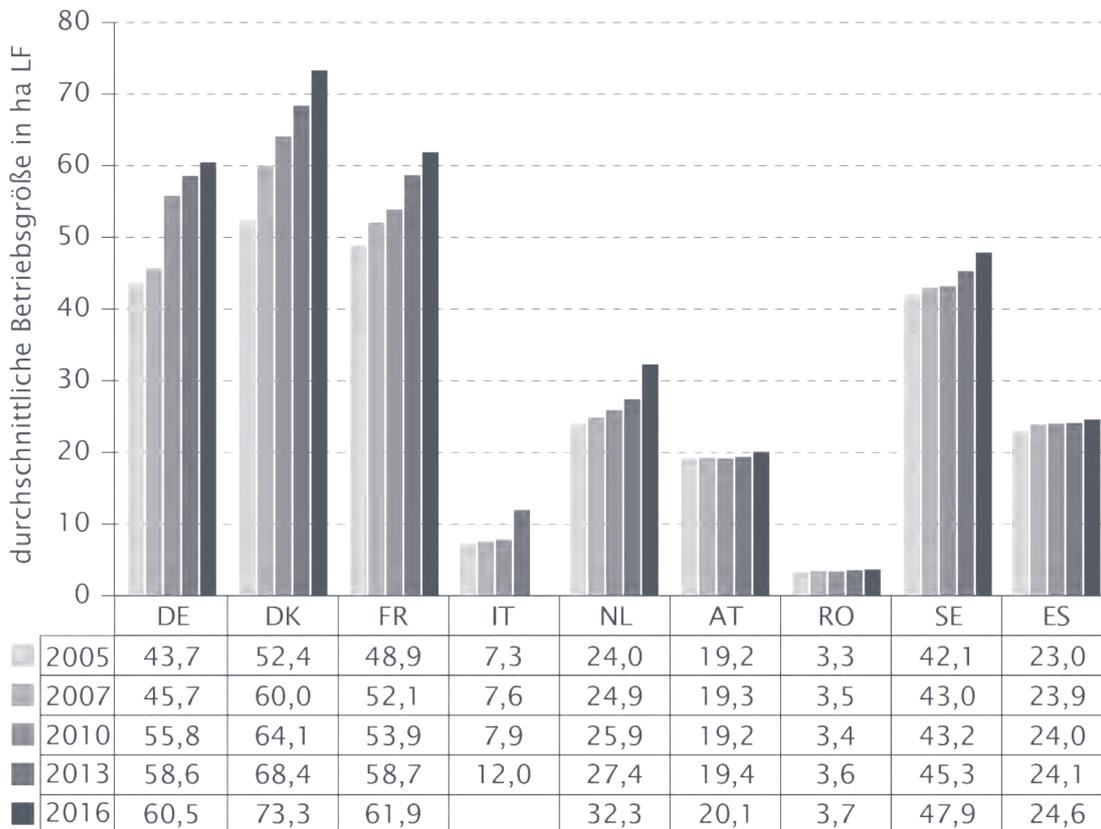
Quelle: nach Theuvsen et al. 2017, S. 63, nach Eurostat 2018b

Die durchschnittliche Betriebsgröße in den betrachteten EU-Ländern unterscheidet sich gravierend (Abb. 2.26) sowohl bei der physischen als auch bei der wirtschaftlichen Betriebsgröße. Hinter den durchschnittlichen Betriebsgrößen



verbergen sich zusätzlich erhebliche Unterschiede bei der Verteilung der Betriebe nach wirtschaftlichen Betriebsgrößenklassen innerhalb der jeweiligen Länder.

Abb. 2.26 Entwicklung der durchschnittlichen Betriebsgröße in ausgewählten EU-Staaten



Quelle: nach Theuvsen et al. 2017, S. 62, nach Eurostat 2018b

Die landwirtschaftlich genutzte Fläche ist in den betrachteten EU-Ländern durchweg von 2005 bis 2016 zurückgegangen, in einer Spannweite von -1,9% (Deutschland) bis -10,1% (Rumänien). Ausnahme ist Frankreich, wo die Landwirtschaftsfläche geringfügig um 0,8% zugenommen hat. Aus dem Rahmen fällt Österreich mit einem Rückgang der LF um 18,3%, was aber wesentlich auf eine veränderte Erfassung der Almflächen zurückzuführen ist.

### 2.3.2 Viehhalter und Viehhaltung

Neben der Betriebsgröße bestehen insbesondere bei der Tierhaltung erhebliche Unterschiede zwischen den EU-Ländern. Während sich die Anzahl der Viehhalter in allen untersuchten EU-Ländern deutlich verringert hat, entwickeln



sich die Viehbestände in diesen EU-Ländern sehr unterschiedlich. Im Folgenden wird auf die Rinder- und Schweinehaltung als wichtigste Bereiche der landwirtschaftlichen Tierproduktion eingegangen.

### **Rinderhalter und Rinderhaltung**

Rund die Hälfte des Viehbestands (gemessen in Schlachtgewicht) in der EU sind Rinder. Die Betriebe mit Rinderhaltung machen 17 % aller landwirtschaftlichen Betriebe in der EU aus, nutzen ein Drittel der gesamten landwirtschaftlichen Fläche und erwirtschaften auch ein Drittel des gesamten Produktionswerts.

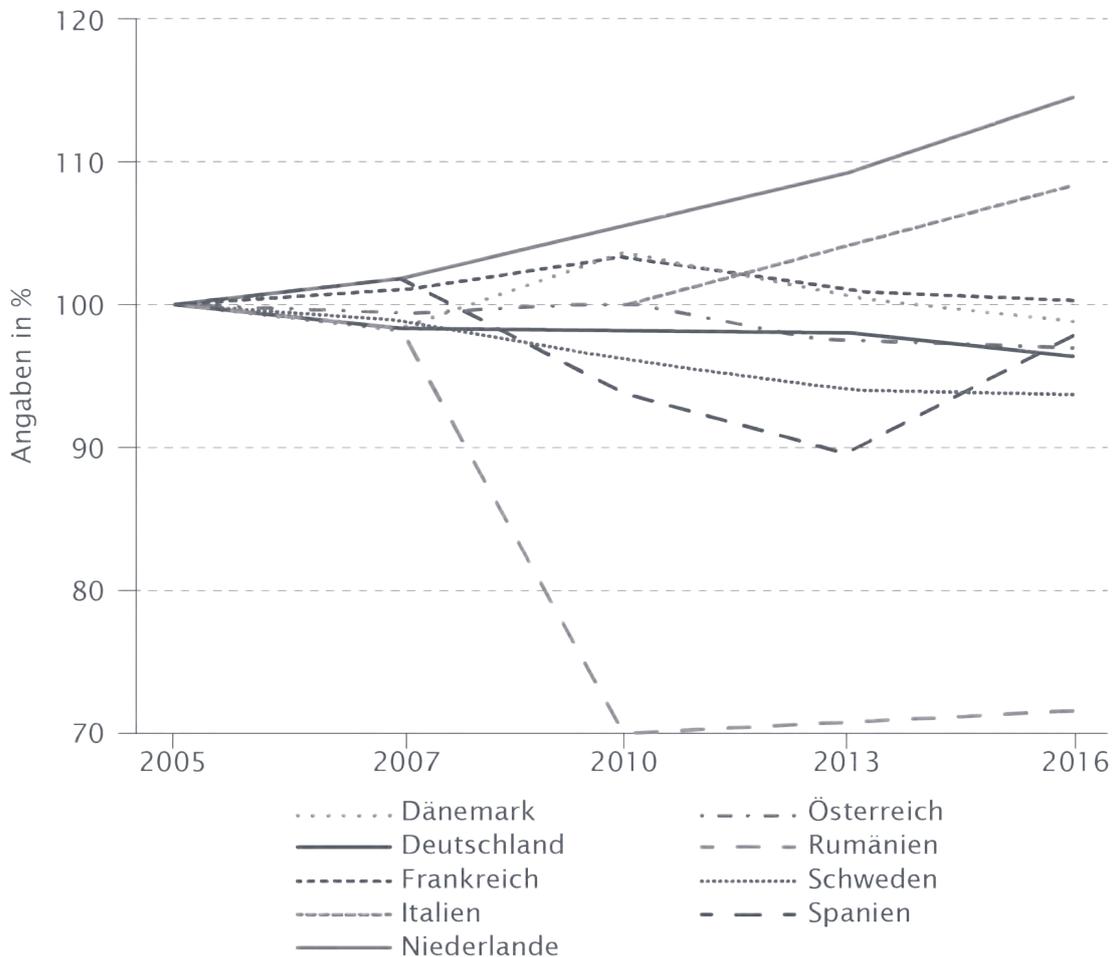
Der Rinderbestand ist konzentriert in den Beneluxländern, in den und um die Alpen, im östlichen Polen, im Nordwesten Frankreichs und in Irland. Während in den westlichen EU-Ländern große, hochspezialisierte Betriebe dominieren, sind in den östlichen EU-Ländern kleine Betriebe mit Verbundproduktion vorherrschend (Ihle et al. 2017, S.27 ff.). Am gesamten Rinderbestand der EU hatte im Jahr 2016 Deutschland einen Anteil von 14,0 %, Frankreich von 21,3 %, Italien und Spanien von jeweils 7,1 % sowie die Niederlande von 4,8 % (Eurostat 2018g).

Die Entwicklung der Rinderbestände im Zeitraum von 2005 bis 2016 verlief sehr unterschiedlich in den betrachteten EU-Ländern (Abb. 2.27). Kontinuierlich angestiegen ist die Anzahl der Rinder nur in den Niederlanden. Einen leichten zwischenzeitlichen Anstieg und dann wieder Rückgang verzeichneten Dänemark und Frankreich. Ein leichter kontinuierlicher Rückgang fand in Deutschland und Österreich statt. Ein starker Rückgang und dann wieder Anstieg beschreiben die Entwicklung in Spanien. Die Entwicklung in Italien ist nur begrenzt aussagekräftig, da nur Daten für 2010 und 2016 vorliegen. Sehr stark verringert hat sich der Rinderbestand in Rumänien.

Im Gegensatz zu unterschiedlichen Entwicklungen der Rinderbestände ist die Anzahl der Rinderhalter in allen betrachteten EU-Ländern deutlich zurückgegangen (Abb. 2.28). Der leichte Anstieg für Italien im Jahr 2007 ist auf die veränderten Erfassungsgrenzen bei der Agrarstrukturerhebung zurückzuführen (Kap. 2.3.1). Der geringste Rückgang (unter 20 %) im Zeitraum von 2005 bis 2013 hat in den Niederlanden und Österreich, die sehr unterschiedliche Strukturen und Produktionsbedingungen aufweisen, stattgefunden. Fast halbiert hat sich die Anzahl der Rinderhalter in Rumänien. Zusammen mit dem starken Rückgang des Rinderbestands ist dies ein Indiz dafür, dass hauptsächlich die sehr kleinen Rinderhalter in Rumänien aufgegeben haben. Die Abnahme der Anzahl Rinderhalter bedeutet bei einem relativ geringeren Rückgang der Rinderbestände (bzw. sogar Zunahme in den Niederlanden), dass die durchschnittlichen Rinderbestände pro Betrieb größer wurden.



Abb. 2.27 Relative Entwicklung der Rinderbestände in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016



2005 = 100%; Werte für Italien 2005, 2007 und 2013 nicht verfügbar

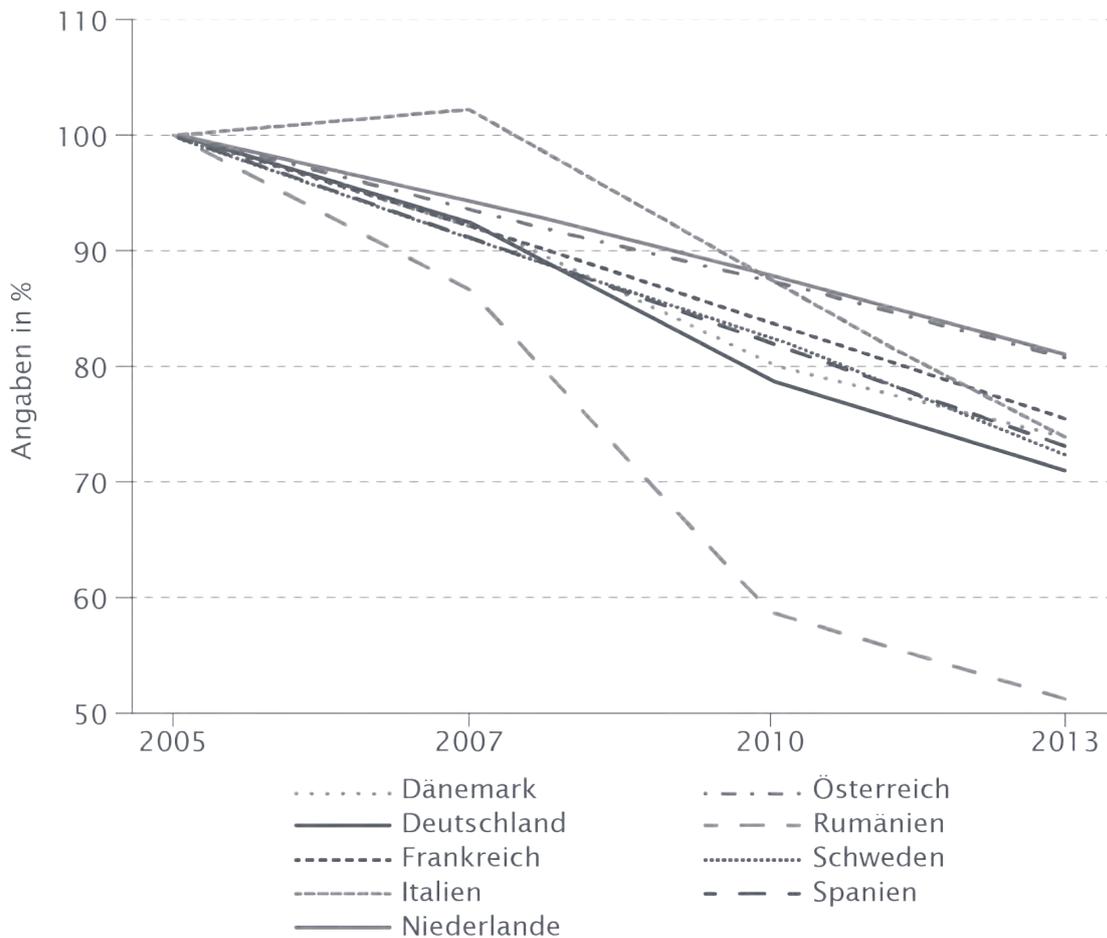
Eigene Darstellung nach Eurostat 2018g

Die landwirtschaftliche Rinderhaltung dient der Fleisch- und/oder Milchproduktion. Rund ein Viertel der Rinder in den betrachteten EU-Ländern sind Milchkühe. Rund die Hälfte des Produktionswerts der kommerziellen<sup>16</sup> Rinderbetriebe entfallen in der EU (2013) auf die Milchproduktion (Ihle et al. 2017, S. 180). Die alten EU-Mitgliedstaaten (EU-15) haben einen Anteil von 83 % an der gesamten EU-Milchproduktion (Ihle et al. 2017, S. 59). Während im Norden und Westen der EU sehr große Molkereiunternehmen vorherrschen, überwiegen im Süden und Osten eher kleine. Die vier größten Molkereiunternehmen

<sup>16</sup> Die Abgrenzung von kommerziellen landwirtschaftlichen Betrieben variiert je nach EU-Mitgliedstaat zwischen 2.000 Euro (z. B. Rumänien) und 25.000 Euro (z. B. Niederlande) Standardoutput pro Betrieb (Ihle et al. 2017, S. 180 f.).

haben einen Marktanteil von 32% am gesamten EU-Milchmarkt (Ihle et al. 2017, S. 59 u. 89). Weiterhin bestehen erhebliche Unterschiede bei der Intensität der Milchproduktion: Die durchschnittliche Milchleistung lag im Jahr 2015 zwischen 3.300 kg Milch pro Kuh und Jahr in Rumänien und 9.400 kg Milch in Dänemark (Ihle et al. 2017, S.212).

Abb. 2.28 Relative Entwicklung der Anzahl der Rinderhalter in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2013



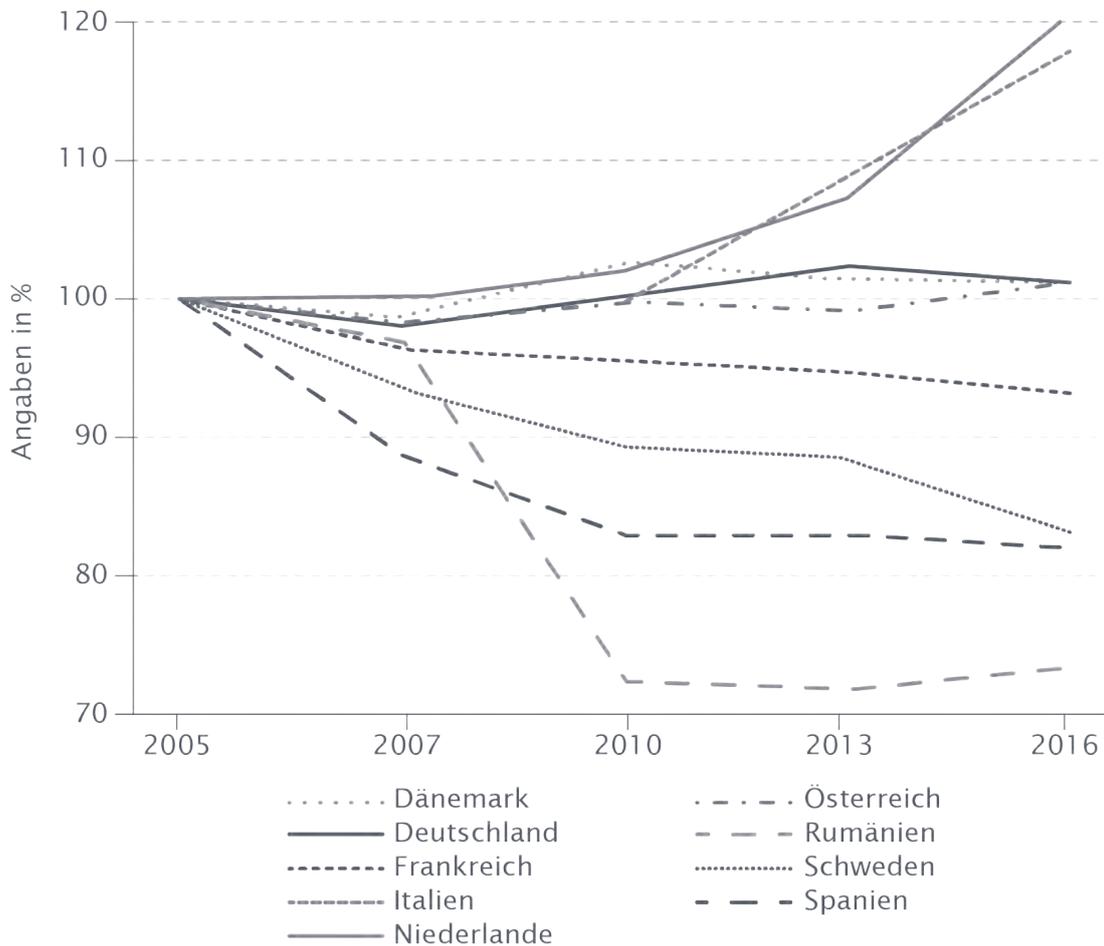
2005 = 100%; Werte für 2016 noch nicht verfügbar

Eigene Darstellung nach Eurostat 2018h

Die Entwicklung der Milchviehbestände und die Entwicklung bei den Haltern verliefen in den letzten Jahren in den betrachteten EU-Ländern sehr unterschiedlich. Von 2005 bis 2013 hat sich der Milchkuhbestand in den Niederlanden um rund 20% erhöht, in Deutschland, Dänemark und Österreich kaum verändert, in Frankreich um rund 7% sowie in Schweden und Spanien um fast 20% verringert (Abb. 2.29). Am stärksten war wiederum der Rückgang in Rumänien.



Abb. 2.29 Relative Entwicklung der Milchkuhbestände in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016

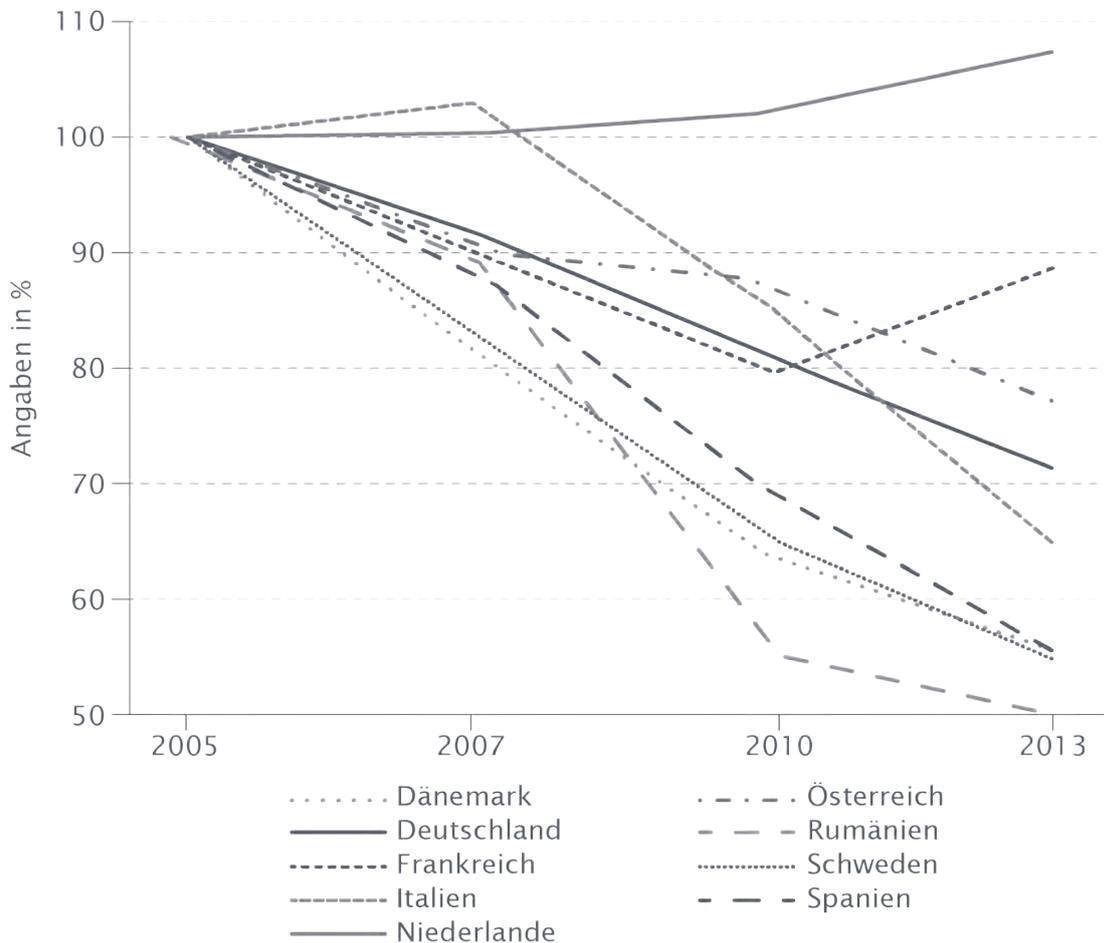


2005 = 100%; Werte für Italien 2005, 2007 und 2013 nicht verfügbar

Eigene Darstellung nach Eurostat 2018g

Die Anzahl der Milchkuhhalter ist von 2005 bis 2013 in Dänemark, Schweden und Spanien um 45% zurückgegangen, in Rumänien hat sie sich halbiert (Abb. 2.30). Einen starken Rückgang der Milchviehhalter verzeichneten weiterhin Italien mit 35% und Deutschland mit 30%. Die Zunahme in Italien bei der Agrarstrukturerhebung 2007 ist wiederum auf die erweiterte Erfassung landwirtschaftlicher Betriebe zurückzuführen. In Frankreich verlief die Entwicklung bis 2010 sehr ähnlich wie in Deutschland, doch 2013 gab es wieder einen deutlichen Anstieg. In Österreich war der Rückgang ab 2010 verlangsamt. Eine Ausnahme bilden wiederum die Niederlande, wo über den gesamten Zeitraum die Anzahl leicht zugenommen hat. Aufgrund des stärkeren Wachstums des Milchkuhbestands hat allerdings auch in den Niederlanden die durchschnittliche Anzahl der Milchkühe pro Betrieb zugenommen.

Abb. 2.30 Relative Entwicklung der Anzahl der Milchkuhhalter in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2013



2005 = 100%; Werte für 2016 noch nicht verfügbar

Eigene Darstellung nach Eurostat 2018h

### Schweinehalter und Schweinehaltung

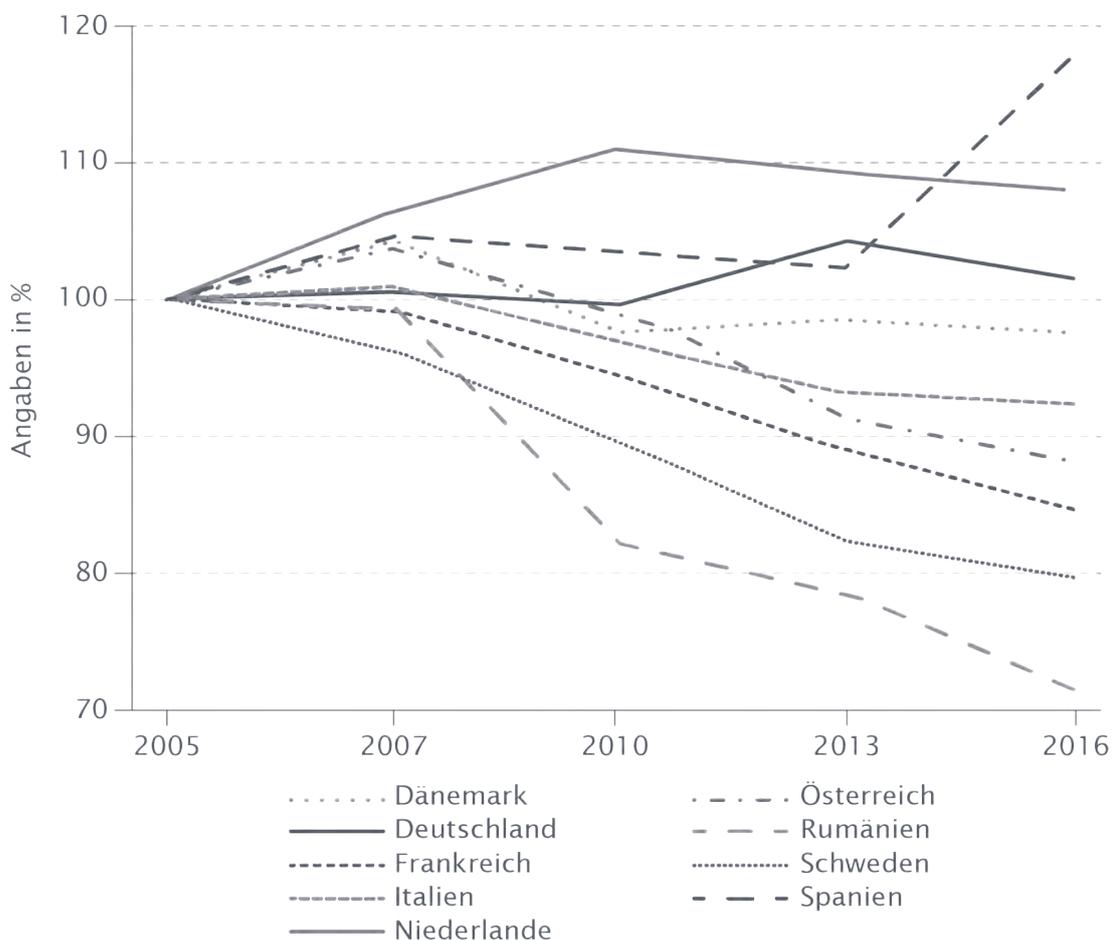
Rund drei Viertel aller Schweine wurden 2016 in Spanien, Deutschland, Frankreich, Dänemark, den Niederlanden, Polen und Italien gehalten. Auf Deutschland entfielen rund ein Viertel, auf Spanien ein Sechstel und auf Frankreich ein Zehntel der gesamten EU-Schweinefleischproduktion (Eurostat 2017b, S. 74 ff.). Ebenso wie im Nordwesten Deutschlands gibt es auch in anderen EU-Ländern regionale Konzentrationen der Schweinehaltung, insbesondere in Katalonien und Murcia (Spanien), der Bretagne (Frankreich) und der Lombardei (Italien) (Marquer et al. 2014).

Im Schweinesektor gibt es einen erheblichen Handel mit lebenden Tieren zwischen einzelnen EU-Ländern. Ferkel und Jungschweine bis 50 kg werden



von Dänemark vor allem nach Deutschland und Polen sowie von den Niederlanden nach Deutschland exportiert (Marquer et al. 2014). Alleine die Einfuhr von Ferkeln nach Deutschland hat sich in den letzten 20 Jahren etwa versechsfacht (Bundesregierung 2018a). Schlachtschweine werden vor allem von den Niederlanden nach Deutschland, von Deutschland nach Österreich und Polen sowie von Spanien nach Portugal exportiert (Marquer et al. 2014).

Abb. 2.31 Relative Entwicklung der Schweinebestände in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016



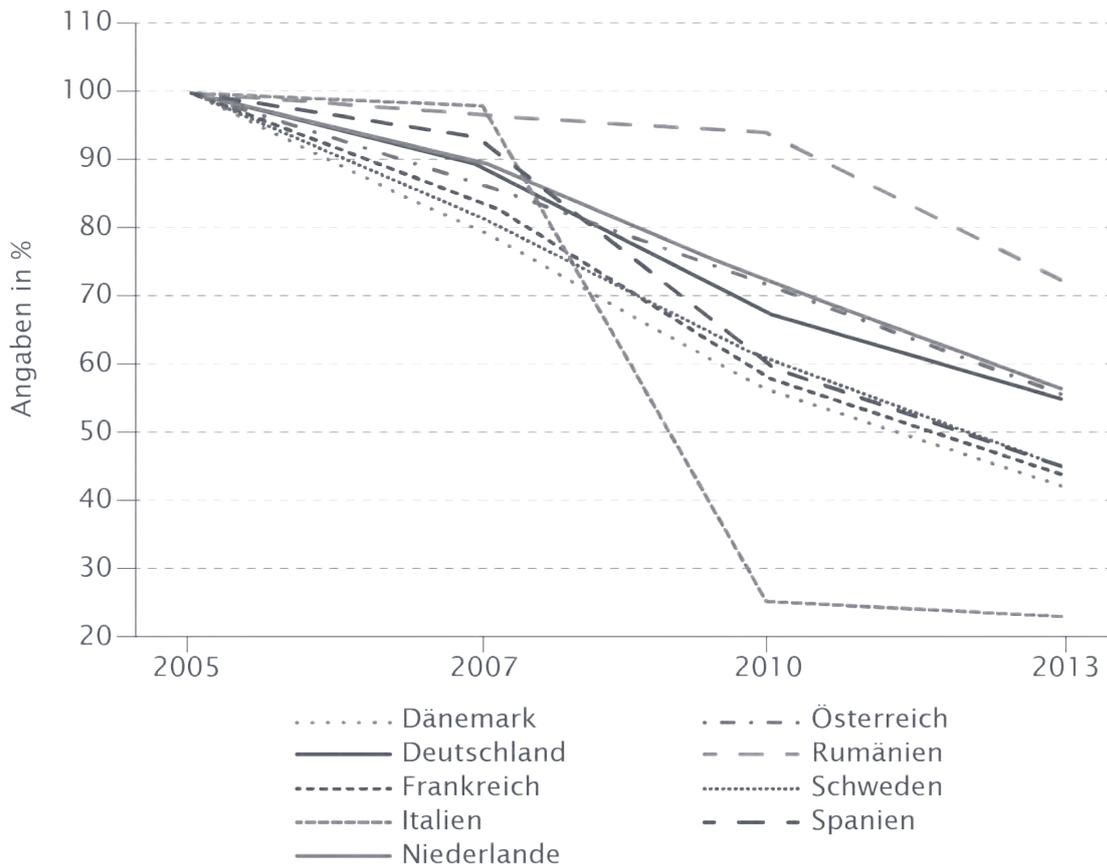
2005 = 100%; Werte für Italien 2010 nicht verfügbar

Eigene Darstellung nach Eurostat 2018i

Die relative Entwicklung der Schweinebestände von 2005 bis 2016 war in den betrachteten EU-Ländern sehr unterschiedlich (Abb. 2.31): Deutliche Zunahmen verzeichneten Spanien mit fast 20% und die Niederlande mit fast 10%. Der deutsche Schweinebestand erhöhte sich nur geringfügig, der dänische verringerte sich geringfügig. Deutliche Verringerungen fanden in Italien (-8%), Österreich

(-12%), Frankreich (-15%) und Schweden (-20%) statt. Den stärksten Rückgang verzeichnete Rumänien mit fast 30%.

Abb. 2.32 Relative Entwicklung der Anzahl der Schweinehalter in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2013



2005 = 100%; Zahlen für 2016 liegen noch nicht vor

Eigene Darstellung nach Eurostat 2018g

Die Anzahl der schweinehaltenden Betriebe ging von 2005 bis 2013 in allen betrachteten EU-Ländern deutlich zurück (Abb. 2.32). Der Rückgang lag in den meisten Ländern zwischen 40 und 60%. Noch stärker ausgeprägt war die Entwicklung in Italien mit einem Rückgang der Schweinehalter um fast 80%. Gegenüber der Rinderhaltung ging in Rumänien die Anzahl der Schweinehalter nur um rund ein Viertel zurück. Dies dürfte daran liegen, dass die Schweinehaltung in der rumänischen Subsistenz- und Semisubsistenzlandwirtschaft eine wichtige Rolle spielt. Im Jahr 2010 wurden in Rumänien über 60% der Mastschweine in Betrieben mit weniger als 10 Schweinen gehalten (Marquer et al. 2014).



### 2.3.3 Ökologischer Landbau

In der Europäischen Union (EU-28) gab es im Jahr 2016 rund 295.000 ökologisch bewirtschaftete Betriebe, die rund 6,7% der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche der EU bewirtschafteten (Tab. 2.6). Im Gegensatz zur allgemeinen Agrarstrukturentwicklung hat die Anzahl der ökologischen Betriebe deutlich zugenommen. Zwischen den EU-Staaten bestehen erhebliche Unterschiede im Hinblick auf Bedeutung, Struktur und Entwicklung der ökologischen Landwirtschaft. Wichtige Ursachen für diese Unterschiede sind naturräumliche und agrarstrukturelle Voraussetzungen, die Nachfrage nach ökologischen Lebensmitteln und nationale Förderpolitiken.

Tab. 2.6 Ökologischer Landbau in ausgewählten EU-Staaten 2016

EU-Staat	ökologische Betriebe*		ökologische Anbaufläche*	
	Anzahl	Anteil an landwirtschaftlichen Betrieben insgesamt in %	Fläche in ha	Anteil an gesamter landwirtschaftlich genutzter Fläche in %
Dänemark	3.306	9,27	201.476	7,67
Deutschland	27.636	10,44	1.135.941	6,82
Frankreich	32.266	7,25	1.537.351	5,92
Italien	64.227	6,35	1.796.333	13,99
Niederlande	1.557	2,79	52.204	2,91
Österreich	24.213	18,27	571.423	21,25
Rumänien	10.083	0,29	226.309	1,67
Schweden	5.741	9,12	552.695	18,30
Spanien	36.207	3,83	2.018.802	8,48
EU-28 gesamt	295.618	2,82**	11.931.589	6,69***

\* konvertiert oder unter Konversion

\*\* geschätzt, da Gesamtzahl der landwirtschaftlichen Betriebe für Irland und Italien vorläufig

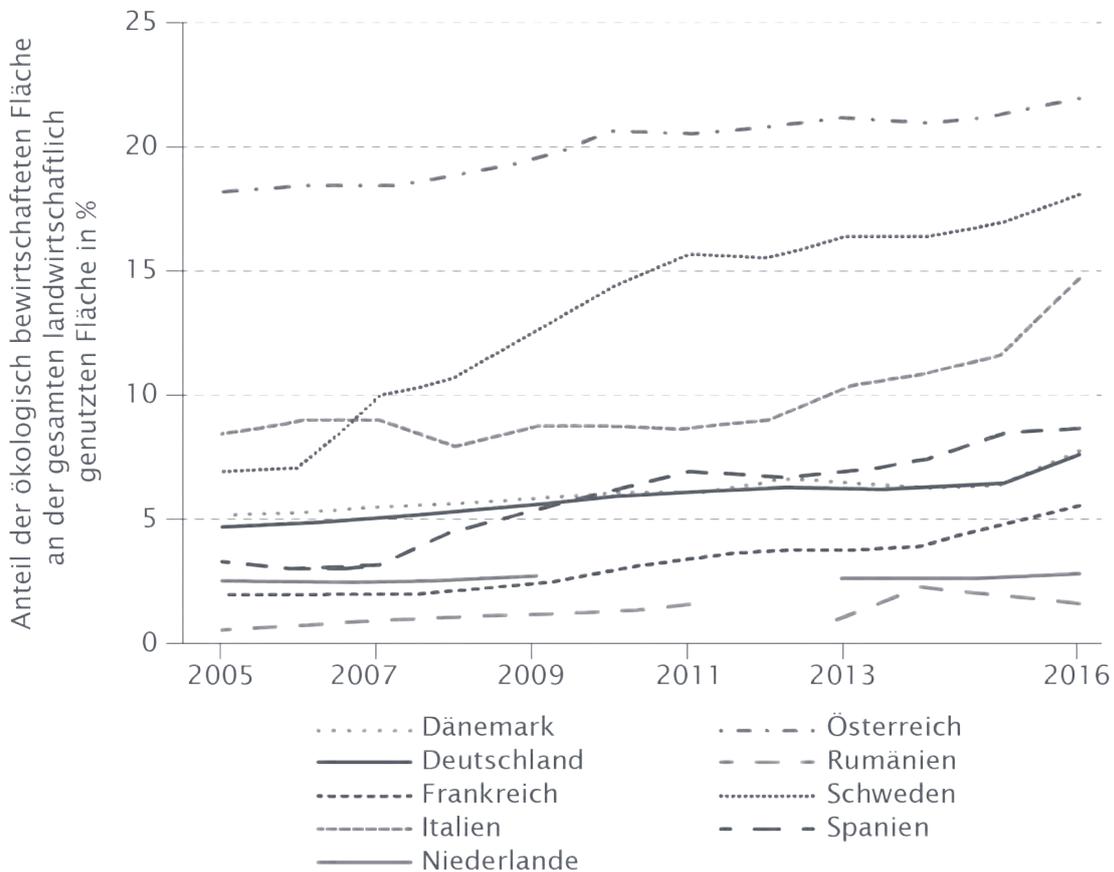
\*\*\* geschätzt

Quelle: Eurostat 2018b, 2018c u. 2018d sowie eigene Berechnungen

*Österreich* hat in der EU den höchsten Anteil ökologischer Anbauflächen an der gesamten LF des Landes (Tab. 2.6). Dies war schon 2005 der Fall, seitdem hat nur ein moderater Anstieg um rund 20% stattgefunden (Abb. 2.33).



Abb. 2.33 Entwicklung des Anteils ökologisch bewirtschafteter Flächen in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016



Werte für die Niederlande 2010 bis 2012 und Rumänien 2012 liegen nicht vor.

Quelle: nach FiBL 2018

Die ökologische Landwirtschaft in Österreich ist durch einen hohen Dauergrünlandanteil von 62,5% charakterisiert (IFOAM EU Group 2018). Im Jahr 2016 waren rund 55% der ökologischen Betriebe Futterbaubetriebe und rund 75% betrieben Tierhaltung. Die durchschnittliche ökologisch bewirtschaftete Fläche eines Biobetriebs betrug 25,4 ha und lag damit über dem allgemeinen Durchschnitt (Statistik Austria 2018, S.86 ff.). Österreich hat in der EU den höchsten Anteil an Milchkühen, Schafen und Ziegen in ökologischer Haltung (Eurostat 2017c). Diese Struktur ist auf die relativ leichte Umstellung von Dauergrünland sowie der Milchvieh-, Rinder- und Schafhaltung, gerade in der alpinen Landwirtschaft, zurückzuführen. Aktuell weisen allerdings Obstanlagen, Weinbau- und Ackerflächen die größten Flächenzuwächse auf (BMLFUW 2018, S.48). Der Anteil der Biolebensmittel am gesamten österreichischen Lebensmitteleinzelhandelsumsatz ist in den vergangenen Jahren kontinuierlich gewachsen und lag 2015 bei 7% (BMLFUW 2015, S.3).



*Schweden* ist mit 18,3 % das EU-Land mit dem zweithöchsten Anteil ökologischer Anbauflächen an der gesamten LF (Tab. 2.6). Von 2005 bis 2016 hat sich die ökologisch bewirtschaftete Fläche in Schweden, bezogen auf die betrachteten EU-Länder, mit am stärksten erhöht, und zwar auf mehr als das Zweieinhalbfache (Abb. 2.33). Der Anteil der Ackerfläche ist mit 78 % sehr hoch (IFOAM EU Group 2018). Mit 10,5 % ist der Anteil der ökologischen Getreidefläche an der gesamten Getreidefläche, der in Deutschland nur 3,8 % beträgt, entsprechend hoch (FiBL/IFOAM 2018, S. 94 f.). Der Anteil der ökologischen an allen landwirtschaftlichen Betrieben ist mit 9,1 % nur etwa halb so hoch wie der Flächenanteil.

In *Italien* werden 14 % der LF ökologisch bewirtschaftet, was den dritten Platz unter den EU-Ländern bedeutet (Tab. 2.6). In den ersten Jahren des Betrachtungszeitraums stagnierte die ökologisch bewirtschaftete Fläche und stieg dann seit 2011 um rund 70 % an (Abb. 2.33). Mit rund 64.000 ökologischen Betrieben im Jahr 2016 stellte Italien 21,7 % aller Ökobetriebe in der EU und damit den mit Abstand größten Anteil. Außerdem ist in Italien rund ein Viertel aller ökologischen Verarbeiter in Europa angesiedelt (FiBL/IFOAM 2018, S. 237). Die durchschnittliche Größe der ökologischen Landwirtschaftsbetriebe beträgt 28 ha und liegt somit weit über der durchschnittlichen Betriebsgröße aller italienischen Betriebe. Dauerkulturen belegen ein Viertel der ökologischen Anbaufläche (IFOAM EU Group 2018). Herausragend ist die Bedeutung des ökologischen Zitrusfruchtanbaus in Italien, der rund ein Viertel der gesamten Anbaufläche für Zitrusfrüchte einnimmt. Außerdem werden 19 % der Olivenanbaufläche ökologisch bewirtschaftet (FiBL/IFOAM 2018, S. 98 u. 121).

In *Spanien* werden 8,5 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche ökologisch bewirtschaftet (Tab. 2.6). Mit über 2 Mio. ha hat Spanien die größte ökologische Nutzfläche in der EU, was einem Anteil von rund 17 % entspricht. Ausgehend von dem niedrigeren Niveau von 3,25 % im Jahr 2005 war der relative Anstieg der spanischen Ökofläche ähnlich stark ausgeprägt wie in Schweden (Abb. 2.33). 52 % der ökologischen Fläche sind Dauergrünland und 23,5 % Dauerkulturen (IFOAM EU Group 2018). Die durchschnittliche Betriebsgröße der spanischen Ökobetriebe lag 2016 bei 55,75 ha und damit mehr als doppelt so hoch wie im spanischen Gesamtdurchschnitt (Tab. 2.4). In Spanien werden 11,6 % der Traubenanbaufläche und 7,6 % der Olivenanbaufläche ökologisch bewirtschaftet (FiBL/IFOAM 2018, S. 115 u. 121).

*Dänemark* hatte 2016 einen ökologischen Flächenanteil von 7,7 % (Tab. 2.6), wobei die zeitliche Entwicklung sehr ähnlich zu Deutschland verlief (Abb. 2.33). Die Ackerfläche hat einen hohen Anteil von 83,4 % an der gesamten Ökofläche, ähnlich wie in der dänischen Landwirtschaft insgesamt und wie bei der ökologischen Landwirtschaft Schwedens. Trotzdem ist der wichtigste Produktionszweig der dänischen Ökolandwirtschaft die Milchproduktion, wobei 16 % der ökologischen Gesamtfläche für Grünland und 45 bis 50 % für den



Futterpflanzenanbau beansprucht werden. Außerdem haben ökologische Gartenbaukulturen mit 16,6 % (2015) einen hohen Anteil an der Gesamtfläche dieser Kulturen (Statistics Denmark 2017). Der Anteil der ökologischen Gemüseanbaufläche an der gesamten Gemüseanbaufläche Dänemarks betrug 2016 28,2 % (FiBL/IFOAM 2018, S. 123).

In *Frankreich* hat von 2005 bis 2016 der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche auf mehr als das Zweieinhalbfache zugenommen, allerdings ausgehend von dem niedrigen Niveau von 2 % im Jahr 2005 (Abb. 2.33). Im Jahr 2016 betrug der Anteil an der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche rund 6 % (Tab. 2.6) und lag damit nur noch knapp unter dem deutschen Anteil. Der Anteil des Dauergrünlands an der Ökofläche ist mit rund 39 % relativ niedrig. Der Anteil der ökologischen Dauerkulturen liegt mit 6,8 % unter dem Durchschnitt der EU-28, ist aber rund viereinhalbmal so groß wie in Deutschland (IFOAM EU Group 2018). Die durchschnittliche Betriebsgröße der Ökobetriebe liegt mit 47,6 ha pro Betrieb niedriger als die aller landwirtschaftlichen Betriebe. Frankreich hat die größte Bioanbaufläche für Hülsenfrüchte weltweit (FiBL/IFOAM 2018, S. 104).

Der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche war 2016 in den *Niederlanden* mit 2,91 % niedrig (Tab. 2.6) und hat sich seit 2005 nur geringfügig um rund 10 % erhöht (Abb. 2.33). Dies deutet darauf hin, dass aufgrund der Intensität und Spezialisierung sowie des hohen Produktionswerts der niederländischen Landwirtschaft eine Umstellung auf ökologische Landwirtschaft schwierig ist. Die Aufteilung in Dauergrünland (57 %), Ackerland (42 %) und Dauerkulturen (1 %) ist sehr ähnlich zu Deutschland.

*Rumänien* hatte im Jahr 2016 mit 1,67 % ökologischer Anbaufläche an der gesamten Landwirtschaftsfläche den geringsten Anteil der betrachteten EU-Länder (Tab. 2.6). Außerdem hat es seit 2005 keinen kontinuierlichen Anstieg gegeben, der Anteil ist insbesondere nach 2014 wieder zurückgegangen (Abb. 2.33). Mögliche Ursachen sind die polarisierte Agrarstruktur (Kap. 2.3.1), der nicht entwickelte einheimische Markt für ökologische Lebensmittel und die starke Exportabhängigkeit (FiBL/IFOAM 2018, S. 71). Die ökologische Anbaufläche in Rumänien besteht aus rund 70 % Ackerfläche, 25 % Dauergrünland und 5 % Dauerkulturen (IFOAM EU Group 2018).

---

### 2.3.4 Fazit

Die Agrarstruktur der EU-Mitgliedstaaten ist sehr verschieden, mit erheblichen Unterschieden in der durchschnittlichen Betriebsgröße. Bei der Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößeklassen bestehen charakteristische Unterschiede zwischen den untersuchten EU-Ländern. Betriebe mit 100 ha oder mehr sind dominierend in einigen neuen Mitgliedstaaten infolge des Transformationsprozesses nach 1990



(z. B. Slowakei, Tschechische Republik), ähnlich wie in alten Mitgliedstaaten infolge eines langfristigen Strukturwandels. Sie bewirtschaften mehr als die Hälfte der gesamten LF in Dänemark, Deutschland, Frankreich, Schweden und Spanien; in Dänemark sind es sogar über 70 %. Eine bedeutend gleichmäßigere Verteilung der Betriebe über die Betriebsgrößenklassen weisen Italien, die Niederlande und Österreich auf. Eine extreme Polarisierung zwischen vielen sehr kleinen Betrieben und wenigen großen Betrieben ist charakteristisch für Rumänien. Ein Drittel aller landwirtschaftlichen Betriebe der EU-28 befindet sich in Rumänien, 90 % dieser Betriebe bewirtschaften weniger als 5 ha. Gleichzeitig ist Rumänien das EU-Land mit der höchsten Bedeutung der Semisubsistenzlandwirtschaft, d. h. der landwirtschaftlichen Betriebe, die mindestens 50 % ihrer Produktion für den Eigenverbrauch nutzen. Neben der Flächenausstattung der Betriebe unterscheidet sich die durchschnittliche wirtschaftliche Betriebsgröße, gemessen als Standardoutput, in den EU-Ländern erheblich. Insgesamt liegt Deutschland mit einem durchschnittlichen Standardoutput pro landwirtschaftlichem Betrieb von rund 162.300 Euro deutlich über dem EU-Durchschnitt von 30.500 Euro (Werte für 2013). Dabei ist die Spannweite der durchschnittlichen wirtschaftlichen Betriebsgröße in der EU extrem groß: Sie reicht von 303.800 Euro Standardoutput pro Betrieb (2013) in den Niederlanden bis 3.300 Euro pro Betrieb in Rumänien.

Die Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe nimmt in der EU seit Langem kontinuierlich ab. Die einheitliche Entwicklungsrichtung in den ansonsten teils sehr unterschiedlichen Ländern ist ein deutliches Zeichen dafür, dass übergreifend wirksame Einflussfaktoren den Strukturwandel in der europäischen Landwirtschaft bestimmen (Kap. 1.1). Trotz gleicher Tendenz sind die Abnahmeraten der landwirtschaftlichen Betriebe in den ausgewählten europäischen Ländern im Betrachtungszeitraum von 2005 bis 2016 unterschiedlich stark ausgeprägt. So erfuhren Deutschland und Dänemark einen fast doppelt so starken Rückgang der Zahl der Betriebe wie die anderen betrachteten EU-Staaten, wobei aufgrund der unterschiedlichen Änderung der Erfassungsgrenzen die Vergleichbarkeit allerdings eingeschränkt ist (Theuvsen et al. 2017, S. 61).

Stärkere Veränderungen und größere Unterschiede zeigen sich bei der Entwicklung von Tierhaltungsbeständen und -betrieben. Die Rinder-, Milchkuh- und Schweinebestände haben sich in den betrachteten EU-Ländern sehr unterschiedlich entwickelt. Während von 2005 bis 2016 der Rinder- und Milchkuhbestand in den Niederlanden und Italien zugenommen hat, ist er in einigen Ländern nahezu unverändert geblieben und insbesondere in Rumänien stark zurückgegangen. Im Gegensatz dazu hat sich die Anzahl der Rinderhalter bis 2013 um 20 bis 30 % verringert, in Rumänien sogar um fast 50 %. Bei den Milchkuhhaltern ist die Abnahme breiter gestreut, mit der Ausnahme einer Zunahme in den Niederlanden. Während sich die Schweinebestände sehr unterschiedlich entwickelt haben, hat in allen betrachteten EU-Ländern die Anzahl der Schwei-



nehalter deutlich, allerdings wiederum unterschiedlich stark, abgenommen. Bei allen betrachteten Entwicklungen liegt Deutschland im Mittelfeld. Insgesamt führen diese Entwicklungen zu einem Wachstum des Tierbestands pro Betrieb.

Sehr unterschiedlich sind auch Bedeutung und Entwicklung des ökologischen Landbaus in den EU-Mitgliedstaaten. Österreich und Schweden haben mit rund 21 bzw. 18% einen hohen Anteil ökologisch bewirtschafteter Fläche, im EU-Durchschnitt lag im Jahr 2016 der Anteil bei 6,7%. Die größte Anzahl ökologischer Betriebe hat Italien. Ein starkes Wachstum der ökologisch bewirtschafteten Fläche (wenn auch teils von niedrigen Ausgangswerten) hat von 2005 bis 2016 in Frankreich, Italien, Schweden und Spanien stattgefunden, in Deutschland dagegen nur eine moderate Zunahme. Die ökologische Landwirtschaft in den betrachteten EU-Ländern unterscheidet sich erheblich im Hinblick auf das Verhältnis von Ackerland, Dauergrünland und Dauerkulturen, die Produktionsschwerpunkte und die durchschnittliche Betriebsgröße, wobei Letztere über oder unter dem Landesdurchschnitt liegen kann. Wichtige Einflussfaktoren sind naturräumliche und agrarstrukturelle Voraussetzungen, die heimische Nachfrage nach ökologischen Lebensmitteln sowie nationale Förderpolitiken.

---

### 2.4 Bäuerliche und industrielle Landwirtschaft in der gesellschaftlichen Diskussion

In gesellschaftlichen und politischen Debatten um die sich verändernde Agrarstruktur wird oftmals mit einer Gegenüberstellung von bäuerlicher und industrieller Landwirtschaft argumentiert. Für beide Begriffe gibt es allerdings kein allgemein geteiltes Verständnis und keine Definition (Böhme 2014). Im Folgenden werden die Eigenschaften, die zur Charakterisierung der beiden Konzepte von Landwirtschaft herangezogen werden, diskutiert sowie die Ergebnisse einer repräsentativen Befragung zum Verständnis von bäuerlicher und industrieller Landwirtschaft in der Bevölkerung vorgestellt.

---

#### 2.4.1 Bäuerliche Landwirtschaft

Der Begriff »bäuerliche Landwirtschaft« nimmt Bezug auf die landwirtschaftliche Vergangenheit und assoziiert umgangssprachliche Begriffe wie Bauernhof. Bäuerliche Landwirtschaft war lange Zeit ein Begriff für eine rückwärtsgeordnete Wirtschaftsweise, ist jedoch mittlerweile positiv besetzt, vonseiten der Landwirtschaft und ihrer Interessenvertretung genauso wie in der Gesellschaft und Politik (Hiß 2016; Theuvsen et al. 2017, S. 71 f.). »Bäuerlich« oder »Bauer« ist Teil des Namens wichtiger landwirtschaftlicher Interessenverbände (Deutscher Bauernverband, Arbeitsgemeinschaft bäuerliche Landwirtschaft). Bäuer-



liche Landwirtschaft wird in der Regel mit dem bäuerlichen Familienbetrieb gleichgesetzt, der seit Langem ein wichtiges Leitbild der deutschen Agrarpolitik ist (Böhme 2014; Theuvsen et al. 2017, S. 73).

Bäuerliche Landwirtschaft wird nicht in erster Linie an der Betriebsgröße festgemacht. Vielmehr gibt es verschiedene, komplexe Annäherungen, wie die folgenden exemplarischen Beschreibungen bäuerlicher Landwirtschaft zeigen:

- > »Bäuerlichkeit – Bäuerliches Leben, Denken und Wirtschaften – bedeutet Verbundenheit mit Hof, Natur und Heimat, Verantwortung für Tiere, Boden und Pflanzen, weitgehend selbstverantwortliches Arbeiten, Denken in Generationen und Kreisläufen, Arbeiten im Zusammenhang mit der Familie oder anderen engen Sozialbeziehungen. Ziel bäuerlichen Wirtschaftens ist natürlich ein möglichst gutes Einkommen, aber stets vor dem Hintergrund des Erhalts von Arbeitsplatz und Hof – und nicht die kurzfristige Maximalrendite von Kapital ohne Rücksichten auf Inhalt und Standort der Produktion« (AbL 2015).
- > »Soziale, ökologische, tierschützerische, ökonomische, globale und generative Verträglichkeit sind die Säulen einer bäuerlichen Landwirtschaft« (AgrarBündnis 2001).
- > »Bäuerlichkeit (ist) als Wirtschafts- und Lebensstil zu verstehen, der unter historischen Bedingungen entwickelt wurde und einen Ausgleich zwischen ökonomischen, sozialen und ökologischen Interessen und Anforderungen auf den Höfen organisiert hat« (Thomas 2015).
- > »Eine bäuerliche Landwirtschaft ist eine auf zukünftige Generationen ausgerichtete Erzeugung von Mitteln zum Leben, welche eine selbständige, eigenverantwortliche und ressourcenschonende Wirtschaftsweise pflegt, die Umwelt schützt, die natürliche Artenvielfalt erhält und Mitgeschöpfe und Schöpfung respektiert« (KLB, 2017).
- > »Bauer sein heißt, einen erfüllenden Beruf in selbständiger Entscheidung und Verantwortung gegenüber Mensch, Tier und Natur auszuüben – für die Erzeugung von Lebensmitteln und Energie, in der Verpflichtung für Familie, Eigentum und ländliche Gemeinschaft. [...] Wir sind [...] unternehmerisch im Denken, bäuerlich im Herzen, unserem Eigentum verpflichtet und verwurzelt in der Region« (DBV 2011).

Die verschiedenen Beschreibungen weisen eine deutliche Verknüpfung von bäuerlicher Landwirtschaft mit den Leitbildern Nachhaltigkeit und multifunktionale Landwirtschaft auf (Theuvsen et al. 2017, S.73; Thomas 2015). Außerdem ist die regionale Verankerung ein weiteres Merkmal, das vielfach mit bäuerlicher Landwirtschaft in Verbindung gebracht wird (Theuvsen et al. 2017, S.74).

Schließlich stellt der Begriff bäuerliche Landwirtschaft eine Verbindung mit der Vergangenheit als etwas Erhaltenswertem her. Die heutigen Vorstellungen



sind aber nicht mit der bäuerlichen Landwirtschaft der Vergangenheit gleichzusetzen. Sie war eine Lebens- und Wirtschaftsform, die überwiegend auf den vor Ort vorhandenen sozialen und natürlichen Ressourcen basierte und vorrangig der Versorgung der Sozialgemeinschaft des Hofes mit Lebensmitteln diente, wobei der Verkauf von Überschüssen am Markt zweitrangig war (Hiß 2017). Eine solche traditionelle Landwirtschaft existiert nur noch in der Form der Semisubsistenzbetriebe in einigen ost- und südeuropäischen EU-Ländern, insbesondere in Rumänien (Kap. 2.3.1). In Deutschland und den anderen west- und nordeuropäischen Ländern ist diese traditionelle bäuerliche Landwirtschaft faktisch nicht mehr vorhanden.

Für den bäuerlichen Familienbetrieb gibt es ebenfalls keine allgemein anerkannte Definition, er ist kein Begriff des deutschen und europäischen Agrarrechts (Böhme 2013, 2014). Die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) hat 2014 das Internationale Jahr der bäuerlichen Familienbetriebe begangen (FAO 2014). In diesem Kontext hat die FAO über 36 verschiedene Definitionen von bäuerlichem Familienbetrieb aus Wissenschafts-, Regierungs- und NGO-Kreisen zusammengetragen und ausgewertet. Der am häufigsten genannte Punkt war, dass die Familie den landwirtschaftlichen Betrieb auf eigene Rechnung führt und die Arbeit auf dem Betrieb hauptsächlich von Familienangehörigen verrichtet wird. Daneben nehmen die ausgewerteten Definitionen auf die Größe des Betriebs, den beschränkten Zugang zu Ressourcen wie Land und Kapital sowie die Landwirtschaft als Haupteinkommensquelle Bezug (Garner/de la O Campos 2014; Theuvsen et al. 2017, S.74). Die Ergebnisse aus verschiedenen globalen Abschätzungen zeigen, dass weltweit landwirtschaftliche Familienbetriebe (»family farms«) 90 bis 98% aller landwirtschaftlichen Betriebe ausmachen und diese Familienbetriebe 53 bis 77% der gesamten landwirtschaftlichen Fläche bewirtschaften (Graub et al. 2016; Lowder et al. 2016).

Die Abgrenzung von »bäuerlich« ist im Einzelfall schwierig, da verschiedene Formen von Familienbetrieben bzw. -unternehmen in der deutschen Landwirtschaft bestehen (Tab. 2.7). Viele Betrachter werden vermutlich die Mehrzahl der Familienbetriebe, insbesondere in Form der Einzelunternehmen, und einen großen Teil der Mehrfamilienkooperationen als bäuerlich einstufen. Uneinheitlicher wird das Meinungsbild im Hinblick auf landwirtschaftliche Familienunternehmen ausfallen, die häufig aus der Weiterentwicklung von Familienbetrieben entstanden sind, sowie hinsichtlich der Familienholdings, bei denen der Bezug zum Familienbetrieb oft nur noch eine ferne Tradition und außerlandwirtschaftliches Kapital für den Aufbau entscheidend ist (Böhme 2014; Theuvsen et al. 2017, S. 75).



Tab. 2.7 Erscheinungsformen landwirtschaftlicher Familienbetriebe und -unternehmen in Deutschland

Kriterien	Familienbetrieb	Mehrfamilienkooperation	Familienunternehmen	Familienholding
Rolle der Familie	familienbasiert	Zusammenarbeit mehrerer Familien	familiengeleitet	familiengeführt
Rechtsform	Einzelunternehmen (auch familienorientierte Kooperation, z. B. Vater-Sohn-GbR)	Personengesellschaft (GbR, KG, GmbH & Co. KG)	Personengesellschaft oder juristische Person	verbundene landwirtschaftliche (und andere) Unternehmen unterschiedlicher Rechtsform
Arbeitskräfte	Familienarbeitskräfte, keine oder wenige Fremdarbeitskräfte, gegebenenfalls Saisonarbeitskräfte	Familienarbeitskräfte, keine oder wenige Fremdarbeitskräfte, gegebenenfalls Saisonarbeitskräfte	Familienarbeitskräfte, mehrere bis viele Fremdarbeitskräfte, häufig Saisonarbeitskräfte	Familienmitglieder als Führungspersonal, zahlreiche Fremd- und Saisonarbeitskräfte
Eigentum	in der Familie	in mehreren Familien	überwiegend in der Familie	Familie mit beherrschender Mehrheit

Quelle: verändert nach Böhme 2013, S. 411

In der Bevölkerung wird bäuerliche Landwirtschaft assoziiert mit Familienbetrieben, die klein sind, mit wenigen Maschinen arbeiten und vergleichsweise mehr Kontakt zu ihren Tieren haben, sowie mit Direktvermarktung. Die Wahrnehmung in der Bevölkerung ist mit nostalgischen bzw. romantischen Vorstellungen verbunden, wobei viele die bäuerliche Landwirtschaft im Verschwinden sehen (Zander et al. 2013). Der bäuerliche Familienbetrieb entspricht in der Wahrnehmung der Bevölkerung eher einem Ideal- denn einem Realtypus. Im Begriff bäuerliche Landwirtschaft schlagen sich gesellschaftliche Vorstellungen nieder von regional verankerten, familiengeführten Betrieben begrenzter Größe, die nach den Prinzipien der Nachhaltigkeit, jedoch nicht primär unter finanziellen Aspekten geführt werden, mit dem Ziel, sie zu gegebener Zeit an die nachfolgende Generation weiterzugeben (Theuvsen et al. 2017, S. 76 f.)



### 2.4.2 Industrielle Landwirtschaft

Der Begriff »industrielle (bzw. industrialisierte) Landwirtschaft« wird durchweg als Gegensatz zur bäuerlichen Landwirtschaft verwendet. Auch für die industrielle Landwirtschaft gibt es keine allgemein anerkannte Definition. Unter dem Begriff wird zunächst eine Landwirtschaft verstanden, der durch die Anwendung industriespezifischer Produktionsweisen gekennzeichnet ist. Merkmale industrialisierter Landwirtschaft sind demnach u. a. ein hoher Spezialisierungsgrad, die Anwendung technischer Verfahren, ein hoher Kapital- und Energieeinsatz und der Übergang zu einer standardisierten Massenproduktion (Theuvsen et al. 2017, S.77). Da diese Merkmale auch auf zahlreiche Familienbetriebe bzw. Einzelunternehmen zutreffen, wird in der öffentlichen Debatte vielfach die gesamte moderne Intensivlandwirtschaft als »industrialisiert« wahrgenommen.

In einer Studie zur Wahrnehmung und Beurteilung von landwirtschaftlichen Produktionsverfahren in der Bevölkerung wurde in Gruppendiskussionen und einer Onlinebefragung der Agrarstrukturwandel häufig mit dem Strukturwandel und mit Größenwachstum in der Tierhaltung assoziiert. Im Zusammenhang mit modernen landwirtschaftlichen Betrieben wurden dabei vor allem Aussagen wie »groß«, »Massenproduktion«, »Automatisierung« und »spezialisiert« genannt. Die Schweinehaltung in Deutschland wurde überwiegend als nicht artgerecht wahrgenommen. Hier wurden Begriffe wie »Massentierhaltung«, »Agrarfabriken« und »total überfüllte Ställe« genannt (Theuvsen et al. 2017, S.78 f.; Zander et al. 2013).

Zumeist werden sozioökonomische Parameter, wie Eigentums-, Leitungs- und Sozialstrukturen oder die Herkunft des eingesetzten Kapitals, zur Charakterisierung industrieller Landwirtschaft genutzt. Als typische Kennzeichen gelten (Theuvsen et al. 2017, S.77 f.):

- Der Bewirtschafter des landwirtschaftlichen Betriebs ist in der Regel nicht identisch mit den Eigentümern des Bodens.
- Die landwirtschaftlichen Arbeitskräfte des Betriebs sind familienfremde Arbeitskräfte, die nicht länger einem sozialen Familienverband angehören.
- Außerlandwirtschaftliche Kapitaleigner sind oft alleinige Eigentümer der Produktionsmittel und der Anlagen für die Agrarproduktion.
- Die Eigentümer des Betriebs sind nicht mehr Landwirte, ein persönlicher Bezug des Eigentümers zum Betrieb und zur ländlichen Gemeinde bzw. Region besteht nicht mehr.
- Eine rein ökonomische Ausrichtung des Betriebs bzw. die Erzielung möglichst hoher Renditen oder Dividenden stehen im Vordergrund der betrieblichen Überlegungen.

Mit der industriellen Landwirtschaft wird tendenziell eine Kombination von Großbetrieben, weiträumiger Trennung von Ackerbau und Tierhaltung und



hohem Energie- und Rohstoffeinsatz, der die natürlichen landwirtschaftlichen Produktionsgrundlagen bedroht, assoziiert (Gerke 2015). Industrielle Landwirtschaft wird nach dieser Lesart mit einem Mangel an Nachhaltigkeit gleichgesetzt.

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass in der öffentlichen Diskussion vor allem die Betriebsgröße als entscheidendes Kennzeichen industrieller Landwirtschaft wahrgenommen wird. Große Betriebe stehen danach für die »industrielle Landwirtschaft« und werden weitestgehend mit negativen Umweltauswirkungen und sogenannter Massentierhaltung in Verbindung gebracht, während kleine Betriebe für die »bäuerliche Landwirtschaft« stehen, die sich mehr um die Umwelt und das Wohl der Tiere sorgt. Neben der Betriebsgröße werden aber – ähnlich wie bei der Kennzeichnung der bäuerlichen Landwirtschaft – weitere Merkmale wie die Eigentums- und Leitungsstruktur, der Spezialisierungsgrad oder die Finanzierung eines Betriebs zur Charakterisierung industrieller Landwirtschaft herangezogen (Theuvsen et al. 2017, S. 79).

---

### 2.4.3 Verständnis bäuerlicher und industrieller Landwirtschaft in der Bevölkerung

Im Rahmen des TAB-Projektes wurde eine Onlinebefragung durchgeführt, um Einschätzungen der Bürgerinnen und Bürger zu bäuerlicher und industrieller Landwirtschaft zu erfassen. An der Befragung nahmen 1.150 Personen teil, die repräsentativ sind hinsichtlich der Geschlechterverteilung, der Altersklassen, der Verteilung auf die Bundesländer, des Schulabschlusses, der Verteilung der Wohnorte der Befragten zwischen urbanem und ländlichem Lebensraum sowie des monatlichen Nettoeinkommens (Theuvsen et al. 2017, S. 79 f.).

Zunächst wurden die Befragungsteilnehmer um eine *generelle Einschätzung* zur wünschenswerten Landwirtschaft gebeten. Dem Statement »Ich bin dafür, dass die Landwirtschaft aus vielen bäuerlichen Betrieben besteht, da dies unsere Umwelt, Natur und Landschaft besser erhält.« wurde überwiegend (80 %) zugestimmt. Dagegen wurde der Aussage »In der Landwirtschaft darf es auch große Betriebe geben. Dies schadet der Umwelt und Landschaft nicht.« von nur rund einem Drittel zugestimmt, während rund die Hälfte der Befragten der Aussage weder zustimmten noch sie ablehnten (Theuvsen et al. 2017, S. 80).

Anschließend wurde die *Assoziation verschiedener Schlagworte* mit den Begriffen bäuerliche und industrielle Landwirtschaft abgefragt. Die Befragten bewerteten, wie sehr sie die vorgegebenen Schlagworte mit bäuerlicher bzw. industrieller Landwirtschaft verbinden (Tab. 2.8).

Tab. 2.8 Assoziationen von Schlagworten mit bäuerlicher und industrieller Landwirtschaft; Ergebnisse einer Befragung

Schlagworte	bäuerlich	industriell	trifft voll und ganz zu ← trifft gar nicht zu					
	M	M	1	2	3	4	5	
Verantwortung für Tiere, Boden, Pflanzen und Natur	1,7	3,1		■				◆
Landleben	1,7	3,3		■				◆
landwirtschaftlicher Familienbetrieb	1,9	3,6		■				◆
artgerechte Haltung	2,0	3,3		■				◆
es arbeiten nur der/die Betriebsleiter/in und seine/ihre Familie auf dem Betrieb	2,8	3,7		■				◆
der Betrieb beschäftigt zahlreiche familienfremde Mitarbeiter	3,0	2,1						◆
umweltschonende Wirtschaftsweise	2,2	3,3		■				◆
Massentierhaltung	3,5	2,0						◆
Verbundenheit mit Hof, Natur und Heimat	1,7	3,4		■				◆
Einsatz modernster Technik	2,4	1,7						◆
selbstverantwortliches Arbeiten des Landwirts/der Landwirtin	1,8	3,1		■				◆
Umsetzung von Tierwohlmaßnahmen	2,1	3,4		■				◆
geringer Spezialisierungsgrad, d.h. mehrere Betriebszweige (z.B. Ackerbau und Nutztierhaltung)	2,5	3,0		■				◆
Erzielung eines angemessenen Einkommens für den Lebensunterhalt sowie den Erhalt von Arbeitsplatz und Hof	2,2	2,5		■				◆
Erzielung einer hohen Rendite auf das eingesetzte Eigenkapital	3,1	2,0						◆
respektvoller Umgang mit Boden, Pflanzen, Tieren, Natur und Menschen	1,9	3,3		■				◆
starker Verdrängungswettbewerb nach dem Motto »Wachsen oder Weichen«	3,1	2,0						◆
überschaubare Betriebsgröße	2,1	3,5		■				◆
schnelles Betriebswachstum	3,3	2,0						◆
Beteiligung außerlandwirtschaftlicher Investoren am Kapital des Betriebs	3,4	2,1						◆
Pflege und Erhalt der Kulturlandschaft	2,1	3,4		■				◆

M = Mittelwert 1 = trifft voll und ganz zu 5 = trifft gar nicht zu ■ bäuerlich ◆ industriell

Quelle: nach Theuvsen et al. 2017, S. 81

Die bäuerliche Landwirtschaft wird vor allem mit den Schlagworten »Verantwortung für Tiere, Boden, Pflanzen und Natur«, »Landleben«, »Verbundenheit mit Hof, Natur und Heimat«, »landwirtschaftlicher Familienbetrieb«, »selbstverantwortliches Arbeiten des/r Landwirts/in«, »artgerechte Tierhaltung« und »umweltschonende Wirtschaftsweise« in Verbindung gebracht. Die industrielle Landwirtschaft wird dagegen durch die Schlagworte »der Betrieb beschäftigt zahlreiche familienfremde Mitarbeiter«, »Massentierhaltung« und »Einsatz modernster Technik« gekennzeichnet. Eine Verbindung wird auch mit den Schlagworten »Erzielung einer hohen Rendite auf das eingesetzte Eigenkapital«,



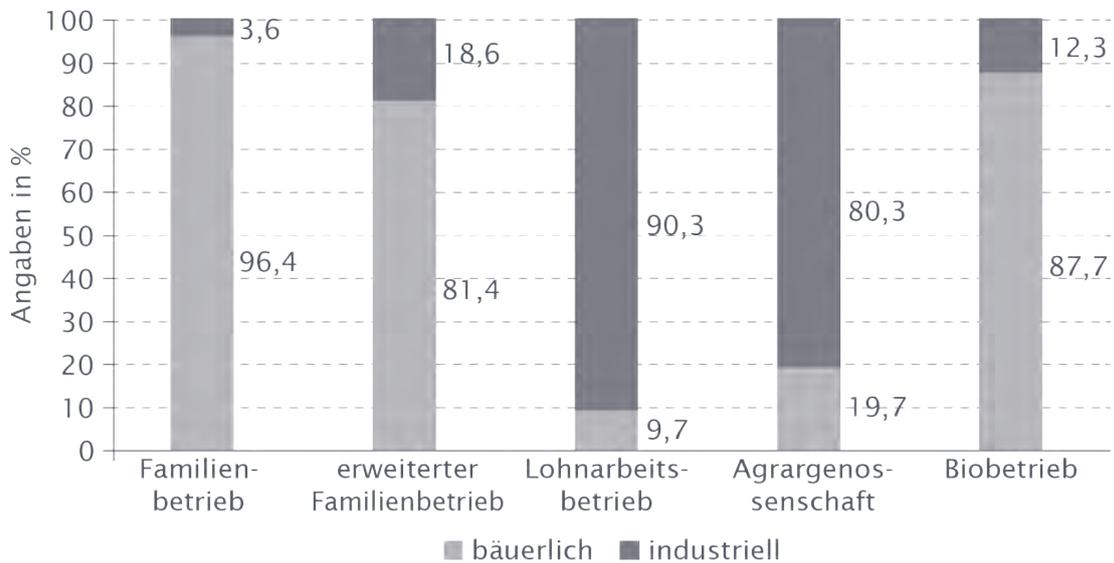
»starker Verdrängungswettbewerb nach dem Motto ›Wachsen oder Weichen‹«, »schnelles Betriebswachstum« sowie »Beteiligung außerlandwirtschaftlicher Investoren am Kapital des Betriebs« gesehen (Theuvsen et al. 2017, S. 82).

Weiterhin wurden die Befragten gebeten, anhand von *Tierbestands- bzw. Betriebsgrößen* zu definieren, ab wann es sich aus ihrer Sicht um industrielle Landwirtschaft handelt. Bei der Schweinemast würden rund 40 % bereits bei weniger als 500 Tieren von industrieller Landwirtschaft sprechen. Weitere 36 % der Bürger ziehen diese Grenze bei Beständen zwischen 500 und 1.000 Tieren (Theuvsen et al. 2017, S. 82). Ein Vergleich dieser Einschätzung mit der realen Schweinehaltung, wo 75 % des Schweinebestands in Deutschland in Betrieben mit mehr als 1.000 Schweinen gehalten werden (Abb. 2.10), bedeutet, dass die große Mehrheit der Schweinemast zur industriellen Landwirtschaft gehören würde.

Bei der Legehennenhaltung klaffen Einschätzung und Realität noch stärker auseinander. Lediglich 20 % der Befragten sehen eine industrielle Landwirtschaft erst bei mehr als 1.000 Legehennen pro Betrieb, während rund 20 % eine solche schon bei weniger als 50 Legehennen annehmen (Theuvsen et al. 2017, S. 83). In Deutschland werden tatsächlich 97,2 % der Legehennen in Betrieben mit mehr als 1.000 Tieren gehalten (Abb. 2.11). Für die Hähnchenmast gehen rund 25 % der Befragten bereits bei einer Bestandsgröße von weniger als 100 Masthühnern von einer industriellen Tierhaltung aus, ebenfalls 25 % sehen dies bei Beständen von mehr als 1.000 Tieren, der Rest der Antworten liegt bei Größenklassen dazwischen. Dies weicht noch gravierender von der tatsächlichen Situation ab, da 99,9 % der Masthühner in Betrieben mit mehr als 1.000 Tieren gehalten werden (Abb. 2.12).

Schließlich sollten die Teilnehmer verschiedene *landwirtschaftliche Betriebsformen* der industriellen oder der bäuerlichen Landwirtschaft zuordnen (Abb. 2.34). Insbesondere der landwirtschaftliche Familienbetrieb, in dem ausschließlich Familienmitglieder arbeiten, wird als bäuerlich geprägt angesehen. Der erweiterte Familienbetrieb, in dem neben Familienmitgliedern auch familienfremde Arbeitskräfte beschäftigt sind, sowie ökologisch wirtschaftende Betriebe grundsätzlich, unabhängig von ihrer Größe, werden ebenfalls von mehr als 80 % der Befragten als bäuerlich eingeschätzt. Lohnarbeitsbetriebe mit angestellter Geschäftsführung und ausschließlich angestellten Mitarbeitern sowie Agrargenossenschaft mit Geschäftsführung und angestellten Mitarbeitern werden dagegen ganz überwiegend als industriell betrachtet (Theuvsen et al. 2017, S. 84).

Abb. 2.34 Einstufung landwirtschaftlicher Betriebsformen als bäuerlich bzw. industriell, Ergebnisse einer Befragung



Quelle: nach Theuvsen et al. 2017, S. 85

#### 2.4.4 Fazit

In gesellschaftlichen und politischen Debatten wird oftmals mit einer Gegenüberstellung von bäuerlicher und industrieller Landwirtschaft argumentiert. Dies ist Ausdruck eines gesellschaftlichen Unbehagens, das sich aus dem landwirtschaftlichen Strukturwandel speist, der mit wachsenden Betriebs- und Bestandsgrößen, einer steigenden Spezialisierung und Intensivierung der Betriebe sowie – namentlich im Bereich der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung – einer zunehmenden räumlichen Konzentration einhergeht. Mit dieser Entwicklung stieg die gesellschaftliche Kritik an den »neuen Produktionsmethoden« in der Landwirtschaft, die im Allgemeinen als eine zunehmende »Industrialisierung« empfunden wird (Theuvsen et al. 2017, S. 85).

Sowohl für bäuerliche als auch für industrielle Landwirtschaft gibt es allerdings kein allgemein geteiltes Verständnis und keine offiziellen Definitionen. In der Regel wird zur Einordnung nicht ein einzelnes Merkmal, wie etwa die Betriebsgröße oder die Rechtsform, herangezogen. Vielmehr werden im gesellschaftlichen Diskurs durchweg mehrere Merkmale aufgeführt, die zur Einordnung dienen sollen.

Bäuerliche Landwirtschaft wird insbesondere durch selbstverantwortliches Arbeiten und Erhalt des landwirtschaftlichen Betriebs über Generationen hinweg, keine kurzfristige Gewinnmaximierung, einen verantwortlichen Umgang mit Natur und Tieren sowie regionale Verankerung charakterisiert. Die heutigen Vorstellungen sind aber nicht mit der bäuerlichen Landwirtschaft der



Vergangenheit gleichzusetzen, vielmehr bestehen deutliche Verknüpfungen zu den Leitbildern Nachhaltigkeit und multifunktionale Landwirtschaft. Der bäuerliche Familienbetrieb, wichtiges Leitbild der deutschen Agrarpolitik, ist kein Begriff des deutschen und europäischen Agrarrechts und am ehesten mit dem Einzelunternehmen gleichzusetzen, wobei aber die Abgrenzung beim Übergang zu landwirtschaftlichen Familienunternehmen schwierig ist.

Industrielle Landwirtschaft wird einerseits an Merkmalen der Produktionsweise wie hoher Spezialisierungsgrad, Verwendung technischer Verfahren, hoher Kapital- und Energieeinsatz sowie standardisierte Massenproduktion festgemacht. Andererseits werden sozioökonomische Faktoren wie außerlandwirtschaftliche und/oder ortsfremde Kapitaleigner, familienfremde Arbeitskräfte und eine rein ökonomische Ausrichtung der Betriebe angeführt. In der öffentlichen Diskussion wird allerdings vor allem die Betriebsgröße als entscheidendes Kennzeichen industrieller Landwirtschaft wahrgenommen.

Die Ergebnisse einer repräsentativen Befragung zeigen, dass insbesondere landwirtschaftliche Familienbetriebe, in denen ausschließlich Familienmitglieder arbeiten, in der Bevölkerung als bäuerlich geprägt angesehen werden, aber mit großer Mehrheit auch erweiterte Familienbetriebe, in denen neben Familienmitgliedern auch familienfremde Arbeitskräfte beschäftigt sind, sowie generell ökologisch wirtschaftende Betriebe. Es wird von vielen Befragten eine Landwirtschaft gewünscht, die aus vielen bäuerlichen Betrieben besteht, wobei mehrheitlich die Abgrenzung zur industriellen Landwirtschaft bei sehr niedrigen Betriebs- und Tierbestandsgrößen gezogen wird. Die landwirtschaftlichen Betriebe haben sich somit im Rahmen des Strukturwandels immer mehr von den Idealvorstellungen relevanter Teile der Bevölkerung entfernt.

---

## 2.5 Wirkungen des Agrarstrukturwandels auf die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft

Nachhaltigkeitssituation und -perspektiven der deutschen Landwirtschaft sind schon vor langer Zeit im Rahmen verschiedener Nachhaltigkeitsstudien diskutiert worden (z. B. BUND/MISEREOR 1996; Coenen/Grunwald 2003; Tappeser et al. 1999; UBA 1997 u. 2002). Es gibt aber keine systematischen Untersuchungen der Wirkungen des Agrarstrukturwandels bzw. der aktuellen Agrarstruktur auf die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft. Deshalb können im Folgenden nur erste Indizien und Ergebnisse aus Einzelbetrachtungen zusammengetragen werden.

Die Analyse orientiert sich an den drei Säulen der Nachhaltigkeit, also ökonomischer, sozialer und ökologischer Nachhaltigkeit. Bei Letzterer werden auch Fragen des Tierwohls behandelt. Der Zusammenhang zwischen dem landwirtschaftlichen Strukturwandel, d. h. Wachstum, Spezialisierung und Intensivierung auf betrieblicher Ebene sowie räumliche Konzentration bestimmter



Produktionsverfahren auf regionaler Ebene, einerseits und der Nachhaltigkeit der Landwirtschaft andererseits wird jeweils im Hinblick auf zwei Aspekte diskutiert:

- › Wie hat sich der Strukturwandel insgesamt über die Zeit ausgewirkt?
- › Welche unterschiedlichen Nachhaltigkeitswirkungen gehen von verschiedenen Betriebstypen und -größen in der Ist-Situation aus?

---

### 2.5.1 Landwirtschaftlicher Strukturwandel und ökonomische Nachhaltigkeit

Ökonomische Nachhaltigkeit adressiert wesentlich die Fähigkeit landwirtschaftlicher Betriebe und des Agrarsektors zur Erhaltung des ökonomischen Kapitals sowie zur Einkommens- bzw. Gewinnerzielung. Charakteristisch für die Landwirtschaft sind stark fluktuierende wirtschaftliche Ergebnisse, die wesentlich durch die witterungsbedingt schwankenden Erträge in der Pflanzenproduktion, die Volatilität der Agrarpreise wie auch der Preise für landwirtschaftliche Betriebsmittel bestimmt werden (Theuvsen et al. 2017, S.91). Deshalb ist die Betrachtung längerfristiger Entwicklungen wichtig.

Die Bruttowertschöpfung der Landwirtschaft ergibt sich aus der Differenz von Produktionswert und sämtlichen Vorleistungen zu jeweiligen Preisen. Aus der Bruttowertschöpfung werden die im Eigenbesitz befindlichen Produktionsfaktoren Boden, Arbeit und Kapital entlohnt, womit die Einkommenssituation des Sektors beschrieben wird. Die Bruttowertschöpfung je Erwerbstätigen in der Landwirtschaft bzw. das Einkommen landwirtschaftlicher Betriebe (Kap. 2.2.2) unterliegt starken jährlichen Schwankungen (DLG 2016, S.29; Theuvsen et al. 2017, S.92). Neben der Rentabilität bzw. Einkommenssituation erweist sich angesichts volatiler Agrar- und Betriebsmittelpreise vor allem die Liquidität landwirtschaftlicher Betriebe mehr und mehr als kritischer Sachverhalt (Frentrup et al. 2010).

#### Strukturwandel und ökonomische Nachhaltigkeit im Zeitverlauf

Eine Analyse für Deutschland anhand von Daten der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung über 50 Jahre von 1960 bis 2010 zeigt, dass sowohl das Realeinkommen je Produkteinheit als auch dasjenige je Nutzflächeneinheit gesunken ist. Darüber hinaus konnten auch die gleichzeitig wirkenden arbeitssparenden Fortschritte und der Strukturwandel, die zur Abwanderung von Arbeitskräften aus dem Agrarsektor führten, nicht verhindern, dass das erwirtschaftete Realeinkommen je Arbeitskraft im Zeitverlauf ebenfalls abnahm (Kuhlmann 2014). Dies ist ein erstes Indiz dafür, dass die ökonomische Nachhaltigkeit der Landwirtschaft seit langer Zeit infrage gestellt ist (Theuvsen et al. 2017, S.93).



Diese Situation wirkt sich darauf aus, inwieweit landwirtschaftliche Betriebe in Deutschland durch ihr Einkommen die Kosten für die externen Faktoren Pacht, Lohnkosten und Fremdkapitalzinsen sowie die betriebseigenen Faktoren Boden, Arbeit und Kapital entlohnen können. Eine Analyse auf Basis der Buchführungsdaten aus dem deutschen Testbetriebsnetz für den Zeitraum von 2004/2005 bis 2013/2014 kommt zu dem Ergebnis, dass 5 bis 7 % der Betriebe keine positiven Einkommen erwirtschaften und rund die Hälfte der Betriebe keine vollständige Entlohnung der Produktionsfaktoren erzielt. Dabei bestehen starke strukturelle und regionale Unterschiede. Nur ein Viertel bis ein Drittel der sonstigen Futterbaubetriebe<sup>17</sup> sind in der Lage, die Faktoren vollständig zu entlohnen. Etwa die Hälfte der Milchviehbetriebe weist eine volle Faktorentlohnung auf. Bei den Ackerbaubetrieben schwankt der Anteil mit voller Faktorentlohnung zwischen 35 % in schlechten und 55 % in guten Jahren. Bei den kleinen Betrieben ist nur etwa ein Drittel, bei den größeren sind etwa zwei Drittel in der Lage, die Faktoren voll zu entlohnen. Ohne die Einkommensstützung durch die Direktzahlungen wären selbst die großen Betriebe in der Regel nicht in der Lage, eine volle Faktorentlohnung zu erzielen (Kleinhanß 2015). Dies hat dazu geführt, dass im Zeitraum von 2002 bis 2013 in der deutschen Landwirtschaft in 10 von 12 Jahren negative Nettoinvestitionen zu beobachten waren, also die Abschreibungen höher als die Bruttoinvestitionen waren. Negative Nettoinvestitionen sind als ein Indikator fehlender Existenz- und Entwicklungsfähigkeit von landwirtschaftlichen Betrieben anzusehen (DLG 2016, S.31 f.). Hierin ist ein zweites Indiz zu sehen, dass trotz des Strukturwandels eine ökonomische Nachhaltigkeit nicht für alle Betriebe gewährleistet ist.

Dennoch konnten die Landwirte in dem Zeitraum von 1960 bis 2010 ein Wachstum ihrer durchschnittlichen Pro-Kopf-Einkommen erreichen, welches mit dem Einkommenswachstum in anderen Bereichen der Volkswirtschaft vergleichbar ist. Dies war allerdings nur durch die im Zeitverlauf ansteigenden Transferzahlungen in den Agrarsektor möglich (Kuhlmann 2014). Da Subventionen für die Landwirtschaft in ihrer Höhe und Ausgestaltung, ihren Verteilungswirkungen und ihrem Beitrag zur Bereitstellung öffentlicher Güter umstritten sind, stellen sie im Hinblick auf ökonomische Nachhaltigkeit eher einen Unsicherheitsfaktor dar.

Schließlich könnten sich langfristig ökologische Nachhaltigkeitswirkungen, etwa der Rückgang der Zahl der Bestäuber, Bodendegradation bzw. -erosion durch intensive Bewirtschaftung, zunehmende Resistenzen bei Schädlingen durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, die Reduktion der Agrobiodiversität oder der Fokus auf wenige Hochleistungsarten, auch auf die ökonomische Nachhaltigkeit der Landwirtschaft auswirken (Theuvsen et al. 2017, S.93). Im Rahmen des Klimawandels wird zukünftig zunehmende Hitze und Trockenheit vor allem die Ertragsbildung bei einigen Ackerkulturen, wie z. B. beim Weizen,

---

17 Sonstige Futterbaubetriebe sind die Futterbaubetriebe ohne Milchviehbetriebe.



beeinträchtigen. Zunehmende Extremwetterlagen, wie z. B. Hagel, Starkniederschläge und Spätfröste, können im Acker- und Sonderkulturanbau hohe Schäden verursachen (Gömann et al. 2015) und somit negativ auf die ökonomische Nachhaltigkeit wirken. Einschränkungen der ökonomischen Nachhaltigkeit durch eine geringere ökologische Nachhaltigkeit sind bisher wenig untersucht.

### **Betriebsstrukturmerkmale und ökonomische Nachhaltigkeit**

Zwischen Betriebsstruktur und ökonomischer Nachhaltigkeit bestehen folgende Zusammenhänge (Theuvsen et al. 2017, S.93 f.):

- › Größere landwirtschaftliche Betriebe sind häufiger als kleinere Betriebe in der Lage, die eigenen Produktionsfaktoren (Boden, Kapital und Arbeit) voll zu entlohnen (Kleinhanß 2015). Größere Betriebe sind daher gemessen an der relativen Faktorentlohnung im Mittel als ökonomisch nachhaltiger zu bezeichnen.
- › Spezialisierte Betriebe erzielen häufig bessere biologische Leistungen (z. B. höhere Tageszunahmen in der Mast, höhere Milchleistung bei Milchkühen, geringere Tierverluste) als Gemischtbetriebe, sind daher finanziell erfolgreicher und im Sinne der Rentabilität (Betriebseinkommen, Gewinnrate) sowie der Möglichkeit, Investitionen zu tätigen, ökonomisch nachhaltiger (Theuvsen/Deimel 2011).
- › Größere landwirtschaftliche Betriebe mit familienfremden Arbeitskräften bzw. in Form des erweiterten Familienbetriebs sind durch höhere fixe Auszahlungen für Entgelte der Mitarbeiter charakterisiert. Diese Betriebe sind gegenüber kleine(re)n Familienbetrieben durch ein höheres Liquiditäts- und damit Insolvenzrisiko gekennzeichnet, vor allem in Zeiten niedriger Agrarpreise, und daher unter diesem Aspekt ökonomisch weniger nachhaltig (Frentrup et al. 2014).
- › Betriebe mit hohem Spezialisierungsgrad sind stärker als diversifizierte Betriebe durch den Eintritt bestimmter Produktions- und Marktrisiken, die ihren dominierenden Betriebszweig betreffen, bedroht. Weil ihnen die Möglichkeit zum internen Risikoausgleich fehlt, sind stark spezialisierte Betriebe durch eine geringere Risikotragfähigkeit und somit geringere ökonomische Nachhaltigkeit gekennzeichnet (Frentrup et al. 2014).
- › Landwirtschaftliche Betriebe mit einer ausgeprägten Strategie des Betriebsgrößenwachstums haben in der Regel kein außerlandwirtschaftliches Einkommen, da alle Familienarbeitskräfte in den Betrieb eingebunden sind. Dadurch fehlt ihnen eine Möglichkeit der Stabilisierung, beispielsweise in Zeiten niedriger Agrarpreise, über die kleinere landwirtschaftliche Betriebe vielfach verfügen (Frentrup et al. 2014). Kleine Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe, die sich außer auf landwirtschaftliche auch auf außerlandwirtschaftliche Einkommensquellen stützen, sind daher als risikotragfähiger



und damit im Sinne der Stabilität und Liquidität als ökonomisch nachhaltiger einzuschätzen.

---

### 2.5.2 Landwirtschaftlicher Strukturwandel und soziale Nachhaltigkeit

Soziale Nachhaltigkeit adressiert die Arbeits- und Lebensbedingungen in der Landwirtschaft sowie die Partizipation gesellschaftlicher Akteursgruppen. Dabei ist zu beachten, dass die Landwirtschaft durch ein Nebeneinander von Familienarbeitskräften und abhängig Beschäftigten (auch von Lohnunternehmen) gekennzeichnet ist (Schaper et al. 2011). Daraus folgt, dass Fragen der sozialen Nachhaltigkeit sowohl mit Blick auf Familienmitglieder als auch familienfremde Arbeitskräfte gestellt werden müssen. In der weiterhin mehrheitlich durch Familienbetriebe geprägten europäischen Landwirtschaft ist die Sicherung der Hofnachfolge als ein besonderer Aspekt der sozialen Nachhaltigkeit zu berücksichtigen (Tietje 2004).

Ein weiteres Merkmal der Landwirtschaft ist, dass personalwirtschaftliche Aufgaben in aller Regel vom Betriebsleiter oder den (wenigen) Führungskräften des Betriebs neben den sonstigen Aufgaben im Tagesgeschäft erledigt werden. Die personalwirtschaftlichen Kompetenzen dieser Aufgabenträger sind häufig nicht sehr entwickelt, da der Stellenwert des Personalmanagements in der landwirtschaftlichen Ausbildung und der Forschungsstand zum landwirtschaftlichen Personalmanagement weiterhin recht begrenzt sind (Henke et al. 2012).

Mit Blick auf die soziale Nachhaltigkeit ist ferner relevant, dass die Landwirtschaft eine typische Niedriglohnbranche ist, die geringere Entgelte als viele andere Branchen in Deutschland zahlt und in erheblichem Maße von der Einführung des Mindestlohns betroffen war (Garming 2016). Gleichzeitig ist die Branche durch überdurchschnittlich lange Arbeitszeiten gekennzeichnet; dies gilt für familienfremde Arbeitskräfte (von Davier 2007), in ganz besonderer Weise aber für Betriebsleiter und deren mitarbeitende Familienangehörige, die oftmals auf Wochenarbeitszeiten von mehr als 60 Stunden kommen (Bronsema et al. 2015; von Davier et al. 2006). Sowohl die niedrigen Entgelte als auch die – speziell während Arbeitsspitzen, etwa während der Zeit der Ernte – langen und vielfach wenig planbaren Arbeitszeiten werden in Erhebungen zur Arbeitszufriedenheit in der Landwirtschaft von den Beschäftigten bemängelt und beeinträchtigen die im Großen und Ganzen hohe Arbeitszufriedenheit in der Landwirtschaft (Näther et al. 2015).

#### Strukturwandel und soziale Nachhaltigkeit im Zeitverlauf

Mit dem landwirtschaftlichen Strukturwandel hat die Landwirtschaft als Arbeitgeber im ländlichen Raum erheblich an Bedeutung verloren. Die Anzahl der



Familienarbeitskräfte in der Landwirtschaft ist von rund 2.475.000 im Jahr 1970 im früheren Bundesgebiet auf nur 421.800 im Jahr 2016 gesunken, in ganz Deutschland betrug die Zahl 449.100 (BMEL 2017a, S. 42). Davon sind lediglich rund 162.000 bzw. 36 % vollbeschäftigte Familienarbeitskräfte. Die Zahl der familienfremden Arbeitskräfte ist dagegen nach einem zwischenzeitlichen Rückgang im letzten Jahrzehnt wieder auf 205.000 Personen, davon 125.000 Vollbeschäftigte, im Jahr 2016 angestiegen (DBV 2017, S.92; Theuvsen et al. 2017, S.97).

Zu vielen Aspekten der sozialen Nachhaltigkeit der Landwirtschaft, etwa der Entwicklung der Arbeitszeiten oder den Weiterbildungsmöglichkeiten, liegen keine systematischen Untersuchungen vor. Insgesamt gibt es aber deutliche Anzeichen dafür, dass sich im Laufe des landwirtschaftlichen Strukturwandels eine starke Zweiteilung der Arbeit herauskristallisiert: auf der einen Seite sehr gut ausgebildete und vergleichsweise gut bezahlte Betriebsleiter sowie andere Fach- und Führungskräfte von Groß- und Wachstumsbetrieben, auf der anderen Seite wenig qualifizierte, auf Mindestlohniveau oder wenig darüber bezahlte, in vielen Fällen nur saisonal beschäftigte Arbeitnehmer (Schröder 2015; Schulte/Theuvsen 2015). Dies stimmt mit der Beobachtung überein, dass seit Jahren der Anteil der Beschäftigten in der Landwirtschaft mit akademischer Ausbildung steigt, gleichzeitig aber erhebliche Teile der Arbeitskräfte über keine Ausbildung verfügen bzw. in der Beschäftigtenstatistik als einfache gewerbliche Arbeiter geführt werden (Theuvsen et al. 2017, S.97; Winge/Wiener 2009).

Im Zuge des landwirtschaftlichen Strukturwandels wird die Entwicklung zu erweiterten Familienbetrieben mit familienfremden Arbeitskräften, Mehrfamilienkooperationen oder auch Großbetrieben mit reiner Lohnarbeitsverfassung in Deutschland weiter voranschreiten, sodass der Bedarf an familienfremden (Fach-)Arbeitskräften steigen wird (Gindele et al. 2016). Die Gewinnung der erforderlichen Mitarbeiter gilt angesichts des zunehmenden Fachkräftemangels und der Nachteile der Landwirtschaft im Wettbewerb um Fachkräfte mehr und mehr als Achillesferse der Landwirtschaft (Heyder et al. 2009; Winge/Wiener 2009; Theuvsen et al. 2017, S.97 f.).

Soziale Nachhaltigkeit spielt eine wichtige Rolle im Konzept der Community Supported Agriculture (CSA) bzw. »solidarischen Landwirtschaft«, die in den letzten Jahren auch in Deutschland an Bedeutung gewonnen hat (Wellner/Theuvsen 2017). Solidarische Landwirtschaft meint einen Zusammenschluss von landwirtschaftlichen Betrieben oder Gärtnereien mit einer Gruppe privater Haushalte, wobei die teilnehmenden Abnehmer auf Grundlage der geschätzten Jahreskosten der landwirtschaftlichen Erzeugung im Voraus einen festgesetzten (meist monatlichen) Betrag an den landwirtschaftlichen Betrieb zahlen und im Gegenzug die gesamte Ernte erhalten (Solawi o.J.). CSA baut somit eine auf Kooperation, Verständnis und Vertrauen basierende Beziehung zwischen den Akteuren regionaler Versorgungsnetzwerke, namentlich Land-



wirten und Verbrauchern, auf (Jarosz 2000; Thorsøe/Kjeldsen 2016). Die soziale Nachhaltigkeit wird in der CSA ferner durch die Vermittlung von Wissen über die Erzeugung und die Zubereitung von Lebensmitteln gestärkt (Andreatta et al. 2008). Trotz einer deutlichen Zunahme im letzten Jahrzehnt stellen die 127 CSA-Betriebe in Deutschland (Stand: Frühjahr 2017) immer noch eine völlige Ausnahme dar (Wellner/Theuvsen 2017). Sie sind meist in der Nähe von Groß- und Universitätsstädten gelegen und werden überwiegend von überdurchschnittlich gutverdienenden, akademisch gebildeten Personen getragen (Theuvsen et al. 2017, S.96).

### **Betriebsstrukturmerkmale und soziale Nachhaltigkeit**

Zum Zusammenhang zwischen sich im Strukturwandel ändernden Betriebsmerkmalen (Betriebs- und Bestandsgrößen, Spezialisierungsgrad, Produktionsintensität) und der sozialen Nachhaltigkeit liegen nur punktuell Forschungsergebnisse vor. So gibt es bislang beispielsweise keine systematischen Studien zum Einfluss der Betriebsgröße auf das Entlohnungsniveau, die Länge der Arbeitszeiten oder die Möglichkeiten zur Aus- und Weiterbildung in der Landwirtschaft. Bekannt sind folgende Zusammenhänge (Theuvsen et al. 2017, S.98 f.):

- > Größere Betriebe haben eher die Möglichkeit, flexible(re) und damit für die Mitarbeiter attraktivere Arbeitszeitmodelle zu realisieren, etwa in Form rotierender Melkschichten.
- > Größere landwirtschaftliche Betriebe sind eher als kleine Betriebe in der Lage, arbeitssparende, aber kapitalintensive Technologien einzusetzen. Der Kapitaleinsatz je Erwerbstätigen in der Landwirtschaft ist hoch (Kap. 2.1) und wird weiter zunehmen (Nieberg/Forstner 2013). Aktuelle Entwicklungen im Bereich des Smart Farming verstärken dies noch (Janze et al. 2018; Paustian/Theuvsen 2016). Diese Entwicklung bedeutet einerseits den weiteren Verlust von Arbeitsplätzen in der Landwirtschaft, schafft angesichts eines zunehmenden Fachkräftemangels aber auch die Möglichkeit, Arbeit durch Kapital zu substituieren. Mit Blick auf die soziale Nachhaltigkeit ist diese Entwicklung daher durchaus ambivalent zu bewerten.
- > Betriebliches Wachstum erlaubt häufig die Ausnutzung von Rationalisierungseffekten und durch die Einstellung von familienfremden Arbeitskräften die Entlastung von Familienarbeitskräften. Untersuchungen beispielsweise bei süddeutschen Milcherzeugern haben gezeigt, dass mit wachsender Betriebsgröße die Familienarbeitskräfte zunehmend die Möglichkeit haben, Urlaub zu nehmen und arbeitsfreie Wochenenden zu realisieren (Schmitt/Hoffmann 1997). Arbeitsentlastungen werden auch in Ackerbaukooperationen als Vorteil des Betriebsgrößenwachstums genannt (Mann/Muñoz 2001).



## 2 Strukturwandel und Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft

- › Einkommensstarke sowie effizient organisierte, mit arbeitssparender Technik ausgestattete Betriebe werden eher im Haupterwerb weitergeführt als kleinere, arbeitswirtschaftlich ungünstiger aufgestellte Betriebe (Weiß 2010). Eine gewisse Mindestgröße des Betriebs und der durch die Betriebsgröße begünstigte Einsatz arbeitssparender Technik sind daher förderlich für eine erfolgreiche Hofnachfolge.
- › Neue Formen der lokalen Vermarktung und der Kooperation mit Verbrauchern, wie beispielsweise die solidarische Landwirtschaft, können wiederum vor allem von kleineren Betrieben umgesetzt werden.

---

### 2.5.3 Landwirtschaftlicher Strukturwandel und ökologische Nachhaltigkeit

Ökologische Nachhaltigkeit adressiert die Beanspruchung von Umweltgütern bzw. die umweltrelevanten Auswirkungen der Landbewirtschaftung. Wie im Folgenden gezeigt wird, haben die Intensivierung der Produktion, die anhaltende Spezialisierung der Betriebe auf wenige Produkte bzw. Produktgruppen sowie die zunehmende Entkopplung von Ackerbau und Viehhaltung auf einzelbetrieblicher und regionaler Ebene zu ökologischen Nachhaltigkeitsproblemen geführt. In den folgenden Abschnitten werden die Aspekte Ressourceneinsatz, Klimawirkungen, Pflanzenschutzintensität, Biodiversität und Bodenschutz sowie Fragen des Tierwohls behandelt.

---

#### Landwirtschaftlicher Strukturwandel und Ressourceneinsatz

Wichtige Kenngrößen für den Ressourceneinsatz der Landwirtschaft sind der Energieverbrauch sowie der Einsatz von Stickstoff, Phosphor und Kali in der Düngung. Auf die Landwirtschaft entfielen 2016 lediglich 1,1 % der gesamten Energieverwendung in Deutschland (nach Produktionsbereichen; Destatis 2018b, S. 14). Eine Analyse für die Schweiz zeigt, dass der direkte Energieverbrauch, d.h. der Einsatz von Treib-, Energie- und Schmierstoffen, nur 30 % des Gesamtenergieverbrauchs der Landwirtschaft darstellt. Auf den indirekten Energieverbrauch durch Maschinen und Gebäude, Mineraldünger und Pflanzenschutzmittel sowie importierte Futtermittel entfallen dagegen 70 % (Latsch/Anken 2015).

Der Inlandsabsatz von Stickstoffdüngern lag im Wirtschaftsjahr 2017/2018 bei 1,5 Mio. t N, der von Kalidüngern bei 0,4 Mio. t K<sub>2</sub>O und der von Phosphordüngern bei 0,2 Mio. t P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (Destatis 2018c). Außerdem wurden im Jahr 2015 201,4 Mio. m<sup>3</sup> flüssiger Wirtschaftsdünger, 19,7 Mio. t Festmist sowie 1,7 Mio. t feste Biogasgärreste in der deutschen Landwirtschaft eingesetzt (BMEL 2017a, S. 59). Dies entspricht einem Nährstoffgehalt von etwa 1,3 Mio. t Stickstoff und 0,66 Mio. t Phosphor (Theuvsen et al. 2017, S. 102).



### **Strukturwandel und Ressourceneinsatz**

Die Steigerung der Flächen- und Arbeitsproduktivität durch technische Entwicklungen und der Strukturwandel sind eng miteinander verbunden (Kap. 2.1). Die zunehmende Intensität der landwirtschaftlichen Produktion hat in den letzten Jahrzehnten zu einem erheblich höheren Ressourceneinsatz, vor allem bei Pflanzenschutz- und mineralischen Düngemitteln sowie Treibstoffen, geführt. So stieg der Einsatz von mineralischen Stickstoffdüngern von 41,8 kg N/ha LF im Wirtschaftsjahr 1960/1961 kontinuierlich auf den Spitzenwert von 133,9 kg N/ha LF im Wirtschaftsjahr 1987/1988 und nahm dann wieder ab auf 103 kg/ha LF im Jahr 2014 (Bührer 2001; Destatis 2017e, S. 13). Der deutliche Rückgang des Stickstoffüberschusses Anfang der 1990er Jahre resultierte aus einem reduzierten Düngemiteleinsatz und abnehmenden Tierbeständen in den neuen Bundesländern. Während sich seit 1993 die Stickstoffzufuhr mit etwa 190 kg/ha und Jahr insgesamt wenig veränderte, stieg die Stickstoffabfuhr durch die erhöhte Erzeugung pflanzlicher und tierischer Produkte seit 1993 um rund 50 % von knapp 70 kg auf etwa 100 kg/ha und Jahr an (UBA 2018, S. 63).

Der steigende Ressourceneinsatz hat maßgeblich dazu beigetragen, dass beispielsweise der Durchschnittsertrag von Weizen von knapp 30 dt/ha im Jahr 1962 auf mehr als 70 dt/ha im Jahr 2006 mehr als verdoppelt werden konnte (Christen 2008) und die Ressource Boden entsprechend effektiver genutzt wird. Gleichzeitig ist diese Entwicklung bedenklich, weil dafür in großem Umfang endliche Ressourcen, insbesondere fossile Energieträger und Phosphatlagerstätten, genutzt wurden. Die zunehmende Intensität der landwirtschaftlichen Produktion durch den vermehrten Einsatz von Düngemitteln führt zudem zu negativen Umwelteffekten in Bezug auf die Wasser- und Luftbelastung in einigen Regionen. In Regionen mit hohen Viehdichten und damit einem hohen Anfall an Wirtschaftsdünger sind besonders hohe Nährstoffüberschüsse mit negativen Folgen beispielsweise für die chemische Qualität der Grundwasserkörper zu beobachten (Taube et al. 2013). Die zunehmende räumliche Konzentration der landwirtschaftlichen Nutztierhaltung hat dieses Problem sukzessive verstärkt. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln wiederum gilt als wesentlicher Grund für die Abnahme der Biodiversität auf landwirtschaftlichen Flächen (Fürste et al. 2017, nach Theuvsen et al. 2017, S. 103).

### **Betriebsstrukturmerkmale und Ressourceneinsatz**

Der Zusammenhang zwischen Betriebsgröße und Ressourceneinsatz wird unterschiedlich eingeschätzt:

- › Eine ältere Untersuchung auf der Basis von Betriebsleiterbefragungen kommt zu dem Ergebnis, dass kein eindeutiger Zusammenhang zwischen



Betriebsgröße und Stickstoffsaldo<sup>18</sup> besteht, sondern regionale Unterschiede wie Bodeneigenschaften, Anbauverhältnisse und Tierbestandsgrößen prägend für Unterschiede in den Stickstoffsalden sind (Nieberg/von Münchhausen 1996). Die nahezu identische durchschnittliche Betriebsgröße der intensiver wirtschaftenden konventionellen Betriebe und der extensiver wirtschaftenden ökologischen Betriebe (Kap. 2.2.1 u. 2.2.4) wird als weiteres Argument angeführt, dass nicht die Größe landwirtschaftlicher Betriebe, sondern die Intensität der Bewirtschaftung entscheidend ist (Theuvsen et al. 2017, S. 103).

- › Eine Auswertung landwirtschaftlicher Buchführungsergebnisse für das Wirtschaftsjahr 2011/2012 zeigt, dass die Aufwendungen für Düngemittel und der Viehbesatz pro Fläche von kleinen zu großen Haupterwerbsbetrieben deutlich ansteigt (Poppinga/Jostes 2014). In einer älteren Studie auf der Basis von Befragungen wurde ebenfalls eine höhere Stickstoffdüngung mit zunehmender Höhe des Standardbetriebseinkommens festgestellt. Gleichzeitig wurden erhebliche Unterschiede zwischen verschiedenen Produktionsausrichtungen der Betriebe gefunden (Bendixen et al. 1984).

---

### Landwirtschaftlicher Strukturwandel und Klimawirkungen

Im Jahr 2016 stammten 7,2 % der gesamten Treibhausgasemissionen Deutschlands bzw. 65,2 Mio. t CO<sub>2eq</sub> aus der Landwirtschaft. Die wichtigsten landwirtschaftlichen Emissionsquellen sind die Viehhaltung sowie die landwirtschaftlichen Böden infolge der organischen und mineralischen Stickstoffdüngung. Dabei betrug der Anteil des Lachgases (N<sub>2</sub>O) aus Böden (inklusive N<sub>2</sub>O infolge der Ausbringung von Gärresten aus Energiepflanzenvergärung) an den THG-Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft in CO<sub>2eq</sub> 40,5 %, während der Anteil von Methan (CH<sub>4</sub>) aus der tierischen Verdauung bei 37,5 % lag. Die restlichen 22,0 % entfielen auf Wirtschaftsdüngermanagement (15,2 %), Vergärung von Energiepflanzen (2,5 %: CH<sub>4</sub> + N<sub>2</sub>O aus Fermenter und Gärrestlager) sowie Kalkung und Harnstoffdüngung (CO<sub>2</sub>, zusammen 4,3 %). 59 % der gesamten Methanemissionen und 80 % der Lachgasemissionen in Deutschland stammen aus der Landwirtschaft (Haenel et al. 2018, S. 7 f.; UBA 2018, S. 34 ff.).

Weitere landwirtschaftliche Treibhausgasemissionen fallen unter die Kategorie Landnutzungsänderungen. In der THG-Berichterstattung nach den Vorgaben der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen (United Nations Framework Convention on Climate Change [UNFCCC]), die eine international anerkannte und vereinheitlichte Datengrundlage über THG-Emissionen darstellt, werden in einer gesonderten Gruppe »Landnutzung, Landnutzungsänderungen und Forstwirtschaft« (Land Use, Land Use Change and Forestry

---

18 Differenz zwischen N-Zufuhr durch Handels- und Wirtschaftsdüngern und N-Abfuhr durch Ernteprodukte.



[LULUCF]) erfasst. Dies umfasst insbesondere CO<sub>2</sub>-Emissionen aus dem Auf- und Abbau von Kohlenstoffspeichern in den Ökosystemen. Die THG-Emissionen durch LULUCF in Deutschland betragen für Ackerland und Grünland 37,6 Mio. t CO<sub>2eq</sub> im Jahr 2014 und kommen zu den zuvor genannten landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen hinzu (WBA 2016, S. 11, 18). Diese Emissionen sind vor allem durch die landwirtschaftliche Nutzung von Moorflächen, die Umwandlung von Grünland in Ackerland (die in den letzten 2 Jahrzehnten umfangreich erfolgte und erst kürzlich zum Stillstand gekommen ist) und den industriellen Torfabbau bedingt. Im Jahr 2014 machten die landwirtschaftlichen Emissionen inklusive LULUCF 11,5% der gesamten deutschen THG-Emissionen aus (WBA 2016, S. 20). Dabei ist zu beachten, dass die Erfassung der Emissionen von Methan und Lachgas aus der Landwirtschaft sowie der natürlichen Kohlenstoffspeicher im Boden und ihrer Veränderung im Zeitverlauf nicht in einer dem Energiesektor vergleichbaren Exaktheit möglich ist (WBA 2016, S. 18).

Die bei der Herstellung, Vermarktung und Zubereitung der 2006 in Deutschland verzehrten (oder weggeworfenen) Lebensmittel, also über die gesamte Lebensmittelkette von der Landwirtschaft bis zu den Haushalten anfallenden Treibhausgasemissionen entsprachen größenordnungsmäßig einem Viertel der gesamten THG-Emissionen in Deutschland (WBA 2016, S. 1).

### **Strukturwandel und Klimawirkungen**

Der Strukturwandel war auf der betrieblichen Ebene lange Zeit mit einer zunehmenden Intensivierung der Produktion verbunden. Durch intensiven und auf zunehmende Produktivität ausgelegten Ackerbau nahmen deshalb die Emissionen aus landwirtschaftlich genutzten Böden aufgrund intensiverer Düngung zu. Seit rund 20 Jahren stagniert der Betriebsmitteleinsatz. Der leichte Rückgang der Klimagasemissionen und des Stickstoffüberschusses (UBA 2018, S. 63; Wissenschaftlicher Beiräte 2016, S. 19) sind ein Indiz, dass sich gleichzeitig die Ressourceneffizienz etwas erhöht hat. Untersuchungen für die britische Landwirtschaft zeigen, dass im Ackerbau über alle wichtigen Kulturen hinweg rund 43% der Emissionen auf den Düngemiteleinsatz, 7% auf den Gebrauch von Pflanzenschutzmitteln, 14% auf Lagerung, Trocknung und Kühlung, 11% auf den Maschineneinsatz und 26% auf die Feldbearbeitung (bzw. den damit verbundenen Dieserverbrauch) zurückzuführen sind (Pelletier et al. 2011; Theuvsen et al. 2017, S. 100 f.).

Von 1990 bis 2013 sind die Treibhausgasemissionen der deutschen Landwirtschaft um 19,3% zurückgegangen; die Abnahme war damit geringer als der nationale Gesamtrückgang von 23,8% im gleichen Zeitraum. Außerdem resultierte die Abnahme der Emissionen aus der Landwirtschaft vor allem zu Beginn der 1990er Jahre insbesondere durch die Reduzierung der Viehbestände in den



neuen Bundesländern (WBA 2016, S. 16). Dadurch hat sich der Anteil des Lachgases aus Böden an den gesamten landwirtschaftlichen Emissionen erhöht und der Anteil von Methan aus der tierischen Verdauung verringert (Haenel et al. 2018, S.7).

### **Betriebsstrukturmerkmale und Klimawirkungen**

Folgende Zusammenhänge zwischen Agrarstruktur und Klimawirkungen können benannt werden (Theuvsen et al. 2017, S. 101):

- › Die THG-Emissionen landwirtschaftlicher Betriebe werden wesentlich durch Standort, Betriebsausrichtung und Intensität der Produktion bestimmt. Kein eindeutiger Zusammenhang besteht dagegen zwischen den Betriebs- und Bestandsgrößen landwirtschaftlicher Betriebe und der Menge an produzierten Treibhausgasen, bezogen auf die Mengeneinheiten der Erzeugnisse (z. B. je kg Milch).
- › Durch Leistungssteigerungen in der Tierhaltung nehmen die Emissionen pro Tier aufgrund des steigenden Futtereinsatzes und Wirtschaftsdüngeranfalls je Tier zu. Dadurch wird die emissionsmindernde Wirkung sinkender Tierzahlen bei den Rindern und der Vergärung von Wirtschaftsdünger zum Teil durch beständige Leistungssteigerungen kompensiert (Haenel et al. 2018, S. 10).
- › Bezogen auf die Produkteinheit führt allerdings die steigende Milchleistung zu einem Rückgang der Emissionen je kg Milch, da der Erhaltungsenergiebedarf einer Milchkuh (etwa 40 % ihres Gesamtenergiebedarfs) unabhängig von der Milchleistung ist und sich bei steigender Milchleistung auf eine größere Produktmenge verteilt. Ein ähnliches Bild ergibt sich bei den leistungsbezogenen Treibhausgasemissionen aus der Mastschweinehaltung (Haenel et al. 2018, S. 10).
- › Die Gesamtemissionen aus der Tierhaltung nehmen durch die Leistungssteigerungen zu, während die produktbezogenen Emissionen abnehmen (Haenel et al. 2018, S. 16).

---

### **Landwirtschaftlicher Strukturwandel und Pflanzenschutzintensität**

Im Jahr 2016 waren 753 Pflanzenschutzmittel unter 1.465 Handelsnamen zugelassen. Die Zahl der eingesetzten Wirkstoffe betrug insgesamt 270. Die Gruppe der Herbizide machte mit 46,6 % den größten Anteil an den abgegebenen Pflanzenschutzmitteln aus. Nach Berechnungen des Umweltbundesamts ergab sich für die deutsche Landwirtschaft im Jahr 2015 ein durchschnittlicher jährlicher Einsatz von 8,8 kg Pflanzenschutzmitteln bzw. 2,8 kg Wirkstoff je ha Anbaufläche (Ackerland und Dauerkulturen). Die ausgebrachten Mengen variierten



jedoch nach Art des Anbaus und der Fruchtfolge sowie den standörtlichen Bedingungen zum Teil erheblich (UBA 2020).

### **Strukturwandel und Pflanzenschutzintensität**

Der Absatz von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland lag zwischen 1995 und 2005 bei etwa 30.000 t Wirkstoff, seit 2006 zwischen 30.000 und 35.000 t Wirkstoff (ohne die im Vorratsschutz eingesetzten inerten Gase) (UBA 2018, S. 54). Durch die Intensivierung der Bewirtschaftung hat sich die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Deutschland erheblich verändert. Der Einsatz hochwirksamer Breitbandherbizide und -insektizide führte in vielen Fällen nicht nur zur gewollten Minimierung der sogenannten Unkräuter und Schadinsekten, sondern auch dazu, dass sich die Ackerbegleitflora verringerte und vielen Vogel-, Säugetier- und anderen Tierarten der Agrarlandschaft die Nahrungsgrundlage entzogen wurde (Fürste et al. 2017; Thies et al. 2010; UBA 2020). Auch der Rückgang der Insektenzahlen, der teilweise mit bis zu 80 % seit Anfang der 1980er Jahre angegeben wird, wird mit dem für die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion charakteristischen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in Verbindung gebracht (Beckmann et al. 2019; EEA 2020; Müller et al. 2017; WBBGR 2018). Die Datenlage zum Ausmaß des Rückgangs, differenziert nach unterschiedlichen Regionen, sowie zu den ursächlichen Einflussfaktoren der Entwicklung von Insektenpopulationen ist begrenzt, dürfte aber durch laufende und zukünftige Erhebungen verbessert werden. Schließlich können unerwünschte Nebenwirkungen des Pflanzenschutzmitteleinsatzes auch auf den behandelten landwirtschaftlichen Flächen selbst auftreten, etwa indem die Bodenfruchtbarkeit durch Schädigung wichtiger Bodenorganismen beeinträchtigt wird (Theuvsen et al. 2017, S. 106; UBA 2020).

### **Betriebsstrukturmerkmale und Pflanzenschutzintensität**

Zum Zusammenhang zwischen Betriebsstruktur und Pflanzenschutzintensität liegen folgende Informationen vor (Theuvsen et al. 2017, S. 107):

- > Auswertungen des seit 2007 bestehenden Netzes Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz, das Bestandteil des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) ist, kommen zu dem Ergebnis, dass der Behandlungsindex als Indikator für die Intensität der Pflanzenschutzmittelanwendungen bei Winterweizen und Wintergerste keinen Zusammenhang mit der *Schlaggröße*, bei Winterraps hingegen einen signifikant positiven Zusammenhang aufweist (d. h. ein Anstieg mit der Größe). Zwischen der *Betriebsgröße* und dem Behandlungsindex konnten für Winterweizen ein negativer, bei Winterraps ein positiver Zusammenhang identifiziert werden (Dachbrodt-Saaydeh et al. 2018, S. 62).



## 2 Strukturwandel und Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft

- › Empirische Untersuchungen zum Pflanzenschutzmitteleinsatz zeigen, dass diversifizierte Fruchtfolgen zu geringeren Aufwandsmengen führen, kleinere Betriebe allerdings nicht per se weitere Fruchtfolgen als Großbetriebe aufweisen (Schulte 2017).
- › Stark rationalisierte Großbetriebe mit geringem Arbeitskräftebesatz sind vielfach durch die intensive Anwendung von Pflanzenschutzmitteln gekennzeichnet (Schulte 2017).
- › Betriebe mit konservierender, pflugloser Bodenbearbeitung sind häufig durch eine höhere Intensität des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln, insbesondere von Totalherbiziden wie Glyphosat, charakterisiert (Andert et al. 2016; Schulte 2017). Die Akzeptanz der konservierenden Bodenbearbeitung steigt mit zunehmender Betriebsgröße (Destatis 2017h).

---

### Landwirtschaftlicher Strukturwandel und Biodiversität

Biodiversität umfasst die Vielfalt innerhalb der Arten (genetische Vielfalt), zwischen den Arten (Artenvielfalt) sowie die Vielfalt der Ökosysteme. Eine Vielzahl von Entwicklungen trägt zur Biodiversitätsreduktion bei. Die negativen Beziehungen zwischen landwirtschaftlicher Intensivierung und Biodiversität sind ein wesentlicher Teil dieser Wirkungszusammenhänge (Benton et al. 2003; Fürste et al. 2017; McLaughlin/Mineau 1995; Robinson/Sutherland 2002; Stoate et al. 2001). Vor allem eine großflächig betriebene Landwirtschaft sowie intensiver Ackerbau und Grünlandbewirtschaftung, die auf eine hohe Produktivität ausgelegt sind, wirken sich nachteilig auf den Natur- und Artenschutz aus und führen nachweislich zu einer Verringerung der Biodiversität (Theuvsen et al. 2017, S. 104).

### Strukturwandel und Biodiversität

Die Artenvielfalt in der Agrarlandschaft ist seit Jahren rückläufig (BfN 2017). Mit zunehmender Technisierung der Landwirtschaft vergrößerten sich im Zeitverlauf die Ackerschläge<sup>19</sup>. Flurgehölze, natürliche Landschaftselemente wie Hecken oder Blühstreifen, Weiher und Ackerrandstreifen wurden dabei vielfach entfernt und sind heute insbesondere in den ackerbaulichen Gunstregionen und den Regionen der intensiven Tierhaltung nur selten anzutreffen. Zwischen 2009 und 2015 ging der Anteil der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert kontinuierlich von 13,1 % auf 11,4 % zurück (UBA 2018, S. 50). Eine hohe Flächenproduktivität, die u. a. durch den zunehmenden Einsatz von Pflanzenschutzmitteln erzielt wird, führt zu Biodiversitätsverlusten durch direkte toxische Wirkungen auf Ziel- und Nichtzielorganismen sowie durch indirekte

---

<sup>19</sup> Als Ackerschlag (oder auch Feld) wird eine zusammenhängende Anbaufläche bezeichnet, auf der eine Kulturart (ggf. auch ein Kulturartengemisch) angebaut wird.



Effekte, wie etwa die Zerstörung der Nahrungsgrundlagen, z. B. von Vögeln (Theuvsen et al. 2017, S. 104 f.).

Die seit 2015 bestehenden Greeningauflagen bei den flächengebundenen Direktzahlungen werden als weitgehend wirkungslos eingeschätzt. Als Ursachen werden zum einen die vielen Ausnahmeregelungen, zum anderen die wenig ambitionierte Ausgestaltung des Greenings gesehen. Die Regelungen zur Anbaudiversifizierung wirken in der Praxis kaum beschränkend. Auf den ökologischen Vorrangflächen werden in erster Linie Maßnahmen durchgeführt, die einen vergleichsweise geringen Beitrag zur Erhaltung der Biodiversität leisten bzw. bereits vorher durchgeführt wurden und wie im Fall des Zwischenfruchtanbaus zur guten landwirtschaftlichen Praxis gehören (WBA 2018, S. 39).

Die zunehmende Intensität der landwirtschaftlichen Produktion hat darüber hinaus zu einer Fokussierung der Züchtung auf wenige landwirtschaftliche Nutztierassen und pflanzenbauliche Arten geführt. Das führte im Zeitverlauf zu einer Verringerung der Agrobiodiversität, d. h. einer geringeren Vielfalt an landwirtschaftlichen Nutztierassen und Pflanzenarten. Bei Gemüse z. B. kommen im Wesentlichen nur noch neue Hybridsorten auf den Markt, während die Auswahl an samenfesten Sorten<sup>20</sup> beständig abnimmt (Stadtlander 2005).

### **Betriebsstrukturmerkmale und Biodiversität**

Bei wachsenden landwirtschaftlichen Betrieben kommt es häufig zu Flächenzusammenlegungen. Dabei wird Zahl der Flurgehölze und natürlichen Landschaftselemente zumeist reduziert, um die größeren Flächen effizienter bewirtschaften zu können (Theuvsen et al. 2017, S. 105).

Die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion mit ihren negativen Auswirkungen auf die Biodiversität hat in Betrieben unterschiedlicher Betriebsgröße und Rechtsform stattgefunden. Die ähnliche durchschnittliche Betriebsgröße und Verteilung nach Betriebsgrößenklassen (Kap. 2.2.1 u. 2.2.4) konventioneller Betriebe mit tendenziell geringerer Biodiversität und ökologischer Betriebe mit höherer Biodiversität wird als Indiz angeführt, dass kein enger Zusammenhang zwischen Betriebsgröße und Biodiversität besteht (Theuvsen et al. 2017, S. 105). Ein Zusammenhang wird für Klein- und Nebenerwerbsbetriebe gesehen, die sich häufig in kleinflächigen und für die Produktion ungünstigen Lagen wie den Mittelgebirgen befinden, wo sie wesentlich zur Erhaltung und Pflege der Kulturlandschaft beitragen (Inhetveen/Fink-Keßler 2007).

---

20 Als samenfest wird eine Pflanzensorte bezeichnet, wenn aus ihrem Saatgut Pflanzen wachsen, die dieselben Eigenschaften und dieselbe Gestalt haben wie deren Elternpflanzen. Dies bedeutet, dass es sich um eine zum Nachbau geeignete Sorte handelt und die Saatgutgewinnung durch Landwirte im eigenen Betrieb erfolgen kann.



---

### Landwirtschaftlicher Strukturwandel und Bodenschutz

Der Boden stellt nicht nur den wichtigsten Produktionsfaktor landwirtschaftlicher Betriebe dar, sondern erfüllt darüber hinaus eine Vielzahl weiterer Funktionen. Dazu gehört die Fixierung von Kohlenstoff und die Aufbereitung und Speicherung von Wasser. Eine nachhaltige Nutzung landwirtschaftlicher Böden erfordert, dass die Bodenverdichtung und die Bodenerosion ein tragbares Maß nicht überschreiten und der Humusgehalt des Bodens bewahrt wird (Theuvsen et al. 2017, S. 108).

#### Strukturwandel und Bodenschutz

Die sich durch den Strukturwandel ändernde Wirtschaftsweise landwirtschaftlicher Betriebe hat einen unmittelbaren Einfluss auf die ökologische Nachhaltigkeit im Sinne des Bodenschutzes (Theuvsen et al. 2017, S. 108 f.):

- › Der Anstieg der durchschnittlichen Betriebsgrößen sowie die wachsende Schlagkraft moderner Landtechnik haben Anreize für Flächenzusammenlegungen und die Beseitigung erosionsmindernder Landschaftselemente geschaffen. In der Folge sind 14 % der Ackerfläche in Deutschland stark erosionsgefährdet, auf weiteren 36 % besteht eine mittlere bis geringe Erosionsgefahr durch Wasser (Bezugsjahr 2007) (UBA 2018, S. 99).
- › Größere Betriebe und Schläge haben zum Einsatz schwererer Landmaschinen geführt. Bewirtschaftungsbedingte Verdichtungen des Bodens sollen auf etwa 10 bis 20 % der Ackerfläche vorliegen (UBA 2018, S. 97).
- › Hochspezialisierte Ackerbauregionen, wie beispielsweise das östliche Niedersachsen, Mecklenburg-Vorpommern oder Sachsen-Anhalt, weisen eine sehr geringe Dichte an viehhaltenden Betrieben auf, sodass in diesen Regionen vermehrt auf mineralische Dünger zurückgegriffen wird. Der fehlende Einsatz von organischen Düngern kann sich negativ auf die Humusbilanz des Bodens auswirken. Gleichzeitig besteht weniger Bedarf an Stroh, sodass dieses nach der Ernte auf dem Feld verbleiben kann, was wiederum einen positiven Effekt auf den Humussaldo hat.

#### Betriebsstrukturmerkmale und Bodenschutz

Folgende Zusammenhänge zwischen Betriebsgröße und Bodenschutz sind bekannt (Theuvsen et al. 2017, S. 109):

- › Die Bodenstabilität ist bei einer konservierenden Bodenbearbeitung besser als beim Einsatz eines Pfluges, da Bodentiere und Wurzeln ein stabiles Gefüge schaffen und eine Pflugsohlenverdichtung vermieden wird. Eine bodenschonende Bewirtschaftung wirkt darüber hinaus der Erosion entgegen. Die Akzeptanz solcher Verfahren steigt mit zunehmender Betriebsgröße.



- Allerdings ist die Voraussetzung dafür vielerorts der Einsatz von Totalherbiziden.
- › Bei wachsenden landwirtschaftlichen Betrieben kommt es häufig zu Flächenzusammenlegungen. Größere Flächeneinheiten sind eher erosionsgefährdet als kleinere, sofern keine Schutzmaßnahmen getroffen werden (Mal et al. 2015).
  - › Die zunehmende Maschinengröße auf großen, spezialisierten Ackerbaubetrieben schafft einerseits einen Anreiz, Flächen zusammenzulegen und erosionsmindernde Landschaftselemente zu beseitigen. Andererseits erlaubt es moderne Technik, den von den Maschinen ausgeübten Bodendruck zu mindern und dank Arbeitsbreitenvergrößerung die Häufigkeit der Überfahrten zu reduzieren.

---

### Landwirtschaftlicher Strukturwandel und Tierwohl

Der Begriff Tierwohl wird in der wissenschaftlichen Literatur in unterschiedlicher Weise definiert. Der Biological-Functioning-Ansatz (Ansatz der biologischen Tierfunktionen) unterstellt, dass sich ein Tier wohlfühlt, solange biologische Funktionen und Prozesse ohne Einschränkungen ablaufen. Die Kategorien Tiergesundheit und Leistung stehen bei diesem Ansatz im Mittelpunkt. Das Hauptaugenmerk des Natural-Living-Ansatzes (Ansatz der natürlichen Lebensweise) ist dagegen auf ein möglichst natürliches Haltungssystem gerichtet, welches den Tieren erlaubt, ihre angeborenen Verhaltensweisen auszuleben. Der Affective-States-Ansatz (Ansatz des Gefühlszustands) geht bei der Bewertung von Tierwohl auf die Empfindungen der Tiere ein mit dem Ziel, die positiven Gefühle der Tiere zu maximieren, Leid und Schmerzen dagegen zu minimieren. Mittlerweile hat es sich durchgesetzt, diese Sichtweisen zum Welfare-Quality-Ansatz zu kombinieren und Tierwohl ganzheitlich unter den Aspekten Haltungssystem, Management, Tiergesundheit und Tierverhalten zu betrachten (Heise/Theuvsen 2015). Die aktuelle Struktur tierhaltender Betriebe sowie gängige Haltungssysteme und Produktionspraktiken werden sowohl gesellschaftlich als auch vonseiten der Wissenschaft vermehrt kritisiert. So attestiert der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik beim BMEL der Nutztierhaltung in Deutschland »erhebliche Defizite vor allem im Bereich Tierschutz, aber auch im Umweltschutz« (WBA 2015, nach Theuvsen et al. 2017, S. 109 f.).<sup>21</sup>

---

21 Eine Erhöhung von Tierschutzstandards verursacht erhebliche Umsetzungskosten auf der Produzentenseite, was eine nationale Vorgehensweise angesichts des europäischen Agrarinnenmarktes und der niedrigen EU-Mindeststandards schwierig macht, da ggf. eine Abwanderung der Tierproduktion in Länder mit geringeren Tierschutzstandards droht, was wiederum die Tierschutzziele konterkarieren würde (WBA 2015, S. ii u. 247).



### Strukturwandel und Tierwohl

Folgende Zusammenhänge zwischen dem Strukturwandel im Zeitverlauf und dem Tierwohl sind belegt (Theuvsen et al. 2017, S. 110 f.):

- › Durch den landwirtschaftlichen Strukturwandel ist es zu einer zunehmenden räumlichen Konzentration der Nutztierhaltung gekommen. Haltungssysteme mit Auslauf sind u. a. in den Intensivregionen der Nutztierhaltung schon seit Längerem praktisch nicht mehr genehmigungsfähig, da ein Stall mit Auslauf als besonderes emissionstechnisches Element gilt und die zulässigen Emissionswerte in der Regel in Intensivregionen ausgereizt sind (Hahne et al. 2003). Zudem wird bei vielen der heute üblichen Haltungssysteme für Nutztiere aus Gründen der Arbeitswirtschaftlichkeit und der Seuchenprophylaxe auf Auslauf im Freien verzichtet (Benninger/Sundrum 2006; Berk et al. 2006). Im Sinne des Natural-Living-Ansatzes ist dies kritisch zu bewerten. In der Milchviehhaltung ist gleichzeitig die problematische Anbindehaltung in einem erheblichen Umfang durch die tierfreundlichere Laufstallhaltung ersetzt worden (Bergschmidt et al. 2018).
- › Die landwirtschaftliche Nutztierhaltung ist erheblich intensiviert worden. So hat z. B. der Grad der Automatisierung in den Ställen deutlich zugenommen. Automatische Fütterungssysteme vor allem in der Schweine- und Geflügelhaltung sind seit vielen Jahren eine Selbstverständlichkeit. Im Bereich der Milchviehhaltung findet der Einsatz von Melkrobotern seit einiger Zeit zunehmende Verbreitung. Eine reizarme Haltungsumwelt ist eine Folge dieser Entwicklung (De Jonge/Van Truijp 2013); aus Sicht des Natural-Living-Ansatzes ist dies kritisch zu bewerten.
- › Die moderne Intensivtierhaltung erfordert häufig nichtkurative Eingriffe am Tier wie Schwänzekürzen oder Schnäbelkupieren, um Schwanzbeißen oder Federpicken entgegenzuwirken. Unter den gegebenen Haltungsbedingungen erweist sich ein Verzicht auf diese Eingriffe oft als schwierig (Blaha et al. 2014).
- › Die gestiegene Intensität der Produktionsverfahren hat eine einseitige Zucht auf Leistungsmerkmale, etwa die Milch-, die Fleisch- oder die Legeleistung, begünstigt, deren Ergebnisse in der öffentlichen Diskussion mit Begriffen wie »Qualzucht«, »Wegwerfkuh« oder »Turbomast« in Verbindung gebracht werden. Auch die als zu kurz wahrgenommene Mast- bzw. Nutzungsdauer der Tiere sowie das Töten männlicher Küken, das eine Folge der Fokussierung auf die Legeleistung der weiblichen Tiere ist, werden kritisiert (Busse 2015; Hörning 2013; Miele et al. 2011).



### Betriebsstrukturmerkmale und Tierwohl

Folgende Zusammenhänge zwischen Betriebs- bzw. Bestandsgröße und Tierwohl sind bekannt (Theuvsen et al. 2017, S. 111 f.):

- › Die zunehmenden Tierzahlen pro Betrieb begünstigen eine geringere emotionale Bindung der Tierhalter und des tierbetreuenden Personals an das Einzeltier (Te Velde et al. 2002).
- › Die Wahrscheinlichkeit für Weidegang nimmt mit wachsender Betriebsgröße von Milchviehbetrieben deutlich ab. Gleiches gilt für die Freilandhaltung von Legehennen (WBA 2015, S. 114).
- › Neuere Untersuchungen deuten darauf hin, dass Betriebsleiter größerer landwirtschaftlicher Betriebe der Teilnahme an Programmen, die höhere Tierwohlstandards umsetzen, offener gegenüberstehen als Betriebsleiter kleinerer Betriebe. Für die höhere Teilnahmemotivation größerer Betriebe ist insbesondere deren größere Flächenausstattung<sup>22</sup> von Bedeutung (Heise/Theuvsen 2017).
- › Wissenschaftliche Untersuchungen haben bislang keinen eindeutigen Zusammenhang zwischen Betriebs- bzw. Bestandsgröße und dem Tierwohlniveau gefunden (Busch 2016; Meyer-Hamme 2016; Verkerk/Hemsworth 2010; WBA 2015, S. 112). Allerdings gilt »die wissenschaftliche Auseinandersetzung mit der möglichen kausalen Beziehung zwischen Tierschutz und Bestandsgröße als ausgesprochen dürftig, und zwar sowohl auf theoretischer wie auf empirischer Ebene« (WBA 2015, S. 110). Trotz der eingeschränkten Datenlage kommt der Wissenschaftliche Beirat Agrarpolitik zu dem Ergebnis, dass die Bestandsgröße als Einflussgröße auf das Tierwohl in der Öffentlichkeit überschätzt wird (WBA 2015, S. 114).

---

#### 2.5.4 Fazit

Zunächst ist auf die grundsätzliche Schwierigkeit hinzuweisen, dass technische Entwicklungen und die durch sie bewirkte Intensivierung und Spezialisierung der Agrarproduktion (mit steigender Flächen- und Arbeitsproduktivität) einerseits und der landwirtschaftliche Strukturwandel andererseits sich gegenseitig bedingen (Kap. 2.1). In der Folge bleibt interpretationsfähig, ob der Agrarstrukturwandel eine Ursache oder ein Teil der Nachhaltigkeitsprobleme der Landwirtschaft ist. Weiterhin ergibt sich für den Zusammenhang zwischen dem

---

22 Dies gilt für Tierwohlmaßnahmen, die explizit Auslauf für die Tiere fordern, wofür eine entsprechende Betriebsfläche benötigt wird. Außerdem wurde bei der »Initiative Tierwohl« festgestellt, dass der Durchschnitt der teilnehmenden Betriebe größer ist als der Gesamtdurchschnitt bei den schweinehaltenden Betrieben. Größere Betriebe halten die Tiere eher in Großbuchten und können dadurch ein größeres Platzangebot kostensparender umsetzen als kleine Betriebe, die in Kleingruppen arbeiten.



landwirtschaftlichen Strukturwandel und der ökonomischen, der sozialen sowie der ökologischen Nachhaltigkeit ein gemischtes Bild.

Der Strukturwandel ist ein Zeichen dafür, dass die Landwirtschaft insgesamt durch einen Mangel an *ökonomischer Nachhaltigkeit* gekennzeichnet ist; andernfalls würden nicht fortgesetzt so viele Betriebe unfreiwillig aus der Produktion ausscheiden. Hinsichtlich der Bedeutung der Betriebsmerkmale zeigt sich, dass größere, spezialisierte Betriebe einerseits Vorteile im Hinblick auf die Rentabilität, die erzielbaren Einkommen und die Sicherung der Hofnachfolge aufweisen. Andererseits fehlen ihnen der interne Risikoausgleich sowie die stabilisierende Wirkung außerlandwirtschaftlicher Einkommen, die für Gemischt- und Nebenerwerbsbetriebe kennzeichnend sind. Zudem sind größere Betriebe aufgrund fixer Auszahlungen für den Kapitaldienst und familienfremde Arbeitskräfte durch ein höheres Insolvenzrisiko charakterisiert (Theuvsen et al. 2017, S. 113 f.).

Unter dem Aspekt der *sozialen Nachhaltigkeit* ist festzuhalten, dass die Landwirtschaft im Zeitverlauf durch sehr starke Arbeitsplatzverluste gekennzeichnet ist. Ferner ist zunehmend eine Zweiteilung in sehr gut ausgebildete Betriebsleiter sowie andere Fach- und Führungskräfte einerseits sowie wenig qualifizierte und entsprechend gering entlohnte familienfremde Arbeitskräfte andererseits festzustellen. Größere Betriebe haben unter sozialen Aspekten insofern Vorteile, als sie häufiger eine erfolgreiche Hofnachfolge realisieren, durch Einsatz familienfremder Arbeitskräfte die Familienarbeitskräfte entlasten und attraktivere Arbeitszeitmodelle sowie mehr Weiterbildungsmöglichkeiten anbieten können (Theuvsen et al. 2017, S. 114).

Die *ökologische Nachhaltigkeit* hat im Zeitverlauf unter der fortgesetzten Intensivierung und Spezialisierung der landwirtschaftlichen Produktion gelitten. Eine intensivere Bewirtschaftung geht mit einem umfangreicheren Ressourceneinsatz und einer höheren Pflanzenschutzintensität einher. Gleichzeitig nimmt die Biodiversität ab, steigt die Abhängigkeit von Eiweißfuttermittelimporten und setzen sich intensivere Formen der Nutztierhaltung ohne Auslauf und unter Einsatz züchterisch sehr einseitig auf hohe Legeleistung, Milchleistung oder Gewichtszunahmen ausgerichteter Nutztierassen durch. Die Betriebsgröße hat dabei nur punktuell Einfluss auf die ökologische Nachhaltigkeit, namentlich in der Form, dass stark rationalisierte Großbetriebe oftmals mehr Pflanzenschutzmittel einsetzen, eher Flächen zusammenlegen und erosionsmindernde und die Biodiversität fördernde Landschaftselemente beseitigen sowie eine geringere emotionale Bindung der Beschäftigten an die gehaltenen Nutztiere begünstigen. Mittlerweile ist aber eine Trendumkehr zu beobachten. Unabhängig von den Betriebsgrößen haben Landwirtschaftsbetriebe die Notwendigkeit erkannt haben, Landschaftselemente, wie z. B. Blühstreifen, zu integrieren. Insgesamt ist daher die Frage der Betriebsgröße unter dem Aspekt der ökologischen Nachhaltigkeit deutlich weniger relevant als die Frage der Intensität der Produktion (Theuvsen et al. 2017, S. 114).

---

### 3 Nachhaltigkeitsbewertung vom landwirtschaftlichen Betrieb bis zum Agrarsektor – Stand und Perspektiven

Mit der Einbindung landwirtschaftlicher Systeme in globale Wirtschafts- und Stoffkreisläufe und der verstärkten Forderung nach Berücksichtigung ökologischer und gesellschaftlicher Belange, wie effiziente Ressourcennutzung, Reduktion von Treibhausgasen und tierverträgliche Produktion, ist der Bedarf an Ansätzen und Methoden zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme gestiegen. Der Nachweis der Nachhaltigkeit für einzelne landwirtschaftliche Betriebe, Unternehmen entlang vor- und nachgelagerter Wertschöpfungsketten und den gesamten Agrarsektor stellt eine wichtige Grundlage für fundierte politische Entscheidungsfindung dar und wird immer mehr auch zu einem Wettbewerbsfaktor (Christinck et al. 2017, S. 32).

Eine Inventarisierung von Bewertungstools für nachhaltige Landwirtschaft im Rahmen des internationalen Forschungsnetzwerks TempAg hat ergeben, dass weltweit rund 170 Rahmenkonzepte, Bewertungssysteme und Tools für nachhaltige Landnutzung, Agrarökosysteme und ländliche Räume existieren (Wustenberghs et al. 2015, S. 2 f.). Bei 53 dieser Tools handelt es sich um integrierte Bewertungssysteme, die mindestens drei Nachhaltigkeitsdimensionen abdecken und sich direkt auf die Landwirtschaft beziehen oder anwenden lassen. Die mit den verschiedenen Ansätzen verfolgten Ziele sind sehr heterogen und reichen von der wissenschaftlichen Beobachtung spezifischer Nachhaltigkeitswirkungen über die Managementberatung und Zertifizierung landwirtschaftlicher Betriebe bis hin zur Politikberatung und -evaluierung (Christinck et al. 2017, S. 31).

Im Allgemeinen wird unterschieden zwischen Instrumenten, die primär der Beratung dienen, und solchen, bei denen die Bewertung im Vordergrund steht. Bei der Beratung liegt der Fokus auf dem individuellen Betrieb oder einzelnen Prozessen entlang der Wertschöpfungskette, der Identifikation von Optimierungspotenzialen und der Beobachtung der Situation im zeitlichen Verlauf. Dafür können Indikatorsysteme eingesetzt werden, die auch Vergleiche zwischen Betrieben ermöglichen. Bei der Bewertung hingegen geht es darum, inwieweit ein Betrieb eine festgelegte Zielvorgabe erfüllt. Dafür wird der Ist- mit einem Soll-Zustand verglichen. Übergeordnetes Ziel kann eine Zertifizierung sein oder die Etablierung eines bestimmten Standards entlang einer Wertschöpfungskette, der den Marktzugang oder eine Marktdifferenzierung erleichtert (Christinck et al. 2017, S. 32 f.). Die intendierte Zielsetzung, aber auch die definierten Systemgrenzen und das zugrundeliegende Nachhaltigkeitsverständnis sind zentrale Einflussfaktoren, die die Ausgestaltung von Bewertungssystemen maßgeblich prägen und zu einer Vielfalt von Ansätzen geführt haben.



In diesem Kapitel werden zunächst die unterschiedlichen Verständnisse von Nachhaltigkeit und nachhaltiger Entwicklung in ihrer zeitlichen Entwicklung dargestellt (Kap. 3.1). Auf dieser Basis werden ausgewählte Bewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe (Kap. 3.2), für landwirtschaftliche Wertschöpfungsketten (Kap. 3.3) und den Agrarsektor insgesamt (Kap. 3.4) vorgestellt. Jedes der Kapitel beinhaltet einen Vergleich der Systeme hinsichtlich Gemeinsamkeiten und Unterschieden sowie einen Ausblick auf Möglichkeiten der Vereinheitlichung und Weiterentwicklung. Abschließend werden im Kapitel 3.5 Möglichkeiten für die Verknüpfung der drei Ebenen Einzelbetrieb, Wertschöpfungskette und Agrarsektor diskutiert.

---

## 3.1 Definitionen und Verständnisse von Nachhaltigkeit und nachhaltiger Entwicklung

Bis heute existiert keine einheitliche oder international verbindliche Definition des Begriffs Nachhaltigkeit. Mit den Sustainable Development Goals (SDGs) der UN sind zwar allgemein anerkannte Ziele zur Erreichung einer nachhaltigen Entwicklung festgelegt worden. Im wissenschaftlichen, politischen und gesellschaftlichen Diskurs herrscht jedoch weiterhin ein breites Spektrum an Nachhaltigkeitsverständnissen vor. Es wird davon ausgegangen, dass die Ursprünge des Konzepts sehr weit zurückliegen und viele indigene Kulturen nach dem Prinzip der Vorsorge für zukünftige Generationen gelebt haben. Auch Philosophen wie Plato empfahlen die Orientierung an den natürlichen Grenzen, um negative Effekte menschlichen Handelns zu vermeiden.

Im deutschsprachigen Raum wird häufig der sächsische Oberberghauptmann Hans Carl von Carlowitz als Urvater des Nachhaltigkeitsgedankens angesehen. Dieser hat in seinem Werk »Sylvicultura oeconomica« von 1731 vor dem Hintergrund einer Holzversorgungskrise im 18. Jahrhundert Leitlinien für eine nachhaltige Waldbewirtschaftung aufgestellt. Um die Rohstoffverfügbarkeit auf längere Zeit zu sichern, sollte nur so viel Holz entnommen werden, wie in einer bestimmten Zeit nachwachsen kann. Dieses Prinzip verbreitete sich rasch in damaligen Fachkreisen und bildet eine wichtige Grundlage moderner Forstwirtschaft (Christinck et al. 2017, S. 16). Als weiterer Vordenker gilt der englische Ökonom Thomas Malthus, der sich in seinem »Essay on the principle of population as it affects the future improvement of society« von 1798 mit dem Verhältnis zwischen Bevölkerungswachstum auf der einen Seite und Ressourcenverbrauch, Nahrungsmittelangebot sowie Wirtschaftswachstum auf der anderen Seite auseinandergesetzt hat. Seine Überlegungen bildeten die Basis für spätere Arbeiten zu Wachstumsgrenzen und zur Tragfähigkeit des Planeten, wie sie beispielsweise im Bericht des Club of Rome mit dem Titel »The Limits to Growth« von Meadows et al. von 1972 zu finden sind. Mithilfe von Computersimulationen wurden hier Bevölkerungswachstum und Konsum im Verhältnis



zu Ressourcenverbrauch und Umweltverschmutzung untersucht. Daraus resultierten Prognosen über das Ende der Verfügbarkeit wichtiger Ressourcen (Meadows et al. 1972, S. 45 ff.). Durch diesen Bericht wurde auf breiter Basis ein Bewusstsein dafür geschaffen, dass zukünftiges wirtschaftliches Wachstum nur aufrechterhalten werden kann, wenn der dafür benötigte Ressourcenverbrauch stark zurückgeht.

Für den Begriff der nachhaltigen Entwicklung prägend war der »Brundtland-Bericht« von 1983, der von der Kommission für Umwelt und Entwicklung (World Commission on Environment and Development [WCED]) der Vereinten Nationen unter dem Vorsitz der ehemaligen norwegischen Staatspräsidentin Gro Harlem Brundtland vorgelegt wurde. Als nachhaltig wurde darin eine Entwicklung definiert, die den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen, zu gefährden (WCED 1987, S. 16). Diese Definition legte den Fokus auf Gerechtigkeitsfragen innerhalb und zwischen Generationen (intra- und intergenerationelle Gerechtigkeit). Im Brundtland-Bericht machte die Kommission deutlich, dass ökologische Grenzen für wirtschaftliches Wachstum existieren und es gemeinsamer Anstrengungen bedarf, um globalen Herausforderungen wie Ernährungssicherung und Erhalt der Biodiversität zu begegnen. Auch wurde auf den Zusammenhang zwischen Armut und Umweltzerstörung hingewiesen und die Notwendigkeit formuliert, Ungleichheit zu bekämpfen und Wohlstand gleichmäßiger zu verteilen.

Das Konzept der nachhaltigen Entwicklung unterscheidet sich sehr deutlich von der frühen Verwendung des Begriffs der Nachhaltigkeit in der Forstwirtschaft. Während es bei Letzterem um einen Ansatz zur langfristigen Ertragsoptimierung geht, beschreibt der Brundtland-Bericht ein multidimensionales Verständnis, in dem ökologische, ökonomische und soziale Aspekte enthalten sind. Insofern gilt der Bericht zusammen mit dem Bericht des Club of Rome als Meilenstein in der Entwicklung des modernen Nachhaltigkeitsverständnisses (Christinck et al. 2017, S. 19).

Die Überlegungen zu nachhaltiger Entwicklung wurden im Rahmen verschiedener politischer Verständigungsprozesse wie der Rio-Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung (UNCED) im Jahre 1992 und ihrer Nachfolgekonferenzen präzisiert und in Prinzipien und Entwicklungsziele überführt. Im Jahr 2000 wurde die »Millenniumserklärung« der Vereinten Nationen für die Periode 2000 bis 2015 mit acht Millenniumsentwicklungszielen (Millennium Development Goals) zur Verbesserung der Situation in Entwicklungsländern verabschiedet. Für die Periode 2015 bis 2030 wurden diese Ziele erweitert und zur »Agenda 2030« der Vereinten Nationen weiterentwickelt, die 17 Ziele für eine nachhaltige Entwicklung, die SDGs, mit Gültigkeit für Industrie- und Entwicklungsländer formuliert. Für alle Ziele wurden Zielgrößen und Indikatoren angegeben (Kap. 3.4).



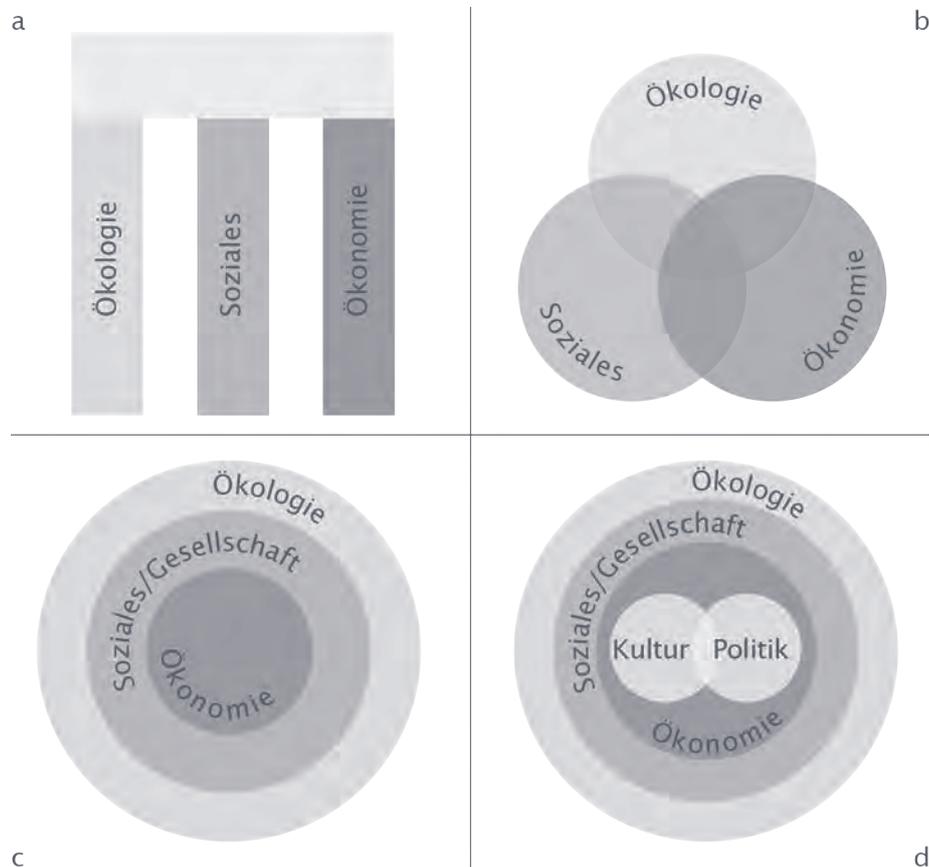
Trotz der erreichten Verständigung wird das Konzept der Nachhaltigkeit bzw. der nachhaltigen Entwicklung weiter diskutiert. Dies betrifft z. B. die Unschärfe des Begriffs, das fehlende Wissen über die Bedürfnisse zukünftiger Generationen, die wachstumsorientierte und anthropozentrische Ausrichtung des Konzepts oder die als unzureichend empfundene kritische Analyse der Ursachen von Ungleichheit und Nachhaltigkeitsdefiziten (Christinck et al. 2017, S. 23 f. u. 28 f.). Breiter Konsens herrscht dagegen hinsichtlich der Berücksichtigung der drei Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales (Christinck et al. 2017, S. 24). Von einigen Akteuren werden weitere Dimensionen gefordert, z. B. eine Governancedimension mit Blick auf die Umsetzung von Nachhaltigkeitszielen und die Schaffung geeigneter Institutionen und Verfahren hierfür (SFS 2014) sowie eine kulturelle Dimension (Parodi/Tamm 2018; SEKEM 2017), die die Veränderung von menschlichem Bewusstsein und Wertvorstellungen anvisiert und Aspekte wie Bildung, Forschung und Spiritualität umfasst.

Als kennzeichnend für die Nachhaltigkeitsdebatte in den letzten 15 Jahren wird die Frage nach der Integration der verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen angesehen (Christinck et al. 2017, S. 26). Verbreitet wurden und werden die Nachhaltigkeitsdimensionen in Form des Drei-Säulen-Modells dargestellt, in dem Ökologie, Ökonomie und Soziales als drei nebeneinanderstehende Bereiche betrachtet werden. Da man jedoch weiß, dass zwischen diesen Bereichen zahlreiche Wechselwirkungen herrschen und keine Trennung möglich ist, haben integrierende Modelle an Bedeutung gewonnen. Diese deuten Ökonomie als einen Teil der sozialen Struktur einer Gesellschaft, die wiederum selbst eingebettet ist in die Natur, mit der sie in Beziehung steht. Abbildung 3.1 stellt verschiedene, in der Diskussion befindliche Nachhaltigkeitsmodelle vor. Die Darstellung zeigt das Drei-Säulen-Modell und mehrere Varianten, die die drei Dimensionen in ihrer Verbundenheit betrachten – entweder teilweise integriert mit Schnittstellen oder vollständig integriert als ineinander eingebettete Systeme. Weiterhin kontrovers diskutiert wird die Frage, ob alle Dimensionen gleich wichtig sind oder ob die ökologische Dimension aufgrund der limitierten Substituierbarkeit von Natur durch technische Artefakte als Grundlage für wirtschaftliche Entwicklung und soziale Gerechtigkeit angesehen und stärker gewichtet werden sollte (Ross 2009). Auch der Umgang mit bestehenden Zielkonflikten zwischen den einzelnen Dimensionen der Nachhaltigkeit ist eine unge löste Grundfrage (Dusseldorp 2017).

Die aktuelle Nachhaltigkeitsdebatte ist durch Fragen zur Umsetzung der SDGs geprägt, z. B. bezogen auf die Zielgenauigkeit von Indikatoren oder neue Datenerfordernisse. Darüber hinaus gibt es Bestrebungen, die anthropozentrische Sicht, die die Befriedigung menschlicher Bedürfnisse in den Mittelpunkt stellt, zu einer umfassenderen »lebenszentrierten« Perspektive weiterzuentwickeln, die die Bedürfnisse aller Lebensformen berücksichtigt.



Abb. 3.1 Verschiedene Nachhaltigkeitsmodelle mit unterschiedlichem Grad an Integration der Nachhaltigkeitsdimensionen



- a Säulenmodell
- b teilweise integriertes Modell
- c vollständig integriertes Modell
- d vollständig integriertes Modell mit weiteren Dimensionen

Quelle: nach Christinck et al. 2017, S. 27

Ein Beispiel hierfür ist die auf globaler Ebene agierende Erdcharta-Bewegung, die sich der Sorge für die Gemeinschaft des Lebens widmet und die Debatte um ethische und ästhetische Aspekte sowie die Vermittlung von Werten erweitert, die nachhaltige Entwicklung fördern sollen (Christinck et al. 2017, S.30). Die wachsende Bedeutung des Tierwohls kann in diese Entwicklung hin zu einer lebenszentrierten Sichtweise eingeordnet werden. Tierwohl wird in Bewertungsansätzen häufig der ökologischen, teilweise auch der sozialen Dimension zugerechnet. Tatsächlich geht es dabei aber um ethische Fragen, für die es in den meisten Systemen keine eigenständige Dimension gibt.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass der Nachhaltigkeitsbegriff eine umfassende Erweiterung seiner Bedeutung erfahren hat und heute ein multidimensionales Konzept darstellt, das mindestens eine ökologische, soziale



und ökonomische Dimension und zum Teil weitere Dimensionen umfasst. Bestehende Kritik, offene Handlungsfelder und Initiativen zur Weiterentwicklung zeigen, dass es sich um ein offenes Konzept handelt und der Begriff keine endgültig festgeschriebene Bedeutung besitzt. Es ist davon auszugehen, dass fortwährende Debatten und unterschiedliche Verständnisse auch in Zukunft zu neuen Ausrichtungen und Umdeutungen des Konzepts führen werden. Dementsprechend kann auch die Beschäftigung mit Ansätzen zur Nachhaltigkeitsbewertung in der Landwirtschaft nur eine Momentaufnahme sein. Die dynamische Entwicklung des Nachhaltigkeitsfeldes bietet insgesamt aber günstige Rahmenbedingungen für die Umsetzung neuer Ideen zur Nachhaltigkeitsbewertung der Landwirtschaft, wie Bestrebungen zur Vereinheitlichung von Bewertungssystemen oder die Einführung neuer Dimensionen.

---

## 3.2 Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe

Mit der Etablierung und Konkretisierung der Begriffe Nachhaltigkeit und nachhaltige Entwicklung auf internationaler Ebene sowie der Integration in europäische und nationale Politiken ging die Entwicklung von Instrumenten einher, mit denen die Nachhaltigkeit verschiedener Wirtschaftsbereiche, darunter auch die landwirtschaftliche Produktion, beschrieben und bewertet werden kann. Diese sind hierarchisch aufgebaut und basieren auf strukturierten Listen von Nachhaltigkeitsdimensionen (auch Prinzipien genannt), Themenfeldern (auch Kategorien genannt), Kriterien (auch Unterthemen genannt) sowie Indikatoren (auch Parameter oder Prüfgrößen genannt), was der Übersetzung der angestrebten Nachhaltigkeitsziele in Zielwerte entspricht (Christinck et al. 2017, S. 30 f.).

Betriebsbewertungssysteme zur Nachhaltigkeitsanalyse sind Systeme (häufig softwarebasiert), die mithilfe eines umfassenden Spektrums anerkannter und quantifizierbarer Nachhaltigkeitsindikatoren in systematischer Weise eine Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe ermöglichen (Christinck et al. 2017, S. 40).

Daneben existiert eine Reihe weiterer Produkte bzw. Methoden, die landwirtschaftliche Betriebe bei der Umsetzung ihrer Ziele unterstützen. Beispiele sind Qualitätssicherungs- und Zertifizierungssysteme (z. B. GLOBAL GAP, QS Qualität und Sicherheit), Umweltmanagementsysteme (z. B. REPRO, EMAS, Ökobilanzen nach ISO 14040 und 14044) sowie Simulations- und Optimierungsmodelle (z. B. RAUMIS, CAPRI, ProLand) (Christinck et al. 2017, S. 40). Diese prüfen teilweise auch einzelne Nachhaltigkeitsaspekte, erfassen jedoch nicht systematisch alle Dimensionen von Nachhaltigkeit.

Im Folgenden werden ausgewählte Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe vorgestellt, die in Deutschland angeboten werden



und das Spektrum verfügbarer Ansätze aufzeigen. Die zuvor genannten Einzelanwendungen, die Nachhaltigkeitsaspekte nur punktuell aufgreifen, fließen in die weitere Betrachtung nicht mit ein.

---

### 3.2.1 Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems

Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems (SAFA) ist ein Nachhaltigkeitsbewertungsansatz für Agrar- und Lebensmittelsysteme, der zwischen 2009 und 2012 unter Beteiligung von Experten und Stakeholdern maßgeblich durch die Food and Agriculture Organization (FAO 2014) der UN entwickelt wurde. Die internationalen SAFA-Leitlinien haben die Zielsetzung, einen globalen Rahmen mit einer einheitlichen Hierarchie und Terminologie (Dimension, Thema, Unterthema, Indikator) bereitzustellen, um vergleichbare, transparente und standardisierte Nachhaltigkeitsbewertungen im Bereich des Agrar- und Lebensmittelsektors vornehmen zu können (Christinck et al. 2017, S. 41).

Zentrale Komponente bilden die SAFA-Leitlinien, die durch einen Katalog mit SAFA-Indikatoren, das SAFA-Tool zur individuellen Anwendung und die SAFA-Smallholder-App ergänzt werden. Ziel ist es, die Leitlinien und darüber hinausgehende Materialien durch einen fortlaufenden Dialog der Beteiligten weiterzuentwickeln. Inzwischen liegt die dritte, überarbeitete Fassung der Leitlinien vor (FAO 2014). Das System umfasst vier Nachhaltigkeitsdimensionen: ökologische Integrität, soziales Wohlergehen, ökonomische Resilienz und gute Unternehmensführung (Good Governance). Diesen 4 Dimensionen sind 21 Themenfelder zugeordnet (Tab. 3.1), wiederum unterteilt in insgesamt 58 Kriterien, die anhand von 116 Indikatoren weiter spezifiziert werden (FAO 2013, S. 76 ff.).

Die ökologische Dimension umfasst Kriterien wie Bodenqualität, Tiergesundheit, Wasserqualität, Material- und Energieverbrauch, Treibhausgasemissionen, Artenvielfalt, genetische Vielfalt und Produktionsintensität. Die soziale Dimension enthält z. B. die Kriterien Lebensqualität, verantwortungsvoller Einkauf, Kinder- und Zwangsarbeit, Versammlungs- und Verhandlungsfreiheit, Gleichberechtigung und Arbeitssicherheit. Die ökonomische Dimension umfasst Kriterien wie Investitionen, Liquidität, Absatzstabilität, regionale Beschaffung sowie Lebensmittelsicherheit und -qualität. Die Governancedimension wird abgebildet über Kriterien wie Unternehmensleitlinien, Sorgfaltspflicht, ganzheitliche Audits, Problemlösungsmechanismen, Rechtsmäßigkeit, Prävention und Nachhaltigkeitsplanung (FAO 2013, S. 77).



Tab. 3.1 Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder der SAFA-Leitlinien

Ökologie	Soziales	Ökonomie	Governance
Atmosphäre	angemessener Lebensunterhalt	Investitionen	Unternehmensethik
Wasser	faire Handelspraktiken	Vulnerabilität	Rechenschaft
Boden	Arbeitsrechte	Produktsicherheit und -qualität	Partizipation
Biodiversität	Gleichberechtigung	lokale Ökonomie	Rechtsstaatlichkeit
Material und Energie	menschliche Gesundheit und Sicherheit		ganzheitliches Management
Tierwohl	kulturelle Vielfalt		

Eigene Zusammenstellung nach FAO 2013, S. 3 ff.

Das SAFA-Tool ist eine Software, um ein für den jeweiligen Kontext angepasstes Bewertungssystem basierend auf den SAFA-Leitlinien zu entwerfen. Der Prozess umfasst vier Schritte: Kartierung, Kontextualisierung, Indikatorenfestlegung und Berichterstattung (FAO 2013, S. 23 ff.). Der erste Schritt dient dazu, den Bewertungsgegenstand zu charakterisieren und die Systemgrenzen festzulegen. Im zweiten Schritt werden die relevanten Kriterien entsprechend der Systembeschreibung ausgewählt. Der dritte Schritt widmet sich der Indikatorenauswahl und Datenerfassung. Im vierten Schritt kann die Gestaltung der Berichterstattung getestet werden, beispielsweise in Form eines Nachhaltigkeitspolygons (Spinnennetzdiagramm, Abb. 3.2) oder mittels Listen (Christinck et al. 2017, S. 41).

Der Aufwand zur Entwicklung eines eigenen Bewertungssystems auf der Basis der SAFA-Leitlinien ist hoch. Mit der SMART-Methode (FAO 2013, S. 11 f.) liegt eine kommerzielle Umsetzung vor. Daneben wird von der FAO eine Smallholder-App angeboten. Dies ist ein einfach strukturiertes Programm für Smartphones, das die Anwendung auf kleinbäuerlichen Betrieben in Entwicklungsländern ermöglicht (Christinck et al. 2017, S. 42).

Das Spektrum der Anwendbarkeit ist bei den SAFA-Leitlinien potenziell sehr breit, da der Ansatz auf alle Arten von landwirtschaftlichen und nachgelagerten Unternehmen anwendbar ist. Bislang liegen keine Daten über die Nutzung vor, da das System vergleichsweise neu ist und über die Webseite der FAO zur freien Verfügung steht (Christinck et al. 2017, S. 42).

### 3.2.2 Response-Inducing Sustainability Evaluation

Bei Response-Inducing Sustainability Evaluation (RISE) handelt es sich um ein im Jahr 2000 durch die Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissen-



schaften (HAFL) in der Schweiz entwickeltes System zur einzelbetrieblichen Nachhaltigkeitsbewertung. Ziel ist es, in einem expertengestützten Prozess Verbesserungspotenziale in Betrieben zu identifizieren. RISE behandelt die 3 Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie und umfasst in der aktuell gültigen Version 3.0 9 Themenfelder, denen 42 Indikatoren zugeordnet sind. Der Schwerpunkt liegt bei der ökologischen Dimension, die durch sechs Themenfelder abgedeckt wird, während die soziale Dimension ein und die ökonomische Dimension zwei Themenfelder umfasst (Tab. 3.2). In der ökologischen Dimension enthalten sind Kriterien wie Bodenmanagement und Humus, Lebensbedingungen der Tiere, Materialflüsse, Boden- und Gewässerbelastung und Biodiversitätsmanagement. In der sozialen Dimension spielen Beruf und Ausbildung, Finanzsituation, soziale Beziehungen und Gesundheit eine Rolle. Für die ökonomische Dimension von Bedeutung sind Kriterien wie Liquidität, Rentabilität, Verschuldung und Risikomanagement (Grenz 2017, S.9).

Tab. 3.2 Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder von RISE

Ökologie	Soziales	Ökonomie
Bodennutzung	Lebensqualität	Wirtschaftlichkeit
Tierhaltung		Betriebsführung
Betriebsmittel und Umweltschutz		
Wassernutzung		
Energie und Klima		
Biodiversität und Pflanzenschutz		

Eigene Zusammenstellung nach Grenz 2017, S.9

Die Zielwerte werden zum Großteil auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse (z. B. Ergebnisse des EU-Projekts »Welfare Quality« über Tierwohlanforderungen) und weitere Daten aus der Literatur (z. B. Statistiken der FAO über die nationale Energieintensität von Ländern) festgelegt. Darüber hinaus werden international anerkannte Richtwerte genutzt, wie der regionale Wasserstressindex, der mithilfe des Global Water Tool des World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) bestimmt werden kann, aber auch Arbeits- und Sozialstandards der Internationalen Arbeitsorganisation (ILO). Zudem fließen politische Zielsetzungen, wie der Anteil naturnaher Flächen nach dem UN-Abkommen von Nagoya zum Schutz der Biodiversität, in die Zielwertbestimmung mit ein, und es werden auch Beratungsergebnisse des RISE-Arbeitskreises berücksichtigt (Grenz et al. 2012).

Die Nachhaltigkeitsbewertung basiert auf einer Informationserhebung in den Betrieben. Dazu wird im Rahmen eines Betriebsleiterinterviews und einer Begehung die aktuelle Situation erfasst. Vorhandene quantitative Daten werden



mithilfe von Bewertungsfunktionen, qualitative Antworten anhand einer vorgegebenen Skala jeweils in Werte von 0 bis 100 übersetzt (Christinck et al. 2017, S.44). Die Ergebnisse werden in einem Beratungsgespräch vorgestellt, die Einschätzung des Betriebsleiters zu den festgestellten Stärken und Schwächen eingeholt sowie der Handlungsbedarf und mögliche nächste Schritte bestimmt (Grenz 2017). Die Ergebnisse der Analyse werden in einem schriftlichen Bericht festgehalten. Zentrales Ergebnis ist ein Nachhaltigkeitspolygon (vgl. beispielhaftes Polygon in Abb. 3.2), anhand dessen sich Stärken und Schwächen einfach erkennen lassen. RISE ist somit ein stark dialog- und beratungsorientiertes Instrument. Eine RISE-Studie kann direkt bei der HAFL in Auftrag gegeben werden. Es werden jedoch auch externe Berater durch das RISE-Projektteam geschult, die das Programm gegen Zahlung einer Lizenzgebühr nutzen können.

Das Instrument wurde bis 2017 auf mehr als 3.500 Betrieben in 57 Ländern angewendet und ist in 7 Sprachen verfügbar (Christinck et al. 2017, S.44). Zu den analysierten Betriebstypen zählen Milch-, Gemüsebau-, Marktfrucht- und Mischbetriebe, Kaffee-, Kakao- und Teeplantagen sowie Kleinbetriebe in Entwicklungsländern. RISE wurde und wird in gemeinsamen Projekten mit Nestlé, der Gebert Rüt Stiftung, dem Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), dem Danone Fonds pour l'Ecosystème, der Bioland Beratung GmbH, dem schweizerischen Bundesamt für Landwirtschaft (BLW), der deutschen Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ), der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) und weiteren Partnern angewendet (Grenz 2017, S.7). Das breite Spektrum der Anwendbarkeit ergibt sich insbesondere durch die Art der Informationserhebung, die eine betriebliche Dokumentation nicht zwingend voraussetzt. Der Arbeitsaufwand wird im Vergleich zu anderen Systemen wie den nachfolgend beschriebenen Ansätzen KSNL und DLG als hoch eingeschätzt (Christinck et al. 2017, S.45). Neben der einzelbetrieblichen Bewertung sieht die Software vor, Polygone und Indikatorwerte verschiedener Betriebe gegenüberzustellen, wodurch vergleichende Aussagen auf Ebene landwirtschaftlicher Betriebe möglich sind.

---

#### 3.2.3 Sustainability Monitoring and Assessment RouTine

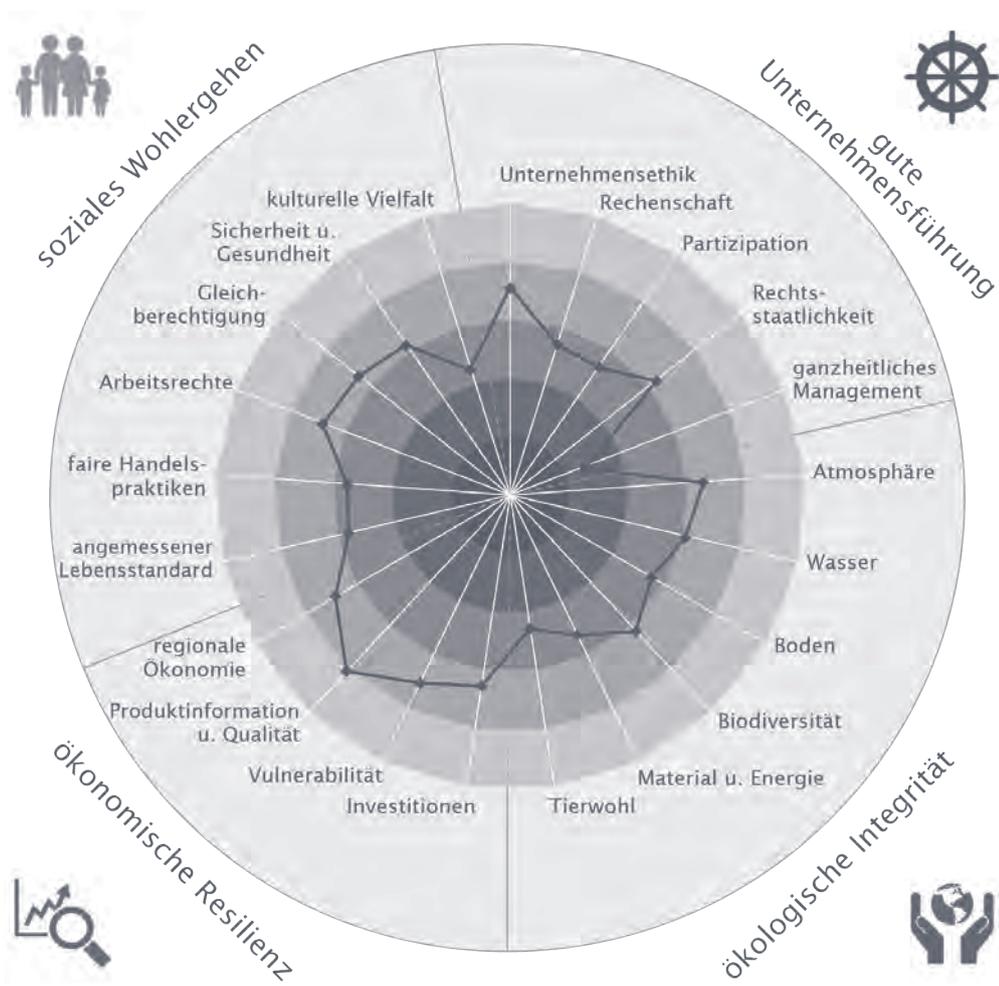
Sustainability Monitoring and Assessment RouTine (SMART) ist eine seit 2008 durch das FiBL entwickelte Bewertungsmethode, die eine Analyse der Nachhaltigkeitsleistungen von landwirtschaftlichen Betrieben ermöglicht. Darüber hinaus ist auch eine Bewertung von Unternehmen der Lebensmittelverarbeitung und des Handels bis hin zu ganzen Konzernstrukturen möglich. SMART basiert auf den zuvor beschriebenen SAFA-Leitlinien. Zur Abbildung der 58 Unterthemen können bis zu 400 Indikatoren für die Bewertung herangezogen werden. Die Auswahl der Indikatoren erfolgt kontextspezifisch für den einzelnen Betrieb. Die Zielwerte wurden, soweit möglich, auf Basis wissenschaftlicher Er-

### 3.2 Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe



kenntnisse festgelegt. Wo dies nicht möglich war, wurden Beurteilungen von Experten innerhalb des FiBL und auch externe Expertise verschiedener wissenschaftlicher Disziplinen einbezogen (Christinck et al. 2017, S.48).

Abb. 3.2 Beispielhafte Darstellung eines Nachhaltigkeitspolygons als Ergebnis einer Nachhaltigkeitsbewertung mit SMART



Zielerreichung

- ungenügend - 0 bis 20 %
- mangelhaft - 21 bis 40 %
- mäßig - 41 bis 60 %
- gut - 61 bis 80 %
- sehr gut - 81 bis 100 %

Das Polygon gibt den Grad der Zielerreichung in Relation zum Zielwert in Prozent an. Je weiter außen sich der Punkt befindet, desto besser ist das Nachhaltigkeitsergebnis.

Quelle: nach Sustainable Food Systems GmbH ([www.sustainable-food-systems.com/smart-methode/](http://www.sustainable-food-systems.com/smart-methode/))



Um größtmögliche Akzeptanz und Kompatibilität zu erreichen, wurden weiterhin Referenzdokumente berücksichtigt, wie z. B. die Richtlinien zur Nachhaltigkeitsberichterstattung der Global Reporting Initiative GRI-G4, der UN Global Compact, der ISO 26000 »Leitfaden zur gesellschaftlichen Verantwortung«, der SA8000 Standard zur sozialen Verantwortung, die ILO Arbeits- und Sozialstandards sowie die Indikatorenmatrix der Gemeinwohlökonomie (SFS 2014, S. 8).

Die Nachhaltigkeitsbewertung wird von der Sustainable Food Systems Society (SFS), einer Ausgründung aus dem FiBL mit Sitz in der Schweiz, als Dienstleistung angeboten und bedarf einer in der SMART-Methode ausgebildeten Person (sogenannter Auditor). Es ist geplant, Auditoren in mehreren Ländern auszubilden und die Software »SMART Farm Tool« gegen eine Lizenzgebühr zur Verfügung zu stellen (Christinck et al. 2017, S. 47). Ähnlich wie beim RISE-Ansatz sind die Anforderungen an zuvor bereits dokumentierte Daten eher gering. Die benötigten Informationen werden bei einer Betriebsbegehung und im Interview erhoben und in Zahlenwerte einer fünfstufigen Skala übersetzt. Die Ergebnisse werden ebenfalls in einem Bericht zusammengefasst und in Polygonen ausgewiesen (Abb. 3.2).

Die Besonderheit von SMART besteht darin, dass nicht nur die Prozesse innerhalb eines Betriebs erfasst werden, sondern auch der Einfluss- und Verantwortungsbereich des Betriebs in der Wertschöpfungskette betrachtet wird. Somit sind die Systemgrenzen weiter gefasst als bei anderen Bewertungsansätzen. Das Tool eignet sich zum Vergleich mehrerer Betriebe und verschiedener Betriebstypen, dient der Identifizierung von Problembereichen, aber auch der Kommunikation mit Handelspartnern und Kunden. Eine Zertifizierung ist mit SMART nicht verbunden, das System kann jedoch als Grundlage für die Entwicklung von Zertifizierungen dienen.

Bislang wurde das SMART Farm Tool in etwa 3.000 landwirtschaftlichen Betrieben und Plantagen weltweit eingesetzt, in Afrika, Europa, Asien, Nord- und Südamerika. Langfristig geplant ist der Aufbau einer Datenbank, in der Bewertungsergebnisse nach festgelegten Datennutzungsrechten und in anonymisierter Form für Recherchen öffentlich zugänglich gemacht werden. Dadurch könnten die Ergebnisse für verschiedene Länder und Produkte analysiert werden. Die vorhandene Datenbasis ist hierfür allerdings noch zu gering (Christinck et al. 2017, S. 47 f.).

---

#### 3.2.4 Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft

Das Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft (KSNL) wurde von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) in Zusammenarbeit mit Wissenschaftlern und Beratern entwickelt und beruht auf vier Kriteriensystemen: dem 1994 entwickelten Kriteriensystem Umweltverträgliche Landwirtschaft (KUL), den zwischen 2000 und 2005 entwickelten Kriteriensystemen Wirtschaftsver-



trägliche Landwirtschaft (KWL) sowie Sozialverträgliche Landwirtschaft (KSL) und dem 2014 ergänzten System Tierverträgliche Landwirtschaft (KTL), das bisher ausschließlich die Milchviehhaltung abdeckt und auch als Milchmodul bezeichnet wird. Diese Module können unabhängig voneinander oder in Kombination als Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft angewendet werden. Es besteht die Möglichkeit zur Zertifizierung. Die Bewertungen werden durchgeführt vom Verband für Agrarforschung und Bildung Thüringen (VAFB) und dem Beratungsunternehmen für landwirtschaftliche Unternehmen BELANU. Die Zertifizierung erfolgt durch den Technischen Überwachungsverein (TÜV) Thüringen bzw. für den Bereich Umweltverträglichkeit durch den Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA). (Christinck et al. 2017, S. 48 f.).

Die KSNL-Bewertung stützt sich auf schriftliche Dokumente, wie den betriebswirtschaftlichen Buchführungsjahresabschluss nach den Vorgaben des BMEL, Belege, Agraranträge, Meldedaten der Lohnbuchhaltung oder Ergebnisse von Bodenuntersuchungen. Für das Modul Wirtschaftsverträgliche Landwirtschaft (KWL) werden Buchführungsdaten übernommen, die Module Umweltverträgliche (KUL) und Sozialverträgliche Landwirtschaft (KSL) basieren auf einem Fragebogen, wobei die Antworten durch Belege gestützt werden müssen. Für die Bewertung der Tierverträglichkeit (KTL) werden gesetzlich vorgeschriebene Dokumentationen über Tierbestand und Tiergesundheit genutzt, verbunden mit einer Betriebsbegehung, bei der z.B. Haltungssystem, Bewegungsmöglichkeiten und Liegebuchten beurteilt werden.

Die Qualität der Daten wird im Vergleich zu den vorher beschriebenen Systemen als höher und besser beurteilbar eingeschätzt (Christinck et al. 2017, S. 50). Die hohen Datenanforderungen beschränken jedoch das Anwendungsfeld des Bewertungssystems auf Haupterwerbsbetriebe, bei denen ein umfangreiches Betriebs- und systematisches Datenmanagement gegeben ist. Es wird als ungeeignet angesehen für Betriebe mit zahlreichen Betriebszweigen und diversifizierten, auch außerlandwirtschaftlichen Einkommensquellen, da es nicht möglich erscheint, eine kausale Beziehung zwischen den Leistungen des Betriebs und der wirtschaftlichen und sozialen Situation darzustellen und dies mit belegbaren Daten zu stützen (Christinck et al. 2017, S. 50). Die Betriebsbewertung kann ausschließlich durch externe Dienstleister erfolgen. Der Zeitaufwand für die Datenerfassung wird als hoch eingestuft, die Kosten liegen höher als bei RISE und SMART (Christinck et al. 2017, S. 50 f.). Allerdings trägt die Kosten in 75 % der Fälle nicht der Betrieb selbst, sondern eine dritte Stelle. So werden Bewertungen mit KUL seit 2006 und mit KTL seit 2016 in Thüringen im Rahmen der staatlich geförderten Agrarberatung finanziert.

Die Nachhaltigkeitsdimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales werden im KSNL in insgesamt 12 Themenfelder unterteilt (Tab. 3.3) und mit 34 Kriterien beschrieben. In der ökologischen Dimension sind dies 14 Kriterien, die u. a. Nährstoffkreisläufe, Bodenfruchtbarkeit, Bodenschutz, Pflanzenschutzintensi-



### 3 Stand und Perspektiven der Nachhaltigkeitsbewertung

tät sowie Energie und Treibhausgasemissionen umfassen. Das Themenfeld Biodiversität wird mit drei Einzelkriterien berücksichtigt, nämlich dem Median der Feldgrößen, der Fruchtartendiversität sowie dem Anteil ökologisch oder landeskulturell bedeutsamer Flächen.

Tab. 3.3 Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder von KSNL und KTL

Ökologie	Soziales	Ökonomie
<i>Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft (KSNL)</i>		
Bodenschutz	Beschäftigung (Niveau und Struktur)	Rentabilität
Nährstoffhaushalt	Beschäftigung (Bedingungen)	Liquidität
Energiebilanz	Partizipation	Wertschöpfung
Treibhausgasemissionen		
Pflanzenschutz		
Landschafts- und Artenvielfalt		
<i>Kriteriensystem Tierverträgliche Landwirtschaft (KTL) (Milchmodul)</i>		
Bewirtschaftung von Ackerland	individuelle Arbeitssituation	Rentabilität
Bewirtschaftung von Dauergrünland	Beschäftigungssituation und beruflich-soziale Sicherheit	Liquidität
Tierwohl für Kühe und Kälber: Haltungsverfahren und Kuhkomfort	soziale Integration	Betriebsführung
Tiergesundheit		
Nährstoffmanagement		
Güllemanagement		
Energieerzeugung und -verbrauch		
ökologisch besonders wertvolle Flächen, Kulturlandschaft und Landschaftspflege		

Eigene Zusammenstellung nach Christinck et al. 2017, Anhang A und B, sowie Breitschuh et al. 2008

In der sozialen Dimension werden die Themenfelder Beschäftigung allgemein, Beschäftigungsbedingungen und Partizipation mit insgesamt neun Einzelkriterien berücksichtigt. Dies umfasst z. B. Altersstruktur und Qualifikation der Beschäftigten, Eigentümeranteil, gesellschaftliches Engagement sowie Lohnniveau und Urlaubstage. Für die wirtschaftliche Dimension werden die Themenfelder



Rentabilität, Stabilität, Liquidität und Wertschöpfung mit insgesamt elf Einzelkriterien bewertet. Unter Stabilität werden u. a. auch Eigenkapitalveränderungen und Investitionen berücksichtigt (Zapf/Schultheiß 2013, S. 4).

Für das Modul Tierverträgliche Landwirtschaft kommen 5 weitere Themenfelder (Tab. 3.3) mit insgesamt 20 Kriterien hinzu. Diese umfassen grundlegende Daten über den Tierbestand, wie z. B. Lebensleistung der Tiere, Nutzungsdauer und Anzahl geborener Kälber pro Jahr, sowie Tiergesundheit, Bewegung, Komfort und Zugang zu Nahrung und Wasser (Christinck et al. 2017, S. 51 f.).

Die Bewertung der einzelnen Indikatoren erfolgt mit einem Bonitursystem mit Punkten von 1 bis 10, wobei die Boniturnote 1 das Optimum darstellt und die Toleranzschwelle für alle Kriterien bei der Boniturnote 6 liegt. Die Zielwerte und Toleranzschwellen beruhen auf wissenschaftlichen Studien sowie Beurteilungen von Expertengremien, sind weitgehend anerkannt und öffentlich verfügbar.

Die Ergebnisse werden wie bei RISE und SMART auch in einem Polygon dargestellt, jedoch in umgedrehter Skalenanordnung. Die identifizierten Nachhaltigkeitsmängel werden in einem Bericht zusammengefasst, teilweise in Verbindung mit Handlungsempfehlungen. Ein Charakteristikum der KSNL-Zertifizierung ist, dass es zwischen den einzelnen Nachhaltigkeitsdimensionen keine Kompensationsmöglichkeiten gibt, anders als beim nachfolgend beschriebenen DLG-System. Das bedeutet, dass bereits bei Überschreitung der Toleranzschwelle für ein einzelnes Prüfkriterium keine Zertifizierung erfolgt.

Das KUL-Modul wurde unter den Modulen des KSNL bisher am häufigsten, in etwa 500 Betrieben, eingesetzt, zum Teil auch mehrmals. Etwa 20 % der Betriebe erhielten das Zertifikat »Umweltverträgliche Landwirtschaft«. Die Systeme KWL und KSL wurden bislang in 40 Betrieben, ebenfalls teils mehrmals, angewendet, wobei Zertifikate hier nur selten nachgefragt werden. Das hängt damit zusammen, dass nur wenige Betriebe die Voraussetzungen in vollem Umfang erfüllen und die Kosten einer Zertifizierung höher sind als die der Bewertung. Das Modul KTL wurde von 25 Betrieben genutzt, wobei hier aus Kostengründen lediglich eine Bescheinigung über die Teilnahme erfolgt. Das KSNL-Gesamtzertifikat umfasst die Teile KUL, KSL und KWL. Das Modul KTL ist aufgrund der geringen Nachfrage noch kein obligatorischer Bestandteil des Zertifikats und kann optional hinzugebucht werden (Christinck et al. 2017, S. 48 ff.).

---

### 3.2.5 Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig

Das Bewertungssystem Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig wurde von der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) e. V. in Zusammenarbeit mit der Technischen Universität München und der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg entwickelt. Das Vorhaben wurde unterstützt durch Förderungen der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und des Bundesministeriums für Bildung und Forschung. Das System wird in drei Varianten (als Methoden



bezeichnet) angeboten, die unterschiedliche Anforderungen an die Datendokumentation und -bereitstellung beinhalten. Dadurch können auch Betriebe teilnehmen, die keine BMEL-konforme Buchführung oder keine vollständige digitale Datendokumentation durchführen. Das System richtet sich insbesondere an Ackerbaubetriebe. Die Berücksichtigung der Tierhaltung bei den ökologischen, ökonomischen und sozialen Kennzahlen ist möglich. Jedoch sind keine Kriterien für die tierverträgliche Produktion (z. B. Tiergesundheit) an sich enthalten, wodurch der Einsatzbereich eingeschränkt ist.

Bei den verschiedenen Varianten wirkt die Betriebsleitung in unterschiedlichem Maße bei der Zusammenstellung der erforderlichen Daten mit. So wird für die umfassendste Variante ein BMEL-konformer Buchführungsjahresabschluss sowie eine systematische Datendokumentation (z. B. digitale Schlagkarteien) benötigt, während bei den anderen beiden Varianten die Informationen über eine Selbstauskunft des Betriebsleiters eingeholt werden. Betriebsbewertung und -zertifizierung werden durch die DLG unter Zuhilfenahme externer Dienstleister wie das Institut für Nachhaltige Landbewirtschaftung (INL) GmbH durchgeführt.

Das DLG-Betriebsbewertungssystem schließt thematisch die 3 Nachhaltigkeitsdimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales ein, die in 12 Themenfeldern konkretisiert sind (Tab. 3.4). Es wurden insgesamt 22 Kriterien entwickelt, von denen 9 die ökologische, 6 die ökonomische und 7 die soziale Dimension betreffen. In der ökologischen Dimension sind Kriterien enthalten wie Bodenqualität und -verdichtung, Tiergesundheit und -verhalten, Nährstoffbilanz, Grundwasserqualität, Energieverbrauch sowie Arten- und Ökosystemvielfalt. Die ökonomische Dimension umfasst als Kriterien z. B. Gesamtkapitalrentabilität, relative Faktorentlohnung und Eigenkapitalquote. Die soziale Dimension wird abgebildet über Kriterien wie zeitliche und körperliche Belastung, Einkommenssituation und Mitgliedschaft in Berufsorganisationen. Es können bestimmte Kriterien entfallen, wenn diese nicht relevant für den Betrieb sind (z. B. einzelne soziale Kriterien bei Betrieben ohne Angestellte). Einige Indikatoren sind aus mehreren Teilindikatoren zusammengesetzt, beispielsweise diejenigen für das Biodiversitätspotenzial und für gesellschaftliches Engagement. Ähnlich wie bei den anderen beschriebenen Bewertungssystemen werden die Betriebswerte in dimensionslose Zahlen auf einer Skala von 0 bis 1 eingeordnet. Der jeweilige Ziel- bzw. Grenzwert für den Indikator liegt bei 0,75, d. h., ein Betrieb sollte möglichst Werte im Bereich zwischen 0,75 und 1 erreichen. Alle Ergebnisse unter 0,75 werden als »nicht nachhaltig« eingestuft.

Die Zielwerte werden von einem Expertengremium überwiegend auf wissenschaftlicher Grundlage bestimmt. Für einzelne ökonomische und ökologische Kriterien (z. B. Pflanzenschutz) werden Ergebnisse aus der Praxis, z. B. in Form regionaler Mittelwerte, zum Vergleich herangezogen.



Eine Besonderheit des DLG-Systems ist, dass mit Ausnahme der Variante mit den geringsten Datenanforderungen (Analyse von ökologischen Indikatoren nur auf Fruchtartenebene), alle ökologischen Werte auf Schlagenebene berechnet und als solche auch ausgewiesen werden (Packer o. J.). Dadurch sind sehr genaue Angaben über Nährstoffsalden und -verluste verfügbar. Auch der Indikator für die Biodiversität ist sehr detailliert und umfasst Bodenbearbeitung, Ernte, Bewirtschaftungsintensität und Schlaggrößen. Ein Nachteil besteht darin, dass, wie zuvor erwähnt, keine Kriterien enthalten sind, die die Haltung der Nutztiere berücksichtigen. Ein Betrieb kann also ein Nachhaltigkeitszertifikat der DLG erhalten, ohne dass Aspekte wie Tiergesundheit und Tierwohl in die Bewertung einfließen. Die Indikatoren in der sozialen Dimension orientieren sich eher an der Situation von abhängig beschäftigten Mitarbeitern und genügen damit weniger den Anforderungen der Betriebsleiter (Christinck et al. 2017, S.55). Eine Zertifikatvergabe erfolgt, wenn der Betrieb in jeder Nachhaltigkeitsdimension im Mittel aller Indikatoren einen Wert von mindestens 0,75 erreicht, alle gesetzlichen Vorschriften einhält und Qualitätssicherungsmaßnahmen (z. B. Teilnahme an einem Qualitätssicherungsprogramm, Eigendokumentation) durchführt.

Tab. 3.4 Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder von Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig der DLG

Ökologie	Soziales	Ökonomie
Bodenschutz	Aus- und Fortbildung	Rentabilität
Nährstoffsalden	individuelle Arbeitssituation	Liquidität
Pflanzenschutzintensität	Beschäftigungssituation und beruflich-soziale Sicherheit	Stabilität
Wasserbelastung	gesellschaftliches Engagement	
Energieintensität		
THG-Emissionen		
Biodiversität		

Eigene Zusammenstellung nach Christinck et al. 2017, Anhang A, und Christen et al. 2013, S. 12

Die Ergebnisse werden, ähnlich wie bei anderen Systemen, in Form eines Polygons für die jeweils betrachteten Kriterien dargestellt und ergänzt durch weitere Informationen, wie eine Visualisierung der ökologischen Daten auf Schlagenebene, einen ausführlichen Indikatorenbericht sowie einen Nachhaltigkeitsbericht zur Weitergabe an Marktpartner oder für die Präsentation in der Öffentlichkeit (Christinck et al. 2017, S. 52 ff.).



Es gibt keine aktuellen Angaben über die Zahl der bisher durchgeführten Anwendungen. Eine 2008 abgeschlossene Testphase umfasste 90 Betriebe. Die Zahl der aktuell zertifizierten Betriebe liegt bei etwa 50. Da beim DLG-System auch nur bestimmte Bestandteile nachgefragt werden können, wird die Zahl der Teilanwendungen, z. B. zur Unterstützung der Rohstoffbeschaffung größerer Verarbeitungsunternehmen, als deutlich höher eingeschätzt (Christinck et al. 2017, S. 54).

---

#### 3.2.6 Dairy Management

Dairy Management (DAIRYMAN) ist ein Instrument zur Nachhaltigkeitsbewertung von Milchviehbetrieben, das im Rahmen eines von der Universität Wageningen geleiteten EU-Projekts zwischen 2009 und 2013 entwickelt wurde. Im Projekt waren Partnerinstitutionen/-regionen aus zehn europäischen Ländern beteiligt, darunter Frankreich, Irland, Belgien, Luxemburg, Niederlande und Deutschland. Ziel war es, die Arbeitsweise von Milchviehbetrieben zu stärken und sie nachhaltiger und effizienter zu machen. Das DAIRYMAN-System umfasst die drei Nachhaltigkeitsdimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales, die über 18 Kriterien, die gleichzeitig die Indikatoren bilden, näher definiert sind (Tab. 3.5). Davon entfallen acht Kriterien auf die ökologische Dimension und umfassen Stickstoff- und Phosphorbilanz bzw. -effizienz, Treibhausgasemissionen und Ausgleichszahlungen für ökologische Leistungen. Weitere Aspekte wie Biodiversität, Bodenqualität oder die Tierhaltung selbst (z. B. Haltungssystem, Tiergesundheit) werden nicht betrachtet. Jeweils fünf Kriterien beziehen sich auf die ökonomische Dimension, darunter Betriebseinkommen und Einkommen pro Familienarbeitskraft, Abhängigkeit von Subventionen und Beeinflussung durch Preisschwankungen. Die soziale Dimension wird ebenfalls durch fünf Kriterien dargestellt und umfasst z. B. die Anzahl der Urlaubstage, die Arbeitsbelastung, Arbeitsbedingungen und Fortbildungsmöglichkeiten (Elsäßer et al. 2013, S. 5). Somit ist die Zahl der Indikatoren, verglichen mit den anderen Systemen, eher gering.

Für jeden Indikator wird ein bestimmter Betriebswert ermittelt, der im Hinblick auf die Zielerreichung mit Punkten bewertet wird. Die Punkte werden für jede Nachhaltigkeitsdimension addiert. Es können maximal 100 Punkte pro Dimension erreicht werden, wobei eine Gewichtung der Punktzahl zwischen den einzelnen Indikatoren stattfindet (Elsäßer et al. 2013, S. 14 ff.). Der Grad der Zielerreichung kann gesondert für jeden Indikator sowie für die jeweilige Nachhaltigkeitsdimension insgesamt dargestellt werden. Auf dieser Grundlage wird der DAIRYMAN Sustainability Index (DSI) berechnet, der die Ergebnisse der drei Dimensionen aggregiert. Die Ergebnisse werden nicht in Form eines Polygons dargestellt, sondern als Zahlenwert auf einer Skala von 0 bis 100 für die einzelnen Nachhaltigkeitsdimensionen bzw. von 0 bis 300 für den Gesamt-DSI.



Die Zahlenwerte werden in Form eines Balkendiagramms illustriert. Vorteil der Indexwerte ist, dass Vergleiche zwischen Regionen oder Ländern relativ einfach möglich sind.

Die Bestimmung der Zielwerte beruht nicht auf wissenschaftlichen Angaben oder gesetzlichen Vorgaben, sondern auf den mittleren Punktzahlen der oberen und unteren 10% der teilnehmenden Betriebe, die als minimale bzw. maximale Punktzahl des jeweiligen Kriteriums definiert wurden. Die Anforderungen an die Datenqualität werden als hoch eingeschätzt. Es werden standardisierte Daten benötigt, die in den Betrieben jedoch bereits für andere Zwecke erhoben werden (Christinck et al. 2017, S. 60).

Tab. 3.5 Nachhaltigkeitsdimensionen und Indikatoren von DAIRYMAN

Ökologie	Soziales	Ökonomie
N-Bilanz pro ha	Aus- und Fortbildung	Einkommen pro 100 kg Milch
N-Bilanz pro kg Milch	Arbeitsbedingungen	Einkommen pro Familienarbeitskraft
N-Effizienz in %	Kontinuität des Betriebs	Betriebseinkommen pro Familienarbeitskraft
P-Bilanz pro ha	soziale Rolle/Image	Abhängigkeit von Subventionen
P-Bilanz pro kg Milch		Belastung durch Preisschwankungen
P-Effizienz in %		
Erhalt Agrarumweltzahlungen per ha		
THG-Emissionen in 1.000 kg CO <sub>2</sub> -Äq. pro t Milch		

Eigene Zusammenstellung nach Elsässer et al. 2013, S. 5 ff.

Die Entwicklung des DAIRYMAN-Systems basierte auf einem Netzwerk aus 127 Testbetrieben, die während der Projektdauer wissenschaftlich begleitet und hinsichtlich Optimierungsmöglichkeiten beraten wurden (Christinck et al. 2017, S. 58). Über die Anwendung außerhalb des Projektkontextes liegen keine Informationen vor.

### 3.2.7 Nachhaltigkeitscheck für landwirtschaftliche Betriebe

Der Nachhaltigkeitscheck für landwirtschaftliche Betriebe (NaLa) wurde von den Mitgliedern der Landesarbeitsgemeinschaft Grünes Zentrum Niedersach-



sen sowie der Landfrauenverbände Niedersachsen und Weser-Ems entwickelt. Das Instrument steht seit Mitte 2015 online kostenlos zur Verfügung und ermöglicht Landwirten, selbstständig und kostengünstig die Nachhaltigkeitsleistungen ihres Betriebs zu beurteilen. Damit ist es unter den vorgestellten Bewertungssystemen für Einzelbetriebe das einzige System, das keine Durchführung durch einen Dienstleister voraussetzt. Das Spektrum der Anwendbarkeit ist im Vergleich zu den anderen Systemen eng, da es für die Region Niedersachsen entwickelt wurde und auf regionale Spezifika angepasst ist. Es kann jedoch auch auf weitere Regionen Deutschlands übertragen werden, insofern Anpassungen an die regional unterschiedlichen Betriebsstrukturen vorgenommen werden.

NaLa basiert auf den drei Nachhaltigkeitsdimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales, die als »Umwelt und Tierwohl«, »Wirtschaftlichkeit« und »Arbeits- und Lebensbedingungen« bezeichnet und über 10 Themenfelder abgebildet werden (Tab. 3.6). Die meisten Kriterien beziehen sich auf den Bereich Umwelt und Tierwohl (29 Kriterien) und umfassen z. B. Maßnahmen gegen Bodenverdichtung, Fruchtfolge, Nährstoffbilanz, Wirtschaftsdüngermanagement, Tierverluste und Umweltrechtsverstöße. Der Bereich Wirtschaftlichkeit wird über 7 Kriterien abgebildet, darunter Nettorentabilität, Nettoinvestitionen, Produktivität und Zukunftsperspektiven. Die Arbeits- und Lebensbedingungen werden über 13 Kriterien abgefragt wie Wochenarbeitszeit, Lohnzahlungen, Risikovorsorge, Teilnahme an Weiterbildungen und ehrenamtliches Engagement. NaLa umfasst insgesamt 49 Nachhaltigkeitskriterien. Das Bewertungssystem berücksichtigt die Ergebnisse verbreiteter Qualitätssicherungsprogramme (wie QS oder QM für Milch), der EU-Biokontrollen oder des internationalen SAI-Standards (Kap. 3.3). Einige Kriterien wie Fachrechtsverstöße und Mängelfeststellungen bei anderen Audits sind sogenannte K.-o.-Kriterien, die unabhängig von den erbrachten Leistungen in anderen Kategorien zum Gesamtergebnis »K. o.« führen (Grünes Zentrum 2018). Eine Zertifizierung ist nicht vorgesehen.

Der Kosten- und Arbeitszeitaufwand sowie die Datenanforderungen werden als vergleichsweise gering eingeschätzt. Die benötigten Informationen wie der jährliche Dieserverbrauch pro ha oder der Anteil von Grünlandneuaussaaten können anhand eigener Aufzeichnungen leicht errechnet werden (Christinck et al. 2017, S. 62). Die Bewertung erfolgt auf Basis eines Punktesystems, bei dem der Grad der Zielerreichung eines Betriebs für jedes Kriterium anhand eines Schlüssels auf einer vierstufigen Skala von 0 bis 3 bewertet wird. Die für jede Nachhaltigkeitsdimension erreichten Punktzahlen werden addiert und in Anlehnung an das Schulnotensystem mit einer Note von »sehr gut« bis »ungenügend« bewertet. Die Zielwerte basieren auf Vergleichswerten wie durchschnittlichen Ernteerträgen in der Pflanzenproduktion oder durchschnittlichen Lebensleistungen in der Tierhaltung. Richtwerte für Düngung und Nährstoffkreisläufe basieren auf den Vorgaben der aktuellen Düngeverordnung, für Arbeits- und Lebensbedingungen auf Tarif- und Mindestlöhnen. Bei anderen Kriterien



wurden die Zielwerte von den an der Entwicklung von NaLa beteiligten Stakeholdern festgelegt. Um die höchste Punktzahl zu erreichen, müssen überdurchschnittliche bzw. über gesetzliche Vorgaben hinausgehende Leistungen erbracht werden (Christinck et al. 2017, S.62).

Tab. 3.6 Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder von NaLa

Ökologie	Soziales	Ökonomie
Boden	Arbeits- und Lebensbedingungen	Rentabilität
Tierverluste*		Betriebsführung
Nährstoffmanagement		
Pflanzenschutzmanagement		
Management von Wirtschaftsdünger und Gärresten		
Energiemanagement		
Umweltbetriebsmanagement		

\* Mit der 2018 eingeführten Version 1.3 von NaLa wurde die Dimension »Tierwohl« um Indikatoren wie betriebliche Therapiehäufigkeit und eine Bewertung der Tiergesundheit in Form einer Selbsteinschätzung durch den Betrieb erweitert.

Eigene Zusammenstellung nach Christinck et al. 2017, Anhang A, und Grünes Zentrum (2018)

Die Informationen werden in MS Excel erfasst und die Ergebnisse tabellarisch dargestellt. Angestrebte Verbesserungsvorhaben können durch den Anwender in das Programm eingetragen werden. Auch wird auf bestehende Beratungsangebote hingewiesen. Genaue Anwenderzahlen sind aufgrund der freien Verfügbarkeit auf verschiedenen Internetseiten nicht bekannt. Schätzungen zur Anwendung belaufen sich auf mindestens 200 Betriebe in Niedersachsen seit der Einführung im Jahr 2015 (Christinck et al. 2017, S.61).

### 3.2.8 Gemeinsamkeiten und Unterschiede

Die vorgestellten Ansätze besitzen einige Gemeinsamkeiten, aber auch Unterschiede, die im Folgenden näher beschrieben werden. Die Beschreibung zielt im ersten Abschnitt auf allgemeine Charakteristika, wie z. B. Zielsetzung und Anwendungsspektrum. Im zweiten Abschnitt werden die betrachteten Kriterien in den drei Nachhaltigkeitsdimensionen miteinander verglichen. Die Ergebnisse werden in Tabelle 3.7 zusammengefasst.



#### Vergleich allgemeiner Charakteristika

Für den Vergleich der unterschiedlichen Nachhaltigkeitsbewertungssysteme wurde eine Auswahl an Charakteristika genutzt, die sich zum Teil an einem Bewertungsrahmen orientieren, der in einer Arbeitsgruppe »Betriebsbewertungssysteme« am Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) entwickelt wurde. Dieser umfasst die beiden übergeordneten fachlichen Kriterien Abdeckung der Nachhaltigkeitsaspekte und Leistungsfähigkeit sowie die beiden nutzungsorientierten Kriterien Praktikabilität und Nutzen/Akzeptanz. Während die ersten beiden Kriterien im nächsten Abschnitt »Vergleich der Nachhaltigkeitsdimensionen und -kriterien« behandelt werden, stehen hier nun Fragen der Praktikabilität im Vordergrund.

Die Zielsetzung der betrachteten Systeme ist sehr unterschiedlich. Während es bei den SAFA-Leitlinien in erster Linie um die Schaffung eines einheitlichen Rahmens für die Entwicklung von Nachhaltigkeitsbewertungssystemen geht, spielen bei allen anderen Ansätzen auch Beratung, Kommunikation nach außen und der Vergleich zwischen Betrieben und Betriebstypen eine Rolle. Die Systeme KSNL und Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig verfolgen daneben auch das Ziel der Zertifizierung. Bei NaLa steht die Möglichkeit der Selbstevaluation ohne Inanspruchnahme einer externen Dienstleistung im Vordergrund.

Auch das Spektrum der Anwendbarkeit variiert von potenziell weltweit und für alle Typen landwirtschaftlicher Betriebe nutzbarer Ansätze, wie RISE und SMART, bis hin zum Fokus auf bestimmte Betriebstypen, wie Ackerbaubetriebe beim DLG-System oder Milchviehbetriebe bei DAIRYMAN. Weitere Einschränkungen resultieren aus den Datenanforderungen (z. B. Notwendigkeit einer systematischen Datendokumentation bei KSNL) oder der Fokussierung auf eine bestimmte Region bei der Entwicklung des Instruments (z. B. Schwerpunkt Niedersachsen bei NaLa).

Die Ansprüche an die Datenqualität sind beim DLG-System, bei DAIRYMAN und KSNL als hoch bis sehr hoch einzustufen, insbesondere aufgrund der zum Teil nicht unerheblichen Datenanforderungen, wie dem BMEL-konformen Buchführungsjahresabschluss und digitalisierten Schlagkarteien. Die Datenanforderungen sind als mittelhoch einzuschätzen für SMART, aufgrund der befragungsbasierten Bewertungsmethode in Kombination mit einer Betriebsbegehung. Vergleichsweise geringe Anforderungen gibt es bei RISE und NaLa (Christinck et al. 2017, S. 84 ff.). Mitbedingt durch die unterschiedlichen Datenanforderungen ist auch der zeitliche und finanzielle Aufwand unterschiedlich. Am geringsten wird dieser für NaLa eingeschätzt, gefolgt von RISE. Der höchste Aufwand besteht bei KSNL und Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig, gefolgt von SMART und DAIRYMAN (Tab. 3.7).



Tab. 3.7 Vergleich der Nachhaltigkeitsbewertungssysteme anhand ausgewählter Charakteristika

Charakteristika	SAFA	RISE	SMART	KSNL	DLG	DAIRYMAN	NaLa
Zielsetzung	Vereinheitlichung	Beratung, Vergleich, Kommunikation	Beratung, Vergleich, Kommunikation	Beratung, Bewertung, Vergleich, Zertifizierung, Kommunikation	Beratung, Bewertung, Vergleich, Zertifizierung, Kommunikation	Beratung, Vergleich, Forschung	Selbstevaluation, Beratung, Kommunikation
Anwendungsspektrum	sehr breit	sehr breit	sehr breit	eher eng	eher eng	eher eng	eher eng
wesentliche Inhalte	4 Dimensionen	3 Dimensionen	4 Dimensionen	3 Dimensionen ohne Tierhaltung	3 Dimensionen ohne Tierhaltung	3 Dimensionen, ausschließlich Milchviehhaltung	3 Dimensionen
Aufwand (Kosten, Arbeitszeit)	je nach Anwendung	mittel	eher hoch	hoch	hoch	eher hoch	gering
Anforderungen an Daten	je nach Anwendung	gering	mittel	sehr hoch	hoch bis sehr hoch (je nach Variante)	hoch	gering

Charakteristika	SAFA	RISE	SMART	KSNL	DLG	DAIRYMAN	NaLa
Art der Datenerhebung	je nach Anwendung	Befragung	nach Verfügbarkeit (Befragung oder betriebliche Daten)	betriebliche Daten, Fragebogen	betriebliche Daten, Fragebogen	betriebliche Daten, wissenschaftliche Erhebung	Selbstauskunft
Festlegung von Zielwerten	je nach Anwendung	auf wissenschaftlicher Grundlage, Expertenmeinung	auf wissenschaftlicher Grundlage, Expertenmeinung	auf wissenschaftlicher Grundlage, Expertenmeinung	auf wissenschaftlicher Grundlage, Expertenmeinung	auf wissenschaftlicher Grundlage durch Stakeholder	auf wissenschaftlicher Grundlage durch Stakeholder
Transparenz der Methodik	sehr transparent	eingeschränkt (Urheberrecht)	eingeschränkt (Urheberrecht)	eingeschränkt (Urheberrecht)	eingeschränkt (Urheberrecht)	eingeschränkt (Urheberrecht)	sehr transparent
Darstellung der Ergebnisse	je nach Anwendung	Polygon, Gespräch, Bericht	Polygon, Bericht	Polygon, Bericht	Polygon, Bericht	Balkendiagramm, Index, Bericht	erreichte Punktzahl

Quelle: verändert nach Christinck et al. 2017, S. 85



Die wissenschaftliche Fundierung ist bei allen Ansätzen gegeben. Teilweise wurde auch die Expertise von Akteuren außerhalb der Wissenschaft und von Stakeholdern eingebunden, wie bei den SAFA-Leitlinien und NaLa. Alle Bewertungssysteme sind transparent in Bezug auf die Auswahl der Indikatoren und Zielwerte, jedoch nicht in Bezug auf die Berechnungsalgorithmen und das Zustandekommen von Gewichtungsfaktoren. Letztere sind meist Ergebnis der Expertenbeteiligung und nicht ausschließlich wissenschaftlich belegbar. Darüber hinaus sind bis auf zwei Ausnahmen alle Ansätze urheberrechtlich geschützt. Nur SAFA und NaLa sind durch ihre freie Verfügbarkeit in der Darstellung vollständig transparent. RISE, SMART, KSNL und das DLG-System nutzen Nachhaltigkeitspolygone in der Ergebnisdarstellung. Bei DAIRYMAN wird ein Nachhaltigkeitsindex und bei NaLa eine Punktezahl gebildet. Bis auf NaLa werden zusätzliche Auswertungen wie Tabellen und ein Bericht zur Verfügung gestellt. Die Ergebnisse werden in der Regel in einem Beratungsgespräch näher erläutert. Beim DLG-System werden die ökologischen Ergebnisse bei Vorliegen entsprechender Daten für einzelne Schläge dargestellt.

### **Vergleich der Nachhaltigkeitsdimensionen und -kriterien**

Alle vorgestellten Betriebsbewertungssysteme orientieren sich am zuvor beschriebenen multidimensionalen Konzept von Nachhaltigkeit und beziehen die Dimensionen Ökologie, Soziales und Ökonomie mit ein. Die SAFA-Leitlinien und das System SMART, das auf diesen Leitlinien basiert, erweitern den Ansatz um eine vierte Dimension Governance. Die Dimensionen werden durch umfassende Themen-, Kriterien- und Indikatorenkataloge konkretisiert. Dabei fällt auf, dass einige Instrumente, wie SMART, über ihre Vielzahl an Indikatoren ein breites Anwendungsfeld abdecken. Hier müssen je nach Betriebstyp zutreffende Kriterien und Indikatoren ausgewählt werden. Andere Systeme wie KSNL und Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig decken die für verschiedene Betriebstypen relevanten Themen und Kriterien nicht vollständig ab, sondern fokussieren auf ein engeres Spektrum. Allerdings behandeln sie die existierenden Kriterien sehr detailliert (Christinck et al. 2017, S. 84). KSNL und das DLG-System berücksichtigen keine Kriterien für die Tierhaltung und das Tierwohl. Zum Teil bieten die verantwortlichen Institutionen jedoch separate Bewertungssysteme für die Tierhaltung an (z. B. KTL oder das DLG-Bewertungssystem für die Rinderhaltung bzw. Tiergerechtigkeit im Allgemeinen).

Allen Systemen ist gemeinsam, dass die ökologische Dimension vertiefter betrachtet wird als die anderen Dimensionen und damit auch die Mehrzahl an Themenfeldern, Kriterien und Indikatoren auf diese Dimension entfällt. Mit Ausnahme von DAIRYMAN, bei dem die ökologischen Kriterien auf die Milchviehhaltung beschränkt werden, decken alle Systeme Bodenbewirtschaftung



und -zustand, Betriebsmitteleinsatz und Nährstoffmanagement, Energieverbrauch, Treibhausgasemissionen, Pflanzenschutz sowie Biodiversität ab.

Trotz dieser Gemeinsamkeiten existieren einige Unterschiede zwischen den Systemen. Ein Beispiel ist das Thema Biodiversität, für das die Anforderungen und der Konkretisierungsgrad sehr unterschiedlich sind. Während bei KSNL unter dem Themenfeld Landschafts- und Artenvielfalt die Fruchtartendiversität abgefragt wird, die bereits bei mehr als zwei Ackerkulturen erfüllt ist, erfasst RISE auch Informationen zur Landschaftsqualität und Intensität der landwirtschaftlichen Produktion. Das Kriteriensystem Tierverträgliche Landwirtschaft und NaLa berücksichtigen darüber hinaus die Teilnahme an Naturschutzmaßnahmen oder ehrenamtliches Engagement in Umweltgruppen. Ein weiterer wesentlicher Unterschied besteht beim Nährstoffmanagement. Ausschließlich NaLa und Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig berücksichtigen den Humusaufbau. Die Systeme KSNL und DAIRYMAN enthalten keine Kriterien zur Wassernutzung oder -qualität. Bei KTL und NaLa bestehen die Verbindungen zum Thema Wasser über Indikatoren zu Menge, Lagerung und Ausbringungsverfahren von Wirtschaftsdünger und Gärresten. Während die Mehrzahl der Systeme Treibhausgasemissionen und Energieverbrauch unter demselben Themenfeld behandeln, beinhalten SMART und Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig eine separate Kategorie für Atmosphäre, Luft und Klima, die neben Emissionen auch die Luftqualität (z.B. Konzentration an Luftschadstoffen, Luftreinhaltungsziele, Maßnahmen gegen Luftverschmutzung) bewertet.

Tierwohlkriterien werden am differenziertesten durch KTL berücksichtigt. Hier findet sich eine Vielzahl an Kriterien, vom Kuh-Liegeplatz-Verhältnis über die Eutergesundheit bis hin zum Hormon- und Antibiotikaeinsatz. Generell besteht ein Unterschied darin, ob das Tierhaltungssystem als solches oder aber Tierwohl und Tiergerechtigkeit abgebildet werden. Während der erste Fall z.B. Umweltwirkungen aus der Tierproduktion oder die Produktivität gemessen an der Lebensleistung miteinschließt, stehen beim zweiten Fall Haltungsbedingungen und Tiergesundheit im Vordergrund.

Es fällt auf, dass einige Systeme wie die SAFA-Leitlinien und NaLa eine ausgeprägte Allgemeinwohl- und Vorsorgeorientierung aufweisen. So fließen in die ökonomische Dimension der SAFA-Leitlinien gemeinnützige Investitionen mit ein, und in der ökologischen Dimension wird die Abfallreduktion berücksichtigt. Dies ist ebenso der Fall bei NaLa, wo eine Reihe vorbeugender Maßnahmen, z.B. gegen Schädlingsbefall oder zur Energieeinsparung, in die Bewertung eingehen. Dies mag damit zusammenhängen, dass diese beiden Systeme unter Beteiligung von gesellschaftlichen Interessengruppen entwickelt wurden und dadurch gesellschaftliche Belange umfassender widerspiegelt werden. Bei SAFA wird der Leitliniencharakter an manchen Stellen sehr deutlich. Dies zeigt sich beispielweise bei den Indikatoren humaner Umgang mit Tieren und



artgerechte Haltung, die eher abstrakt sind und in der Anwendung weiter konkretisiert werden müssen.

Trotz der Unterschiede ist in der ökologischen Dimension zwischen den Systemen eine gemeinsame Linie zu erkennen. Bei den sozialen Indikatoren hingegen ist das Bild heterogener. Zum einen gibt es Unterschiede, inwieweit ausschließlich die ökonomischen Rahmenbedingungen der Arbeit abgebildet werden (z.B. Entlohnung, berufliche Sicherheit, Ausgleich von Überstunden) oder ob darüber hinaus auch die individuelle Arbeitssituation (z.B. zeitliche und körperliche Belastung, persönliche Freiheit) oder sogar die Frage nach gesellschaftlicher Teilhabe Berücksichtigung finden. Bei RISE, Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig und insbesondere KTL sind verschiedene Kriterien enthalten, die die individuelle Situation und soziale Integration differenziert abbilden. Bei NaLa umfasst dies Kriterien wie Aktivitäten zur Nachwuchsförderung, Engagement in der Öffentlichkeitsarbeit oder ehrenamtliches Engagement innerhalb oder außerhalb der Landwirtschaft. Zum anderen gibt es unterschiedliche Anforderungen bei den Zielwerten, z.B. bei Art und Umfang von Tätigkeiten, die als gesellschaftliches Engagement gezählt werden. Ausschließlich bei KSNL wird der Frauenanteil in der Beschäftigung erhoben, und NaLa berücksichtigt bei den ehrenamtlichen Tätigkeiten auch solche, die typischerweise von Frauen im ländlichen Raum geleistet werden. Bei den SAFA-Leitlinien und SMART fällt auf, dass durch die internationale Ausrichtung in der sozialen Dimension Themenfelder eingeführt werden, die in den anderen Systemen kaum berücksichtigt sind. Dazu zählen faire Handelspraktiken (z.B. verantwortungsvoller Einkauf), Arbeitnehmerrechte (z.B. Versammlungsfreiheit, Verbot von Kinder- und Zwangsarbeit), Arbeitssicherheit, Gleichberechtigung (Verbot von Diskriminierung) und kulturelle Vielfalt (z.B. Erhalt indigenen Wissens). Berührungspunkte gibt es hier zum System NaLa, bei dem vorbeugende Arbeits- und Gesundheitsschutzmaßnahmen, die Rolle von Nachhaltigkeit bei der Auswahl von Lieferanten und Abnehmern und Wohnbedingungen für Beschäftigte abgefragt werden.

Die Hauptthemen in der ökonomischen Dimension sind Wirtschaftlichkeit/Rentabilität, Vulnerabilität/Stabilität und Investitionen, Liquidität sowie Betriebsführung, was auch strategische Fragen und Zukunftsperspektiven beinhaltet. Ein sehr differenzierter Blick, der sowohl diese klassischen ökonomischen Kenngrößen als auch Kategorien wie die Inanspruchnahme einzelbetrieblicher Beratung zu Natur-, Wasser-, Klima-, Boden- oder Naturschutzthemen umfasst, ist bei NaLa zu finden. Ausschließlich SAFA behandelt in der ökonomischen Dimension die Themen regionale Ökonomie (z.B. regionale Beschaffung) und Produktsicherheit und -qualität (z.B. Lebensmittelsicherheit, Lebensmittelqualität, Produktinformation).

Der Prozess zur Bestimmung von Zielwerten (z.B. Einbeziehung von Informationsquellen und Akteuren) wird durch die Mehrzahl der Systeme erläutert.



Die Zielwerte werden bei allen Bewertungssystemen, soweit möglich, auf Basis wissenschaftlicher Erkenntnisse festgelegt. Zudem fließen mit Ausnahme von DAIRYMAN international anerkannte Standards, politische Zielsetzungen und Empfehlungen zivilgesellschaftlicher Organisationen, aber auch vereinzelt Expertenmeinungen und eigene Einschätzungen der Systementwickler mit ein. Die Zielwerte an sich werden nur selten veröffentlicht. Ergänzende Dokumente mit detaillierten Hintergrundinformationen werden jedoch auf Nachfrage zur Verfügung gestellt. Aus den Materialien lässt sich ableiten, dass die Zielwerte teilweise in Anlehnung an gesetzliche Bestimmungen wie die Düngeverordnung entwickelt wurden, teils unter Verweis auf Standpunkte des Verbands Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, unter Bezug auf die gute fachliche Praxis oder auch auf vorliegende Statistiken (z. B. Breitschuh et al. 2008; DLG 2013). Dies betrifft insbesondere die ökologischen Indikatoren. Nicht bei allen Zielwerten geht aus den Darstellungen eindeutig hervor, auf welchen Wissensbeständen diese Annahmen basieren und wie sie zustande gekommen sind. RISE sticht unter den betrachteten Beispielen positiv hervor, da hier für jeden Indikator die aktuelle wissenschaftliche Debatte wiedergegeben und die Herkunft der Zielwerte belegt wird. Insgesamt erschwert die mangelhafte Transparenz über die Entstehung der Zielwerte die Nachvollziehbarkeit und eröffnet Diskussionspielraum, ob die gewählten Ziele für die Abbildung von Nachhaltigkeit angemessen sind.

---

#### 3.2.9 Möglichkeiten der Vereinheitlichung und Weiterentwicklung

Eine wichtige Voraussetzung für die Vereinheitlichung der betrachteten Bewertungssysteme wäre die Schaffung einer einheitlichen Begriffssystematik und -hierarchie, um die Vergleichbarkeit von Ergebnissen verschiedener Bewertungen zu ermöglichen. So wird es für die Vergleich- und Verknüpfbarkeit als essenziell angesehen, dass die Themenfelder und Kriterien den gleichen Bedeutungsinhalt haben und einheitlich benannt werden (Christinck et al. 2017, S. 94). Dies gilt auch für die Bezeichnung der jeweiligen Betrachtungsebenen (Dimensionen, Themenfelder, Kriterien, Indikatoren), die sehr heterogen und zum Teil auch irreführend ist. Diese Anpassungen müssen jedoch nicht zwangsläufig dazu führen, dass die Systeme ihre Individualität und Daseinsberechtigung verlieren. Unterschiede können beispielsweise weiterhin bestehen bei der Auswahl der Themenfelder und Kriterien, die einbezogen werden, ebenso bei der Datengrundlage für die Durchführung der Analysen.

Zwar sind die Betriebsbewertungssysteme bezüglich der berücksichtigten Themen ähnlich, jedoch existieren Unterschiede bei der Zuordnung zu den Dimensionen und bei den ausgewählten Kriterien. Dies ist bedingt durch die zugrundeliegenden Verständnisse von Nachhaltigkeit und unterschiedliche Sys-



temgrenzen. Unterschiede beim Nachhaltigkeitsverständnis zeigen sich insbesondere in der ökonomischen und sozialen Dimension. So beschränkt sich z. B. die Mehrzahl der Ansätze in der ökonomischen Dimension auf klassische betriebswirtschaftliche Kenngrößen wie Rentabilität, Liquidität und Stabilität, während bei den SAFA-Leitlinien und SMART auch Aspekte wie regionale Wertschöpfung und Beschaffung sowie gemeinnützige Investitionen in die Betrachtung einbezogen werden. In der sozialen Dimension berücksichtigt die Mehrzahl der Bewertungsansätze sozioökonomische Kriterien wie Sicherheit des Arbeitsplatzes oder Entlohnung, während bei SAFA auch Aspekte wie Gleichberechtigung und kulturelle Vielfalt, beim DLG-System auch gesellschaftliches Engagement und bei NaLa individuelle Lebensbedingungen relevant sind. Unterschiede bestehen ebenfalls bei den Systemgrenzen. Während in den SAFA-Leitlinien mit ihrem weltweiten Anwendungsbereich Kinderarbeit und Versammlungsfreiheit wichtige Nachhaltigkeitskriterien in der sozialen Dimension darstellen, spielen diese Faktoren für die in Deutschland und der Schweiz entwickelten Systeme keine Rolle. Eine Herausforderung ist, auf Basis eines gemeinsamen bzw. ähnlichen Nachhaltigkeitsverständnisses und einer gemeinsamen Definition von Systemgrenzen (z. B. Berücksichtigung von Produktionsbedingungen im Ausland) zu einer Annäherung zu gelangen.

Da die Nachhaltigkeitsdebatte dynamisch ist und sich mit den ändernden gesellschaftlichen Rahmenbedingungen weiterentwickelt, ist es wichtig, dass die Systeme veränderlich und erweiterungsfähig konzipiert werden. Die in den SAFA-Leitlinien eingeführte vierte Dimension Governance zur Umsetzung von Nachhaltigkeitszielen stellt eine Erweiterung dar, die durch die Agenda 2030 an Bedeutung gewinnt. Für den landwirtschaftlichen Sektor zukünftig besonders relevant wäre die Berücksichtigung des Themas Tierwohl, das gegenwärtig in der Gesellschaft besonders kontrovers diskutiert wird. Obwohl der Großteil der betrachteten Systeme auf Betriebe mit Tierhaltung anwendbar ist, wird das Thema Tierwohl, insbesondere bei den Systemen mit einem breiten Anwendungsspektrum, nicht ausreichend abgebildet. In der sozialen Dimension spielen immer mehr kulturelle und ethische Aspekte eine Rolle. Es stellt sich für die Weiterentwicklung der Systeme die Aufgabe, diese neuen Bausteine zu integrieren und die Instrumente weiterentwicklungsfähig zu gestalten (Christinck et al. 2017, S. 95).

---

### **3.3 Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Wertschöpfungsketten und Produkte**

Im Vergleich zu den einzelbetrieblichen Systemen ist die Nachhaltigkeitsbewertung für Wertschöpfungsketten noch nicht so weit fortgeschritten, und die vorhandenen Systeme sind nicht vergleichbar detailliert ausgearbeitet. Das liegt



daran, dass Wertschöpfungsketten sehr komplex sein können, eine große Zahl an Unternehmen und Arbeitsschritten umfassen und zum Teil international organisiert werden. Dies erschwert die Festlegung von Systemgrenzen, die für die Nachhaltigkeitsbewertung essenziell sind. Außerdem sind für jede Stufe der Kette andere Nachhaltigkeitsthemen und -kriterien relevant, was die Bewertung hochkomplex macht. Für verarbeitete Produkte beispielsweise, die aus verschiedenen Inhaltsstoffen bestehen, ist die Situation denkbar schwierig, weil die Verarbeitungsbetriebe in mehrere Lieferketten eingebunden sind.

Für Wertschöpfungsketten gibt es daher noch keine in vergleichbarem Detail wie für landwirtschaftliche Betriebe ausgearbeiteten Nachhaltigkeitsbewertungssysteme. Dennoch haben viele Lebensmittelkonzerne eigene Nachhaltigkeitsstrategien und -standards entwickelt. Zwar werden die betrachteten Systeme ebenfalls auf Einzelbetriebe angewendet, der wesentliche Unterschied zu Bewertungssystemen für landwirtschaftliche Betriebe besteht jedoch darin, dass die Standards entlang der Wertschöpfungskette verfolgt und die verschiedenen Akteure eingebunden werden. Die vorhandenen Systeme fokussieren auf einzelne Nachhaltigkeitsaspekte und geben relative Verbesserungen im Zeitverlauf an, jedoch keine fest definierten Zielwerte.

Aufgrund der großen Anzahl an vorhandenen Nachhaltigkeitsstandards verschiedener Unternehmen gibt es, wie bei den betrieblichen Systemen auch, internationale Initiativen zur Vereinheitlichung, die als Orientierung zur Festlegung eigener Anforderungen dienen oder direkt genutzt werden können. Beispiele sind die Systeme Sustainable Agriculture Initiative und International Sustainability and Carbon Certification (Christinck et al. 2017, S. 63 f.). Im Folgenden werden diese Ansätze und weitere Bewertungssysteme für Wertschöpfungsketten im Bereich des ökologischen Landbaus, der Soja- und Palmölproduktion und der Biomasseerzeugung zur Energiegewinnung vorgestellt.

---

#### **3.3.1 Sustainable Agriculture Initiative und International Sustainability and Carbon Certification**

Der Standard der Sustainable Agriculture Initiative (SAI) ist für international organisierte Wertschöpfungsketten weit verbreitet. Die SAI-Plattform wurde 2002 von Nestlé, Unilever und Danone als Non-Profit-Organisation gegründet, um den Austausch von Wissen und Best-Practice-Beispielen zur Umsetzung nachhaltiger landwirtschaftlicher Praktiken zwischen Akteuren der Lebensmittelwertschöpfungskette zu unterstützen. Die Initiative umfasst aktuell 90 Mitgliedsunternehmen (SAI Plattform o. J.), darunter auch deutsche Firmen wie die Nordzucker AG und die Südzucker AG (Christinck et al. 2017, S. 64). Zentrales Instrument des Standards ist das MS-Excel-basierte Farm Sustainability Assessment (FSA), das den erreichten Nachhaltigkeitsstandard landwirtschaftlicher Betriebe auf einer Skala mit den Niveaus Gold, Silber und Bronze einordnet.



Das Instrument bündelt die Nachhaltigkeitsanforderungen diverser Unternehmen der Lebensmittelindustrie an die Beschaffung landwirtschaftlicher Rohstoffe und bezieht sich somit ausschließlich auf die Primärproduktion und nicht auf alle Stufen der Wertschöpfungskette.

Der Bronzestandard wird erreicht, wenn 100 % der essenziellen Anforderungen und 75 % der Basisanforderungen erreicht werden. Der Silberstandard wird vergeben, wenn 100 % der essenziellen Anforderungen, 80 % der Basisanforderungen und 50 % der weiterführenden Anforderungen erfüllt sind. Der Goldstandard bedeutet, dass 100 % der essenziellen Anforderungen, 100 % der Basisanforderungen und 75 % der weiterführenden Anforderungen erreicht wurden (SAI Platform 2015). Essenzielle Standards sind z. B. die Einhaltung gesetzlicher Regelungen, die Beachtung der zulässigen Höchstmengen und vorgeschriebenen Wartezeiten bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln und das Verbot von Zwangsarbeit. Die Basisanforderungen sind vergleichbar mit der guten fachlichen Praxis in Deutschland und umfassen die Vermeidung von Bodenverdichtung, die sichere Lagerung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln sowie die Einhaltung von arbeitsrechtlichen Regelungen, wie Urlaub und Mutterschutz entsprechend dem ILO-Abkommen. Die weiterführenden Anforderungen betreffen den integrierten Pflanzenschutz, Management- und Optimierungspläne für verschiedene Betriebsbereiche sowie eine existenzsichernde Entlohnung der Beschäftigten (Christinck et al. 2017, S. 65). Die Informationserfassung basiert auf einem Fragebogen, der durch die Produzenten ausgefüllt wird.

Der Standard ermöglicht es Unternehmen, sich auf die Abnahme von Rohwaren von Betrieben zu beschränken, die ein bestimmtes Nachhaltigkeitsniveau einhalten, oder über die Wertschöpfungskette zu verfolgen, welcher Anteil von Waren welches Niveau an Nachhaltigkeit erreicht hat. Das FSA-Instrument wird bisher in 32 Ländern eingesetzt, vor allem in Nord- und Mittelamerika, Brasilien, Europa, Russland, Nordasien, Indien und Australien.<sup>23</sup> Da die Anforderungen nicht auf wissenschaftlich definierten Belastungsgrenzen beruhen (z. B. Funktionen der Ökosysteme), kann der Ansatz nachhaltige Produktionsverfahren nur bedingt gewährleisten (Christinck et al. 2017, S. 65).

Der Standard International Sustainability and Carbon Certification (ISCC Plus) der Firma ISCC System GmbH aus Köln zur Nachhaltigkeitsbewertung international organisierter Wertschöpfungsketten hat in den letzten Jahren ebenfalls an Bedeutung gewonnen. Der Standard wurde ab dem Jahr 2006 in einem Multistakeholderprozess mit mehr als 250 Vertretern aus Landwirtschaft, der verarbeitenden Industrie, Händlern sowie NGOs aus dem Bereich Umweltschutz und Sozialbelange entwickelt. Er ist anwendbar auf Nahrungs- und Futtermittel, biobasierte Produkte für die Industrie, Rest- und Abfallstoffe, erneuerbaren Strom, erneuerbare Wärme und Biokraftstoffe, deren Herstellung außerhalb der EU liegt, und umfasst Regeln für eine umwelt- und sozial-

23 <https://saiplatform.org/fsa/> (20.5.2021)



### 3 Stand und Perspektiven der Nachhaltigkeitsbewertung

verträgliche Produktion von land- und forstwirtschaftlichen Rohstoffen sowie deren Rückverfolgbarkeit über die gesamte Lieferkette. Neben Anforderungen für die landwirtschaftliche Erzeugung durch Betriebe oder Plantagen umfasst der Standard auch Vorgaben für Sammelstellen von Rohprodukten sowie Rest- und Abfallstoffen, Lagerstätten, Handelsunternehmen und Verarbeitungsstätten. Listen mit den einzelnen Anforderungen einschließlich der Prüfverfahren und benötigten Dokumente sind auf der ISCC-Webseite verfügbar. Ebenfalls frei zugänglich ist eine Übersicht über alle erteilten Zertifikate, in der die entsprechenden Unternehmen, Produkte und Laufzeiten eingetragen sind (ISCC 2018).

Die Nachhaltigkeitsbestimmungen für die Biomasseproduktion umfassen sechs Prinzipien (ISCC 2010, S. 6 ff.). Diese besagen, dass

- › keine Produktion auf Flächen mit hohem ökologischem Wert oder Kohlenstoffbestand stattfinden darf (Prinzip 1),
- › bei der Produktion der Schutz von Boden, Wasser und Luft gewährleistet sein muss und Prinzipien der guten landwirtschaftlichen Praxis anzuwenden sind (Prinzip 2),
- › sichere Arbeitsbedingungen vorherrschen müssen und vorbeugende Arbeitsschutzmaßnahmen einzuleiten sind (Prinzip 3),
- › durch die Produktion keine Menschenrechte, Arbeiterrechte oder Landrechte verletzt werden dürfen (Prinzip 4),
- › alle regionalen, nationalen sowie internationalen Abkommen eingehalten werden müssen (Prinzip 5) und
- › Praktiken guten Managements einzuführen sind (Prinzip 6).

Alle Prinzipien sind in Themenfeldern und Kriterien weiter konkretisiert, die Anforderungen werden in die Kategorien »übergeordnete Bestimmungen« (»major musts«) und »untergeordnete Bestimmungen« (»minor musts«) unterteilt. Für den Erhalt eines Zertifikats müssen alle übergeordneten Bestimmungen des Prinzips 1 und der Großteil dieser Bestimmungen für die übrigen Prinzipien erfüllt sowie 60% der untergeordneten Erfordernisse erreicht werden (ISCC 2010, S. 4).

In den der landwirtschaftlichen Erzeugung nachgelagerten Bereichen sind Sorgfaltsmaßnahmen zu erfüllen. Dazu gehören die ordnungsgemäße Mengenebuchhaltung und die Gewährleistung der Rückverfolgbarkeit (»chain of custody«). Während die Einhaltung von Nachhaltigkeitsstandards bei der landwirtschaftlichen Erzeugung sichergestellt wird, beinhalten ISCC und SAI keine Anforderungen an die ökologische, ökonomische und soziale Nachhaltigkeit der nachgelagerten Stufen der Kette. Seit 2010 wurden mehr als 16.000 Zertifikate für über 3.000 Nutzer in 100 Ländern ausgestellt (Christinck et al. 2017, S. 66).



### 3.3.2 Standards und Zertifizierung im ökologischen Landbau

Im ökologischen Landbau gibt es eine Vielfalt an elaborierten Nachhaltigkeitsstandards und -zertifizierungen. Auf internationaler Ebene legt die International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM) Mindeststandards fest, die für die Mitgliedsverbände verbindlich sind. Diese basieren auf den vier Prinzipien Gesundheit, Ökologie, Fairness und Fürsorge und enthalten zahlreiche Anforderungen für das Management von Ökosystemen, die Pflanzenproduktion und Tierhaltung, Aquakulturen, Verarbeitung und Handhabung, Kennzeichnung sowie soziale Gerechtigkeit (IFOAM 2014, S. 33 ff.). Darüber hinaus werden Kriterien für die Bewertung von Produktionsmitteln sowie Anforderungen an die Zertifizierung festgelegt (IFOAM 2014, S. 67 ff.). Damit wird für wichtige Stufen der Wertschöpfungskette insbesondere die ökologische Dimension der Nachhaltigkeit unter Berücksichtigung sozialer und ethischer Prinzipien und klar formulierter Mindestanforderungen abgedeckt. Unternehmen und Organisationen, die eine Zertifizierung anbieten möchten, können die Zulassung beim International Organic Accreditation Service (IOAS) beantragen. Die Kontrolle kann entweder auf Basis der IFOAM-Richtlinien erfolgen oder anhand eigenständiger Verbandsrichtlinien, soweit diese mit den IFOAM-Richtlinien als vereinbar anerkannt wurden. Damit liegt ein weltweites Bewertungssystem für den ökologischen Landbau vor, das auch für Länder wirksam ist, in denen keine nationalen Richtlinien existieren (Christinck et al. 2017, S. 71). Die IFOAM umfasst mehr als 800 Mitgliedseinrichtungen aus über 100 Ländern (IFOAM 2018).

Für die EU-Mitgliedstaaten und ihre Handelspartner relevant ist darüber hinaus die Verordnung (EG) Nr. 834/2007,<sup>24</sup> welche die seit 1992 in Kraft gewesene Verordnung (EWG) Nr. 2092/91<sup>25</sup> aufgehoben hat und ihrerseits zum 1. Januar 2021 durch die Verordnung (EU) 2018/848<sup>26</sup> aufgehoben wird. Die Verordnung (EG) Nr. 834/2007 enthält Grundsätze und Vorschriften der landwirtschaftlichen Erzeugung und Verarbeitung von ökologischen Lebens- bzw. Futtermitteln sowie allgemeine Produktionsvorschriften (Artikel 5 bis 15), benennt im Landbau verwendete Erzeugnisse und Stoffe sowie Kriterien für deren Zulassung (Artikel 16), regelt die Kennzeichnung von ökologischen Produkten (Artikel 23 bis 26), durchzuführende Kontrollen (Artikel 27 bis 31) sowie den Handel mit Drittländern (Artikel 32 und 33). Die Verordnung (EG) Nr. 2018/848

24 Verordnung (EG) Nr. 834/2007 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 2092/91

25 Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel

26 Verordnung (EU) 2018/848 über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 834/2007



ist in weiten Teilen konform mit den IFOAM-Standards, die als Orientierung bei der Erarbeitung gedient haben (Christinck et al. 2017, S.71). Die Kontrolle erfolgt durch staatliche Stellen oder staatlich überwachte, private Stellen, die auch die Einhaltung von Verbandsrichtlinien kontrollieren, insofern überwachte Betriebe einem Verband angehören, dessen Anforderungen über die Erfordernisse der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 hinausgehen (Christinck et al. 2017, S.71).

Neben der IFOAM-Richtlinie und der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 existiert auf privatwirtschaftlicher Ebene eine Vielzahl an Standards und Zertifizierungen von Verbänden des ökologischen Landbaus. Dazu zählen in Deutschland beispielsweise Bioland, Naturland und Demeter. Die Richtlinien dieser Verbände sind nicht nach Nachhaltigkeitsdimensionen, sondern nach Themen geordnet. Sie enthalten grundsätzliche Regelungen, Bestimmungen für spezifische Produktionsbereiche wie Pflanzenbau, Tierhaltung, Fischerei oder Imkerei, für spezifische Produkte wie Kosmetik und Textilien sowie deren Verarbeitung und Vermarktung (Bioland 2017a; Demeter 2017a; Naturland 2018). Naturland hat seit 2014 verbindliche Standards für »soziale Verantwortung« in den allgemeinen Erzeugerrichtlinien verankert (Naturland 2014). Darüber hinaus gibt es bei Naturland eine separate Zusatzzertifizierung »Naturland Fair«, die Themen wie Handelsbeziehungen, Erzeugerpreise, regionaler Rohstoffbezug, gesellschaftliches Engagement und Unternehmensstrategien behandelt (Naturland 2017b).

Die Bestimmungen von Bioland, Naturland und Demeter sind in vielen Aspekten strenger als die Standards der Verordnung (EG) Nr. 834/2007. Dies betrifft beispielsweise den Düngereinsatz, die Verwendung von Kupfer als Pflanzenschutzmittel, die Verwendung von Torf im Gartenbau, das Heizen von Gewächshäusern, die maximale Tieranzahl pro ha bei Geflügel und Schweinen, Tierarzneimittel, die Futterzusammensetzung und Zusatzstoffe sowie Verfahren und Verpackungen in der Verarbeitung (Bioland 2017b; Demeter 2017b; Naturland 2017a). Insgesamt spielt die ökologische Dimension in den Richtlinien der Verbände eine zentrale Rolle. Diese wird ergänzt durch soziale und ethische Aspekte (vor allem Tierhaltung), während die ökonomische Dimension in den Bestimmungen kaum thematisiert wird (siehe auch Christinck et al. 2017, S.71).

---

#### 3.3.3 Nachhaltigkeitszertifizierung für Soja und Palmöl

Etwa ein Drittel der mengenmäßigen Gesamtproduktion der deutschen Landwirtschaft im Jahr 2014 wurde exportiert (BMEL 2017b, S.36). Wertmäßig machen Milchprodukte und Fleisch den größten Anteil daran aus. Dabei wird ein Teil der benötigten Futtermittel für die exportorientierte Fleischproduktion nicht in Deutschland angebaut, sondern aus dem Ausland eingeführt. Schät-



zungen zufolge betraf dies 17% der im Jahr 2014 in Deutschland eingesetzten Kraftfuttermittel (BMUB 2016, S. 3). Allein für den Anbau von Sojabohnen, die im Jahr 2014 in Deutschland verfüttert wurden, wurden 2,8 Mio. ha Land benötigt (BMUB 2016, S. 3). Somit ist für die Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme in Deutschland von Bedeutung, wie diese Flächen bewirtschaftet werden und unter welchen sozialen Bedingungen die Produktion stattfindet.

Der Sojaanbau, der größtenteils in Südamerika erfolgt, führt zu unterschiedlichen Nachhaltigkeitsproblemen wie dem Verlust ökologisch wertvoller Flächen, der Verdrängung von kleinbäuerlicher Landwirtschaft, der Konkurrenz mit der Nahrungsmittelproduktion und der Anreicherung von Pflanzenschutzmitteln in Boden und Wasser (Brendel 2012, S. 17). Um diesen Problemen Einhalt zu gebieten, wurden verschiedene Zertifizierungssysteme für Sojarah- und -verarbeitungsprodukte entwickelt. Der European Feed Manufacturers' Federation (FEFAC; europäischer Branchenverband der Futtermittelhersteller) hat 2015 auf Basis eines offenen Dialogprozesses gemeinsam mit dem International Trade Center (ITC) Richtlinien für die Beschaffung von Soja entwickelt. Diese decken folgende Punkte ab: Gesetzeskonformität, verantwortungsvolle Arbeitsbedingungen wie Unterbindung von Kinder- und Zwangsarbeit, Arbeitssicherheit und Versammlungsfreiheit, Umweltverantwortung, darunter verantwortungsvolle Ausweitung des Sojaanbaus und Entsorgung von Produktionsabfällen und Reduktion des Einsatzes fossiler Brennstoffe, gute landwirtschaftliche Praxis wie Schutz von Boden und Wasser und integrierter Pflanzenschutz, Einhaltung der gesetzlichen Landnutzungsrechte und Schutz der Beziehungen zur Gemeinschaft durch Einrichtung von Beschwerde- und Schlichtungsverfahren (FEFAC 2015). Der deutsche Verband Tiernahrung e. V. (DVT) und der Deutsche Raiffeisenverband (DRV) empfehlen, die FEFAC-Leitlinien für die Beschaffung von Sojaprodukten zu nutzen. Bislang wurden 15 privatwirtschaftliche Standards nach den FEFAC-Leitlinien anerkannt (Christinck et al. 2017, S. 75). Allerdings sind keine Informationen bekannt über den Anteil der Sojaimporte nach Deutschland, die entsprechend diesen Standards zertifiziert sind (Christinck et al. 2017, S. 75).

Eine zentrale Rolle bei der Nachhaltigkeitsbewertung der Sojaproduktion spielt der Round Table on Responsible Soy (RTRS), an dessen Gründung 2006 die FEFAC beteiligt war. Dabei handelt es sich um eine zivilgesellschaftliche Organisation von Vertretern der Sojawertschöpfungskette und von NGOs mit dem Ziel, Produktion, Verarbeitung und Handel mit Soja auf internationaler Ebene verantwortungsvoll zu gestalten. In Dialogprozessen wurde der RTRS-Standard für verantwortungsvolle Sojaproduktion entwickelt. Dieser umfasst die Säulen Rechtskonformität und gute Geschäftspraktiken, verantwortungsvolle Arbeitsbedingungen, verantwortungsvolle Beziehungen zur Gemeinschaft, Verantwortung für die Umwelt sowie gute landwirtschaftliche Praxis



(RTRS 2017). Damit sind ähnliche Punkte angesprochen wie bei den FEFAC-Richtlinien.

Eine Besonderheit der RTRS-Zertifizierung ist, dass diese für Gruppen möglich ist. Das bedeutet, dass sich kleinbäuerliche Betriebe als Gruppe zertifizieren lassen und somit den Aufwand und die Kosten der Zertifizierung und jährlichen Fortschrittsberichterstattung teilen können (RTRS 2018b). Darüber hinaus erfolgt die Zertifizierung in einem schrittweisen Verfahren, in dem sich die Betriebe kontinuierlich verbessern und zusätzlich zu den grundlegenden Anforderungen weiterführende Bestimmungen erfüllen müssen (RTRS 2018b). Im Jahr 2017 wurden in Argentinien, Brasilien, Uruguay, Paraguay, den USA und China insgesamt mehr als 1,2 Mio. ha und über 4 Mio. t Soja nach dem RTRS-Standard zertifiziert (RTRS 2018a). Neben dem Produktionsstandard hat der RTRS auch einen Standard zur Rückverfolgbarkeit zertifizierten Sojas (Chain of Custody RTRS Standard) entwickelt, der Anforderungen an die Überwachung von Soja- und Nebenprodukten entlang der gesamten Lieferkette formuliert.

Kontrovers diskutiert wird der Einsatz von gentechnisch verändertem Soja in Futtermitteln, der bei tierischen Endprodukten nicht kennzeichnungspflichtig ist. Schätzungen zufolge sind etwa 85 % des Sojaschrots im Tierfutter der konventionell betriebenen Tierhaltung in Deutschland gentechnisch verändert (Brendel 2012, S. 6). Die Gentechnikfreiheit von Sojabohnen und Sojaprodukten wird durch zertifizierten ökologischen Anbau, den ProTerra-Standard der Schweizer Zertifizierungsorganisation Cert-ID und den RTRS-Standard für gentechnikfreies Soja garantiert (Brendel 2012, S. 11 u. 15 f.).

Neben Soja wird auch Palmkernschrot verfüttert, das ein Nebenprodukt der Palmölherstellung darstellt. Damit sich die hohen Investitionen in Anlagen zur Palmölextraktion lohnen, werden Ölpalmen meist großflächig im Umkreis der Anlagen angebaut. Dies führt zu Problemen wie der Rodung von Wäldern und Verdrängung kleinbäuerlicher Landwirtschaft. Zur Nachhaltigkeitsbewertung der Palmölproduktion sind auf internationaler Ebene der Standard und das Zertifizierungssystem des Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO) weit verbreitet. Die im Jahr 2004 auf Initiative des World Wide Fund for Nature (WWF) gegründete Non-Profit-Organisation setzt sich analog zum RTRS zusammen aus Vertretern der Palmölmwertschöpfungskette und von NGOs, die den Standard in einem Multistakeholderprozess kontinuierlich weiterentwickeln (Christinck et al. 2017, S. 75). Der RSPO-Standard umfasst die folgenden acht Prinzipien, die über Kriterien und Indikatoren (Beispiele nachfolgend in Klammern) näher definiert sind (RSPO 2018):

- › Prinzip 1: Verpflichtung zu Transparenz (z. B. Weitergabe von Informationen und Veröffentlichung von Dokumenten, die in Zusammenhang mit der Zertifizierung stehen)



- > Prinzip 2: Einhaltung der geltenden Gesetze und Vorschriften (z. B. Berücksichtigung von Landnutzungsrechten)
- > Prinzip 3: Verpflichtung zur langfristigen wirtschaftlichen und finanziellen Tragfähigkeit (z. B. Vorhandensein eines Managementplans)
- > Prinzip 4: Anwendung geeigneter Best Practices bei Anbau und Mahlung (z. B. Dokumentation der Betriebsabläufe, Erstellung eines arbeitsmedizinischen Sicherheitsplans, Durchführung von Mitarbeiterschulungen)
- > Prinzip 5: Umweltverantwortung und Schutz der natürlichen Ressourcen und der biologischen Vielfalt (z. B. Erfassung und Monitoring von Umweltauswirkungen, Abfallreduktion, effiziente Nutzung fossiler Energieträger und erneuerbarer Energie, Verzicht auf Brandrodung)
- > Prinzip 6: verantwortungsvoller Umgang mit Mitarbeitern, Einzelpersonen und Gemeinden, die durch Anbau und Mahlung betroffen sind (z. B. Erfassung und Monitoring sozialer Auswirkungen unter Einbeziehung der Betroffenen, Verwendung offener und transparenter Kommunikationsmethoden, Entwicklung eines gemeinschaftlich anerkannten Beschwerdeverfahrens, Zahlung gesetzlicher oder branchenüblicher Mindestlöhne)
- > Prinzip 7: verantwortungsvolle Planung neuer Anlagen und Plantagen (z. B. frühzeitige Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung, Verbot der Rodung von Primärwald)
- > Prinzip 8: Verpflichtung zur kontinuierlichen Verbesserung in zentralen Tätigkeitsfeldern (z. B. Erstellung von Aktionsplänen)

Die Kriterien und Indikatoren sind zwar nicht verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen zugeordnet, zielen jedoch auf ökologische, soziale und ökonomische Aspekte ab und berücksichtigen in den Prinzipien 1, 2, 4, 7 und 8 insbesondere auch Anforderungen zur Umsetzung der Nachhaltigkeitsziele (Governancedimension). Die inhaltlichen Anforderungen richten sich ausschließlich an die Primärproduktion und Erstverarbeitung (Mahlung). Es werden keine Nachhaltigkeitsanforderungen an weitere Stufen der Wertschöpfungskette gestellt. Die Richtlinie wird ergänzt durch Bestimmungen für die RSPO-Zertifizierung durch Akkreditierungs- und Zertifizierungsstellen, die in einem separaten Dokument näher erläutert werden (RSPO 2014). Der RSPO-Verband umfasst über 3.800 Mitglieder aus mehr als 90 Ländern. Mit Stand Ende Mai 2018 wurden knapp 3,6 Mio. ha Land und mehr als 12 Mio. t Palmöl nach dem RSPO-Standard zertifiziert. Dies entspricht 19% der weltweiten Palmölproduktion.<sup>27</sup>

---

<sup>27</sup> <https://rspo.org/about/impacts> (20.5.2021)

### 3.3.4 Nachhaltigkeitszertifizierung für Biomasse zur Energieerzeugung

Die Energiegewinnung aus Biomasse zur Produktion von Strom, Wärme und Kraftstoff stellt einen wichtigen Baustein dar, um das in Paris beschlossene Ziel zur Treibhausgasminderung von 95 % bis zum Jahr 2050 zu erreichen. Zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen hat die EU die Richtlinie 2009/28/EG<sup>28</sup> eingeführt. Diese legt fest, dass der Anteil erneuerbarer Energien am Gesamtenergieverbrauch der EU im Jahr 2020 mindestens 20 % und am Energieverbrauch des Transportsektors 10 % betragen soll. Die Neufassung der Erneuerbare-Energien-Richtlinie (Richtlinie EU/2018/2001<sup>29</sup>) beinhaltet eine Erhöhung des Gesamtziels auf einen Anteil von 32 % erneuerbare Energie am Gesamtenergieverbrauch der EU bis zum Jahr 2030.

Um sicherzustellen, dass durch die Art des Biomasseanbaus und der Verarbeitung nicht mehr Umweltbelastungen entstehen als durch die energetische Biomassenutzung gegenüber der Nutzung fossiler Energieträger vermieden werden können, hat die EU in Artikel 17 der Richtlinie 2009/28/EG Nachhaltigkeitskriterien für flüssige Brennstoffe und Biokraftstoffe formuliert. Diese Bestimmungen wurden 2009 in Form der Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV)<sup>30</sup> und der Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV)<sup>31</sup> in deutsches Recht umgesetzt.

Die Nachhaltigkeitskriterien besagen, dass Biomasse, die zur Herstellung von flüssigen Biobrennstoffen oder Biokraftstoffen verwendet wird, nicht von Flächen mit einem hohen Wert für die biologische Vielfalt stammen darf. Dies meint bewaldete Flächen (Primärwälder, sonstige naturbelassene Flächen), Naturschutzzwecken dienende Flächen, die durch das Gesetz oder zuständige Behörden als solche ausgewiesen worden sind, Grünland mit großer biologischer Vielfalt (natürliches oder künstlich geschaffenes Grünland, es sei denn, die Ernte der Biomasse ist zur Erhaltung des Grünlandstatus erforderlich), Flächen mit einem hohen oberirdischen oder unterirdischen Kohlenstoffbestand (wie Feuchtgebiete oder kontinuierlich bewaldete Gebiete) sowie Torfmoor. Der Biomasseanbau muss entsprechend den Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und im Einklang mit den Mindestanforderungen an den guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand nach

28 Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG

29 Richtlinie (EU) 2018/2001 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen

30 Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung (Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung – BioSt-NachV)

31 Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung – Biokraft-NachV)



Verordnung (EG) Nr. 73/2009<sup>32</sup> über gemeinsame Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der GAP erfolgen. Bei der Verwendung flüssiger Biomasse gilt zudem seit 1. Januar 2018, dass eine Minderung der Treibhausgasemissionen von mindestens 50 % erzielt werden muss, sofern die letzte Schnittstelle, die die flüssige Biomasse produziert hat, bis zum 5. Oktober 2015 in Betrieb genommen worden ist. Die Minderung muss mindestens 60 % betragen, sofern die letzte Schnittstelle, die die flüssige Biomasse produziert hat, nach dem 5. Oktober 2015 in Betrieb genommen worden ist (§ 8 BioSt-NachV). Für Biokraftstoffe musste die Minderung der Treibhausgasemissionen bereits ab dem 1. Januar 2017 60 % betragen, sofern die Produktionsstätte nach dem 5. Oktober 2015 in Betrieb genommen worden ist, und 50 %, sofern die Produktionsstätte bis zum 5. Oktober 2015 in Betrieb genommen worden ist (§ 8 Biokraft-NachV).

Der Nachweis einer nachhaltigen Biomasseproduktion erfolgt durch die Zertifizierung der Biomasse. Entsprechend der BioSt-NachV muss der Biostromerzeuger den Nachweis gegenüber dem Netzbetreiber erbringen. Im Falle der Biokraftstoffe muss der Nachweis vom Inverkehrbringer gegenüber der Biokraftstoffquotenstelle erfolgen. Dazu wird die Einhaltung der Vorgaben über die Anwendung eines Massenbilanzsystems entlang der Produktions- und Lieferkette vom Anbau bis zum Herstellungsprozess dokumentiert. In Deutschland ist die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) für die Anerkennung und Kontrolle der Zertifizierungssysteme und -stellen verantwortlich.

Bei den Kriterien der Richtlinie 2009/28/EG handelt es sich nicht um Nachhaltigkeitskriterien im Sinne eines ganzheitlichen Ansatzes, der ökologische, soziale und ökonomische Aspekte berücksichtigt. Stattdessen liegt der Schwerpunkt auf der ökologischen Dimension und hier auf den Problempunkten Treibhausgasemissionen aufgrund von Landnutzungsänderungen und Verlust von Lebensräumen und biologischer Vielfalt, was ausschließlich die landwirtschaftliche Erzeugung betrifft. Aufgrund dieser Beschränkungen wird der Ansatz von verschiedenen Akteuren kritisiert. Beispielsweise bemängelt der WWF (2013, S.20) das Fehlen umfassender Umwelt- und Sozialstandards, die einen Beitrag für eine weitergehende ökologische und soziale Verbesserung leisten könnten. Bereits im Rahmen der Verabschiedung der Richtlinie 2009/28/EG wurde von Umweltexperten des Weiteren moniert, dass indirekte Landnutzungsänderungen<sup>33</sup>, die zu hohen Treibhausgasemissionen führen können, bei

---

32 Verordnung (EG) Nr. 73/2009 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1290/2005, (EG) Nr. 247/2006, (EG) Nr. 378/2007 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003

33 Indirekte Landnutzungsänderungen beschreiben den Effekt, wenn die zusätzliche Produktion, z.B. der Energiepflanzenanbau für die Herstellung von Biokraftstoffen, auf schon bisher landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgt und die bisher auf diesen Flächen erfolgte Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln auf neu erschlossene Flächen verdrängt wird (TAB 2012, S. 165).



der Nachhaltigkeitsbewertung keine Berücksichtigung finden (z.B. WBGU 2009, S.6). Dieses Problem wurde bisher, auch aufgrund der schwierigen Nachvollziehbarkeit von indirekten Landnutzungsänderungen, nicht gelöst.

---

#### 3.3.5 Gemeinsamkeiten und Unterschiede

Den vorgestellten Standards ist gemeinsam, dass sie keine Bewertung der gesamten Wertschöpfungskette in ihrer Komplexität vornehmen. Das zeigt sich zum einen darin, dass sich die Bewertungskriterien im Grunde an die einzelnen Akteure und Betriebe der Kette richten, während über die betriebliche Ebene hinausgehende Nachhaltigkeitsleistungen an der Schnittstelle der Stufen, z. B. gemeinsames Monitoring von Problembereichen oder gemeinsame Strategieentwicklung, nicht vorausgesetzt werden. Zum anderen liegt bei der Mehrzahl der Systeme der Fokus auf der Bewertung der landwirtschaftlichen Produktion. Bei den Standards SAI, ISCC Plus und der Nachhaltigkeitszertifizierung nach der Richtlinie 2009/28/EG werden keine Nachhaltigkeitsanforderungen für die nachgelagerten Stufen der Kette formuliert. Stattdessen stehen hier die Gewährleistung von Rückverfolgbarkeit (mit Ausnahme der Richtlinie 2009/28/EG, da hier Massenbilanzen abgefragt werden) und die Einhaltung von Sorgfaltsmaßnahmen im Vordergrund.

Die Nachhaltigkeitsbewertung entlang von Wertschöpfungsketten orientiert sich an relativen Verbesserungen im Vergleich zum Ausgangszustand und nicht wie bei den einzelbetrieblichen Systemen an festen Zielwerten für einzelne Indikatoren. Dies wird insbesondere bei der Zertifizierung für Soja und Palmöl deutlich. Die Eintrittsschwelle ist beispielsweise bei SAI durch die Staffelung in drei Nachhaltigkeitsniveaus vergleichsweise gering, und die Anforderungen beruhen nicht auf wissenschaftlich definierten Belastungsgrenzen (Christinck et al. 2017, S.65). Auch bei den Zertifizierungssystemen für Futtermittel werden die Schwellenwerte als niedrig eingeschätzt (Christinck et al. 2017, S.88). Die Nachhaltigkeitskriterien und -indikatoren sind bei den vorgestellten Ansätzen für Wertschöpfungsketten thematisch sortiert, jedoch nicht bestimmten Nachhaltigkeitsdimensionen zugeordnet wie bei den betrieblichen Bewertungssystemen. Damit und auch aufgrund der spezifischen Anwendungsbereiche fällt der Vergleich zwischen den unterschiedlichen Systemen eher schwer, wobei bei den ökologischen Kriterien noch eine gewisse Vergleichbarkeit hergestellt werden kann. Zwischen manchen Systemen wie dem IFOAM-Standard und der Verordnung (EG) Nr. 834/2007 oder den FEFAC-Leitlinien und dem RTRS-Standard bestehen viele Parallelen, da diese nacheinander und in Orientierung an den Vorläufer entwickelt wurden.

Ein wesentlicher Unterschied besteht darin, dass sich die Systeme bis auf Ausnahme der Standards SAI und ISCC Plus auf bestimmte Endprodukte wie Soja oder Palmöl, Verwertungszwecke, wie die energetische Nutzung, oder



Anbauverfahren, wie den ökologischen Landbau, beschränken. Dagegen sind SAI und ISCC Plus als Bewertungsansätze für international organisierte Wertschöpfungsketten breit anwendbar auf unterschiedliche Lebensmittelwertschöpfungsketten und ISCC Plus sogar auf die forstwirtschaftliche Produktion. Auch wenn die Ansätze keine Differenzierung in Nachhaltigkeitsdimensionen aufweisen, so zeigt sich doch, dass die einzelnen Dimensionen mehr oder weniger stark berücksichtigt werden. Bei den Ansätzen für den ökologischen Anbau ist auffallend, dass insbesondere Umweltwirkungen, aber auch Tierwohl und soziale Aspekte erfasst werden, während die ökonomische Dimension kaum behandelt wird. Die Standards von RTRS und RSPO decken alle drei Nachhaltigkeitsdimensionen gleichermaßen ab, wobei der RSPO-Standard auch zahlreiche Governanceaspekte integriert. Die Nachhaltigkeitszertifizierung nach der Richtlinie 2009/28/EG beinhaltet zwei Umweltkriterien, jedoch keine weiterführenden ökologischen, sozialen oder ökonomischen Anforderungen.

---

#### 3.3.6 Möglichkeiten der Vereinheitlichung und Weiterentwicklung

Da sich die verschiedenen Bewertungssysteme auf spezifische und in ihren Eigenschaften sehr unterschiedliche Wertschöpfungsketten und Produkte beziehen, sind der Vereinheitlichung gewisse Grenzen gesetzt. Herausforderungen werden insbesondere für international organisierte Wertschöpfungsketten und aus mehreren Rohstoffen zusammengesetzte Produkte gesehen (Christinck et al. 2017, S. 94), da diese wegen der großen Anzahl beteiligter Arbeitsschritte und Stufen komplexe Systeme darstellen und eine Vereinheitlichung nicht einfach ist. Das derzeit noch in der Entwicklung befindliche SMART-Tool für Unternehmen, das ebenso wie das SMART-Tool für landwirtschaftliche Betriebe (Kap. 3.2) auf den SAFA-Leitlinien beruht, soll geeignet sein, um die Nachhaltigkeit auf mehreren Stufen regionaler, nationaler und internationaler Wertschöpfungsketten mithilfe eines einheitlichen Systems zu untersuchen und zu bewerten (Christinck et al. 2017, S. 87).

Allerdings erscheint zum jetzigen Zeitpunkt die Weiterentwicklung der unterschiedlichen Ansätze als zentrale Vorbedingung für eine Vereinheitlichung vordringlich. Den meisten Systemen liegt kein umfassendes Nachhaltigkeitsverständnis zugrunde. Dies ist offensichtlich für die Ansätze SAI und ISCC Plus, die Nachhaltigkeitsanforderungen ausschließlich für die landwirtschaftliche Produktion formulieren, für Zertifizierungssysteme des ökologischen Landbaus, bei denen die ökonomische Dimension kaum behandelt wird, und für die Nachhaltigkeitszertifizierung von Biokraftstoffen und flüssiger Biomasse, die weder soziale noch ökonomische und auch nur wenige ökologische Aspekte berücksichtigt. Es besteht Bedarf, diese zu umfassenden Nachhaltigkeitsbewertungssystemen weiterzuentwickeln, die alle drei bzw. weitere Dimensionen



umfassen. Damit verbunden müsste auch die Einführung einer Systematik zur Klassifikation von Kriterien und Indikatoren sein, die bei allen Systemen gegenwärtig entlang von Themenlisten sortiert werden.

Insgesamt werden die über die einzelnen Betriebe hinausgehenden Nachhaltigkeitswirkungen, die durch das Zusammenwirken von Arbeitsschritten und Akteuren entlang der Wertschöpfungskette entstehen, in den vorgestellten Systemen kaum erfasst und damit auch keine Anreize gesetzt, Verbesserungen an den Schnittstellen zu erzielen. Die Fokussierung auf Nachhaltigkeitsleistungen, die über die einzelbetriebliche Ebene hinausgehen, stellt daher einen wichtigen Ansatzpunkt für die Weiterentwicklung der vorhandenen Bewertungssysteme dar. Ansätze, die eine Nachhaltigkeitszertifizierung der teilnehmenden Erzeuger- und Verarbeitungsbetriebe voraussetzen, erscheinen besonders geeignet, um darauf aufbauend die Nachhaltigkeit der Wertschöpfungskette als solche in den Blick zu nehmen.

---

## 3.4 Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für den Agrarsektor

Im Folgenden werden ausgewählte Bewertungssysteme für den gesamten Agrarsektor vorgestellt, darunter die OECD-Umweltindikatoren sowie die Nachhaltigkeitsberichte der Deutschen Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) und der Deutschen Bundesregierung.

---

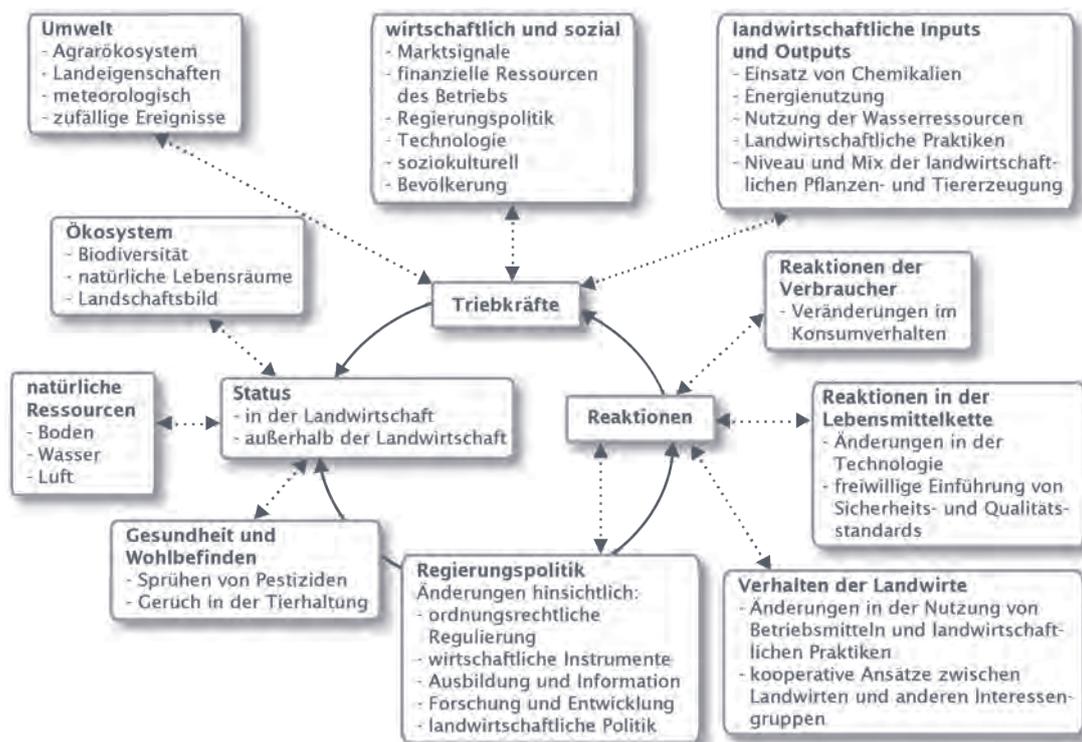
### 3.4.1 Agri-Environmental Indicators

Die Agri-Environmental Indicators der Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) wurden in den 1990er Jahren gemeinsam mit deren Mitgliedsländern entwickelt. Ziel war es, Informationen zur Wirkung der Landwirtschaft auf die Umwelt als Basis für politische Entscheidungen bereitzustellen. Dazu sollten die Indikatoren diejenigen Umweltprobleme beschreiben, die für Regierungen und Akteure der Landwirtschaft Priorität haben und durch politische Entscheidungen beeinflussbar sind. Als wichtig erachtet wurde, dass die zugrundeliegende Themenliste angesichts von gesellschaftlichem Wandel veränderlich ist, d. h., neue Themen aufgenommen und alte Themen ersetzt werden können. Des Weiteren sollten die Indikatoren analytisch eindeutig sein, d. h. wissenschaftlich beschreibbar und mit den Umweltproblemen zusammenhängend, auf bestehenden oder geplanten Datenerhebungen beruhen sowie eindeutige Informationen enthalten, die von Politikern und der Öffentlichkeit verstanden und interpretiert werden können (Christinck et al. 2017, S. 76 f.; OECD 1999, S. 15 ff.).



Bei der Entwicklung des Indikatorensystems wurde auf dem Driving Force-State-Response Framework der OECD aufgebaut, das auch für die Erarbeitung von Umweltindikatoren in anderen Sektoren genutzt wird (OECD 1999, S. 12 ff.; Abb. 3.3). Dieses Rahmenkonzept unterscheidet zwischen Treibern für Umweltveränderungen, die durch die Landwirtschaft bedingt werden (z. B. Einsatz von Düngemitteln und Wasser als biophysikalische Treiber, Subventionen als ökonomischer Treiber und öffentlicher Druck als sozialer Treiber), dem Umweltstatus in der Landwirtschaft (z. B. Zustand der natürlichen Ressourcen, der Struktur und Funktion von Ökosystemen sowie der menschlichen Gesundheit) und den Reaktionen auf von der Landwirtschaft induzierte Umweltveränderungen durch Gesellschaft, Politik oder Märkte (z. B. Verhalten von Landwirten oder Verbrauchern, Reaktionen innerhalb der Nahrungsmittelkette und Regierungshandeln) (OECD 1999, S. 12 f.).

Abb. 3.3 Driving Force-State-Response Framework der OECD zur Beschreibung von Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt



Quelle: nach OECD 1999, S. 13 (Übersetzung TAB)

Die Themenfelder und zugehörigen Agrarumweltindikatoren werden wie folgt unterteilt (OECD 2001, S. 30 ff.):



### 3 Stand und Perspektiven der Nachhaltigkeitsbewertung

- › Landwirtschaft im breiteren ökonomischen, sozialen und ökologischen Kontext: Anteil der Landwirtschaft an der nationalen Beschäftigung und Wertschöpfung, Alter, Geschlecht und Bildungsstand der Landwirte;
- › betriebliches Management und Umwelt: Anteil der Betriebe bzw. landwirtschaftlichen Fläche mit Ökolandbauzertifizierung, Anzahl der Betriebe mit Plänen für Nährstoff-, Pflanzenschutz- und Flächenmanagement;
- › Nutzung von Inputs und natürlichen Ressourcen: Stickstoffbilanz, Pflanzenschutzmittelnutzung, Wassernutzungseffizienz;
- › Umweltwirkungen der Landwirtschaft: Erosionsrisiko durch Wasser und Wind, Wasserverschmutzung, Treibhausgasemissionen, genetische Vielfalt, Arten- und Ökosystemvielfalt, Flächennutzungsänderungen, Struktur und Management von Landschaften.

Die OECD-Agrarumweltindikatoren beziehen sich auf die Gesamtheit aller landwirtschaftlichen Betriebe eines Landes, beschränken sich jedoch ausschließlich auf die landwirtschaftliche Primärproduktion und betrachten damit keine vor- oder nachgelagerten Stufen der Wertschöpfungskette. Zudem liegt der Schwerpunkt auf den ökologischen Wirkungen, sodass keine umfassende Abbildung von Nachhaltigkeit erfolgt. Es besteht jedoch die Möglichkeit, die Daten über OECD Statistics<sup>34</sup> mit weiteren Informationen aus anderen Themengebieten zu verknüpfen. Der Ansatz ermöglicht die Analyse entlang einer relativ langen Zeitreihe von 1990 bis derzeit 2015 und den Vergleich zwischen den Situationen in verschiedenen OECD-Ländern, soweit die jeweiligen Daten durch die Staaten erhoben werden. Derzeit verfügt z. B. kein Land über ein Berichtswesen, das den Status der verschiedenen Komponenten der Agrobiodiversität (z. B. genetische Vielfalt, Arten- und Habitatvielfalt) beschreibt. Es werden aktuell nur zwei Teilindikatoren, der Agrarvögelindex und der Anteil an Dauergrünland, von allen OECD-Ländern erhoben (Christinck et al. 2017, S.78).

---

#### 3.4.2 Nachhaltigkeitsberichte der DLG

Die Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (DLG) veröffentlicht seit 2015 einen jährlichen Nachhaltigkeitsbericht für die deutsche Landwirtschaft. Der Bewertungsansatz, der diesem Bericht zugrunde liegt, geht auf eine Arbeitsgruppe, bestehend aus Vertretern der DLG und Forschern der Universität Gießen, zurück. Der Bericht beschreibt sowohl den Status quo als auch die Entwicklung ab 1990 für eine Auswahl von 23 Nachhaltigkeitsindikatoren in den drei Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Innovation sowie soziale und internationale Verantwortung (DLG 2015, S. 7).

Die ökologische Dimension umfasst die Indikatoren Stickstoffbilanz, Energieeffizienz, Flächeninanspruchnahme, Treibhausgase, Biodiversität und Grund-

---

<sup>34</sup> <https://stats.oecd.org/> (20.5.2021)



wasserbelastung. In der ökonomischen Dimension sind z. B. Flächenproduktivität und Leistung der Nutztiere, Bruttowertschöpfung, Anlageinvestitionen und Subventionen von Bedeutung. Zur sozialen Dimension zählen Aspekte wie Ausbildungs- und Berufsqualifikation, Arbeitsunfälle, Agrarimporte, Entwicklungshilfe und Pflanzenschutzmittelrückstände in Lebensmitteln (aufgrund der Gesundheitswirkungen). Damit ist die soziale Dimension durch ein Spektrum sehr heterogener Themenfelder gekennzeichnet (Tab. 3.8).

Die Auswahl der Indikatoren erfolgte auf der Basis der Verfügbarkeit von Daten aus offiziellen Statistiken und Berichterstattungen, die über längere Zeiträume erfasst wurden (z. B. Statistisches Bundesamt, Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, BMEL-, BMU- und BfN-Statistik, OECD-Statistik). Dadurch werden Themenfelder und Indikatoren ausgeschlossen, für die eine entsprechende Datenverfügbarkeit (noch) nicht vorliegt, wie beispielsweise Bodenverluste durch Verdichtung und Erosion, Tiergerechtigkeit, Lebensleistung von Nutztieren und Antibiotikaeinsatz in der Tierhaltung, was in entsprechenden DLG-Berichten reflektiert wird (Christinck et al. 2017, S. 82).

Der Bericht beinhaltet einen aggregierten Nachhaltigkeitsindex, der jährlich berechnet und alle drei Jahre ausgewiesen wird und dazu dient, den Nachhaltigkeitsstatus des deutschen Agrarsektors mit einer einzelnen Zahl zu bewerten und über die Jahre vergleichbar zu machen (DLG 2015, S. 58). Der Index berücksichtigt in gleicher Gewichtung die drei Dimensionen und wird auf der Basis von vier Schlüsselindikatoren berechnet. In der ökologischen Dimension werden die beiden Indikatoren Stickstoffüberschuss (zwei Drittel Gewichtung) und Emission klimawirksamer Gase (ein Drittel Gewichtung) zusammengefasst. In der ökonomischen Dimension wird die wirtschaftliche Effizienz herangezogen, die aus der Arbeitsproduktivität bezogen auf die reale Wertschöpfung berechnet wird. Für die soziale Dimension wird der Schlüsselindikator soziale Akzeptanz verwendet, der Einkommensgleichheit abbilden soll und den Anteil des Pro-Kopf-Einkommens in der Landwirtschaft am volkswirtschaftlichen Gesamteinkommen ausdrückt (Christinck et al. 2017, S. 82). Damit wird die soziale Dimension über ökonomische Kenngrößen dargestellt. Der Zustand der vier Schlüsselindikatoren wird anhand von Zielwerten definiert, die sich z. B. in der ökologischen Dimension an gesetzlichen Bestimmungen der Düngeverordnung und Reduktionszielen für Treibhausgase orientieren. Die Zielwerte werden mit 100 % angesetzt, und die Zielerreichung wird für den jeweiligen Indikator entlang des betrachteten Zeitraums auf einer Skala von 0 bis 100 % bewertet. Die DLG berechnet in ihrem Bericht aus dem Jahr 2016, dass zwischen 1990 und 2013 eine jährliche Verbesserungsrate der Nachhaltigkeit von 1,9 % erreicht wurde, was vor allem auf Fortschritte im Umweltschutz zurückgeführt wird. Der Index lag im Jahr 2013 bei knapp über 50 % (DLG 2016, S. 65).



Tab. 3.8 Nachhaltigkeitsdimensionen und Kriterien im Nachhaltigkeitsbericht der DLG

Ökologie	Ökonomie und Innovation	soziale und internationale Verantwortung
Flächeninanspruchnahme	Flächenproduktivität	Ausbildungsquote
Kulturpflanzendiversität	Leistung Milchkühe	Berufsqualifikation
Stickstoffbilanz	Leistung Mastschweine	Promotionen und Habilitationen**
Stickstoffeffizienz	Kapitalintensität	Arbeitsunfälle
Energieeffizienz	Bruttowertschöpfung	Agrarimporte aus Entwicklungsländern
Treibhausgase	Anlageinvestitionen	agrarnahe Entwicklungshilfe
Biodiversität	Produktionsanteile*	Pflanzenschutzmittelrückstände in Lebensmitteln
Grundwasserbelastung mit Pflanzenschutzmitteln	Subventionen	

\* Damit sind Produktionsanteile an der Weltagrarproduktion bzw. an der Agrarproduktion der EU gemeint, die als Maßstab für Wettbewerbsfähigkeit dienen sollen. Berücksichtigt werden Getreide, Zucker, Milch, Schweine- und Hähnchenfleisch sowie Eier.

\*\* Anzahl der Promotionen und Habilitationen in den Agrarwissenschaften sowie im Garten- und Weinbau als Indikator für Investitionen in Humankapital

Quelle: Christinck et al. 2017, S. 82

### 3.4.3 Nachhaltigkeitsberichte der Bundesregierung

Im Jahr 2002 legte die Bundesregierung erstmals eine Nachhaltigkeitsstrategie für Deutschland vor. Diese orientierte sich an den 4 Leitlinien Generationengerechtigkeit, Lebensqualität, sozialer Zusammenhalt und internationale Verantwortung und definiert darunter 21 Themenfelder mit 25 Indikatoren und Zielsetzungen (Tab. 3.9). Die Strategie berücksichtigt die ökologische, die ökonomische und die soziale Dimension von Nachhaltigkeit, auch wenn diese Unterteilung in der Struktur nicht verwendet wird. Der Status der Indikatoren wurde im Rahmen von Fortschrittsberichten in den Folgejahren bis heute beobachtet. Ebenso wurde die Strategie mehrfach überarbeitet und an aktuelle Debatten angepasst. Dies zeigt sich daran, dass sich die Zahl der Indikatoren bis 2012 auf 38 erhöht hat.



Tab. 3.9 Dimensionen, Themenfelder und Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung von 2002

Themenfeld	Indikatoren
<i>Dimension Generationengerechtigkeit</i>	
Ressourcenschonung	Energie- und Rohstoffproduktivität
Klimaschutz	Treibhausgasemissionen
erneuerbare Energien	Anteil erneuerbarer Energien am Energieverbrauch
Flächeninanspruchnahme	Siedlungs- und Verkehrsfläche
Artenvielfalt	Artenvielfalt ausgewählter Tierarten
Staatsverschuldung	Staatsdefizit
wirtschaftliche Zukunftsvorsorge	Verhältnis der Bruttoanlageinvestitionen zum BIP
Innovation	private und öffentliche Ausgaben für Forschung und Entwicklung
Bildung	Ausbildungsabschlüsse der 25-Jährigen Studienanfängerquote
<i>Dimension Lebensqualität</i>	
wirtschaftlicher Wohlstand	Bruttoinlandsprodukt je Einwohner in Preisen von 1995
Mobilität	Transportintensität Anteil des Schienenverkehrs an der Güterverkehrsleistung
Ernährung	Anteil ökologischer Landbau an der landwirtschaftlichen Nutzfläche Stickstoffüberschuss
Luftqualität	Schadstoffbelastung der Luft
Gesundheit	vorzeitige Sterblichkeit vor einem Alter von 65 Jahren Zufriedenheit mit der Gesundheit
Kriminalität	Wohnungseinbruchsdiebstahl
<i>Dimension sozialer Zusammenhalt</i>	
Beschäftigung	Erwerbstätigenquote
Perspektiven für Familien	Ganztagsbetreuungsangebote in den alten Bundesländern
Gleichberechtigung	Verhältnis der Bruttojahresverdienste von vollzeitbeschäftigten Frauen und Männern zwischen 35 und 39
Integration ausländischer Mitbürger	ausländische Schulabgänger ohne Hauptschulabschluss



---

#### *Dimension internationale Verantwortung*

---

Entwicklungszusammenarbeit	öffentliche Entwicklungszusammenarbeit als Anteil am Bruttonationaleinkommen
Märkte öffnen	Einfuhren der EU aus Entwicklungsländern

---

Quelle: Bundesregierung 2002, S. 89 ff.

Unter dem Themenfeld Ernährung (»gesunde Nahrungsmittel umweltverträglich produzieren«) der Strategie sind zwei Ziele für eine nachhaltige Landwirtschaft beschrieben (Bundesregierung 2002, S. 113 ff.). Zum einen sollte der Anteil des ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche bis 2010 auf 20 % gesteigert werden. Das Ziel besteht weiterhin, jedoch wird es nun ohne feste Jahresangabe verfolgt. Grund dafür ist, dass bis zum Jahr 2010 nur knapp 6 % der landwirtschaftlichen Fläche ökologisch bewirtschaftet wurden und die Betriebsumstellung primär von der Entscheidung der Landwirte abhängt und somit schwer beeinflussbar ist (Bundesregierung 2011, S. 61). Zum anderen sollte der Stickstoffüberschuss in der Gesamtbilanz, d. h. Überschüsse auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche und im Stall, über die Pfade Luft, Boden und Wasser bis 2010 auf 80 kg/ha reduziert werden. Im Fortschrittsbericht 2012 wird beschrieben, dass die Reduktion des Stickstoffüberschusses bis 2010 zu 70 % erreicht werden konnte und weiter verringert werden soll (Bundesregierung 2011, S. 90).

Mit der Nachhaltigkeitsstrategie 2016 hat der Ansatz erstmals seit seiner Entwicklung eine umfassende Überarbeitung erfahren. Grund hierfür war die Verabschiedung der »Agenda 2030« durch die UN (Kap. 3.1). In der neuen Fassung wurde eine Anpassung an die SDGs vorgenommen, mit dem Ziel, Kohärenz zwischen der internationalen, der europäischen und der nationalen Politikebene zu erreichen (Bundesregierung 2017b, S. 11).

Die Darstellung der Themen und Indikatoren erfolgt unter der Berücksichtigung von drei Ebenen: Erstens Maßnahmen mit Wirkung in Deutschland, zweitens Maßnahmen, die in Deutschland umgesetzt werden und eine Wirkung auf die Situation in anderen Ländern haben, und drittens Maßnahmen, die in anderen Ländern durch Unterstützung von Deutschland implementiert werden, beispielsweise im Rahmen der Entwicklungszusammenarbeit (Christinck et al. 2017, S. 78).

Das neue Indikatorensystem orientiert sich in der Grundstruktur an den 17 SDGs, ordnet diesen die bisherigen Themenfelder und Indikatoren zu und ergänzt neue Aspekte, die vor allem durch die internationale Ausrichtung hinzukommen. Im Ergebnis wurde der Ansatz um 25 neue Indikatoren erweitert, wodurch sich eine Gesamtzahl von 63 Indikatoren ergibt (Bundesregierung 2017b, S. 34). Als neue Themenfelder hinzugekommen sind Armut, Gewässerqualität, Trinkwasser- und Sanitärversorgung durch deutsche Unterstützung, globale Lieferketten (speziell die Anzahl der Mitglieder des Textilbündnisses),



Verteilungsgerechtigkeit des Einkommens innerhalb Deutschlands, bezahlbarer Wohnraum, nachhaltiger Konsum und nachhaltige Produktion, Schutz von Nord- und Ostsee, Frieden und Sicherheit sowie gute Regierungsführung.

Stickstoffüberschuss und ökologischer Landbau sind in der neuen Fassung weiterhin die für die Landbewirtschaftung relevanten Indikatoren. Diese sind dem SDG 2 zugeordnet, das darauf abzielt, den Hunger zu beenden, Ernährungssicherheit und eine bessere Ernährung zu erreichen und eine nachhaltige Landwirtschaft zu fördern. Beim Stickstoffüberschuss wird eine Verringerung der Gesamtbilanz für Deutschland auf 70 kg je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche im Jahresmittel von 2028 bis 2032 angestrebt. Der Anteil des ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlich genutzten Fläche sollte bis zur Neuauflage 2016 der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie in den nächsten Jahren auf 20 % erhöht werden (Bundesregierung 2017b, S. 35). Mit der Neuauflage 2018 wurde der 20%-Flächenanteil für den ökologischen Landbau mit dem Zieljahr 2030 konkretisiert (Bundesregierung 2018b, S. 45).

Wichtige die Landwirtschaft indirekt betreffende Änderungen sind: Die Flächeninanspruchnahme wurde neben dem Indikator Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche weiter differenziert in Freiraumverlust je Einwohner und Siedlungsdichte. Unter Klimaschutz wird neben den Treibhausgasemissionen auch der deutsche Beitrag zu internationaler Klimafinanzierung erhoben. Neben der Artenvielfalt wird nun auch die Eutrophierung von Ökosystemen beobachtet. Weiterhin erfasst werden Zahlungen an Entwicklungsländer für nachgewiesenen Erhalt bzw. Wiederaufbau von Wäldern. Im Feld internationale Verantwortung ist der Wissenstransfer im technischen Bereich, abgebildet über die Anzahl der Studierenden und Forscher/-innen aus Entwicklungsländern, neu hinzugekommen (Bundesregierung 2017b, S. 35 ff.).

---

#### 3.4.4 SDGs und landwirtschaftliche Nachhaltigkeitsberichterstattung in Deutschland

Am 25. September 2015 verabschiedeten die 193 Mitgliedstaaten der Vereinten Nationen auf einer Vollversammlung in New York die »Agenda 2030« für nachhaltige Entwicklung. Ziel war es, eine Entwicklungsagenda zu formulieren, die über die Millennium Development Goals hinausgeht und Gültigkeit für Industrie-, Schwellen- und Entwicklungsländer besitzt (Kap. 3.1). Die Agenda umfasst 17 Nachhaltigkeitsziele (SDGs), 169 Kriterien und 232 Indikatoren, die in den nächsten Jahren bis 2030 gefördert und in regelmäßigen Abständen kritisch reflektiert werden sollen (UN 2015, S. 9). Der Fortschritt der Länder bei der Erfüllung der SDGs wird auf Basis freiwilliger Fortschrittsberichte beobachtet, die nach gemeinsamen Berichtsleitlinien erstellt werden. Der Reviewprozess wird gesteuert durch das High-Level Political Forum on Sustainable Development

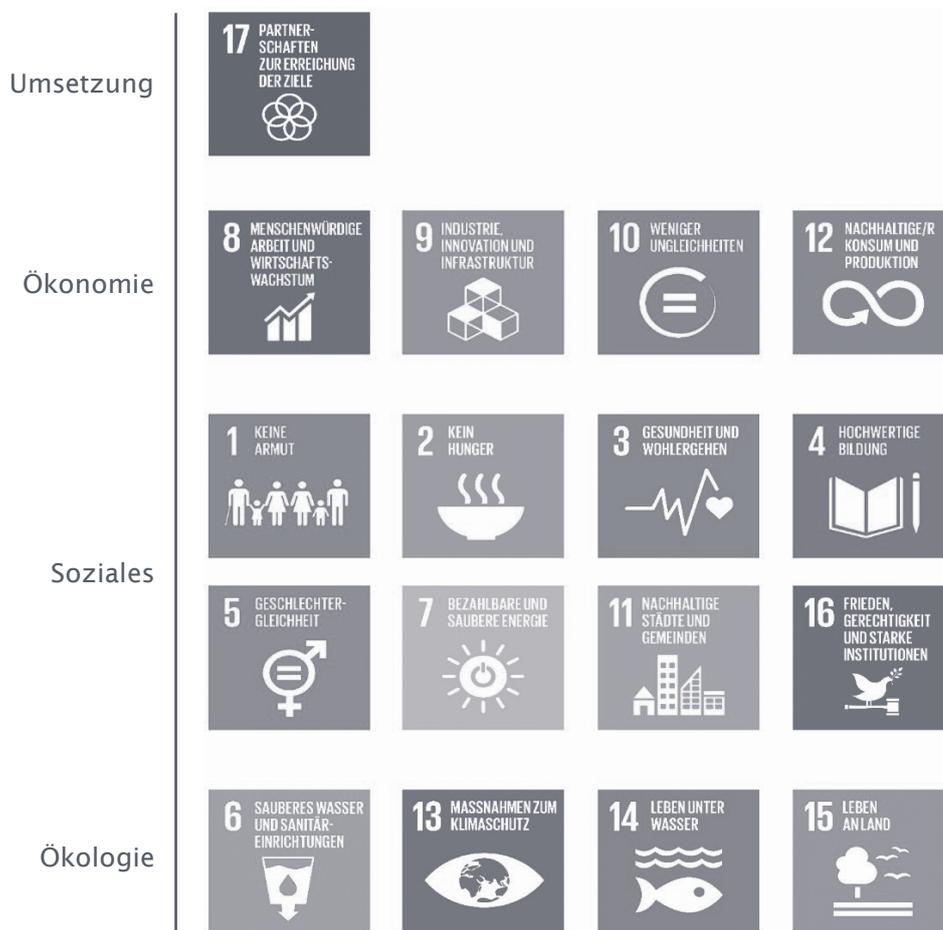


### 3 Stand und Perspektiven der Nachhaltigkeitsbewertung

(HLPF), das aus Vertretern der Regierungs- und Ministerialebene, UN-Agenturen, der Zivilgesellschaft, Wirtschaft und Industrie besteht (Destatis 2018e).

Unter den Zielen finden sich die früheren Millennium Development Goals in abgewandelter Form wieder. Zusätzlich wurden Themen aufgenommen, die bisher noch keine Berücksichtigung gefunden hatten. Die SDGs berücksichtigen die drei Nachhaltigkeitsdimensionen und enthalten Governanceaspekte zur Umsetzung der Ziele. Die Dimensionen spielen in der Struktur jedoch keine Rolle. Die einzelnen Ziele und ein Vorschlag zur Dimensionenzuordnung werden in Abbildung 3.4 dargestellt.

Abb. 3.4 Die 17 Ziele der UN für eine nachhaltige Entwicklung, geordnet nach Nachhaltigkeitsdimensionen



Quelle: nach Christinck et al. 2017, S. 22

Bei der Zuordnung fällt auf, dass die soziale Dimension anscheinend überwiegt. Die Ziele haben in der Mehrheit jedoch einen stark überschneidenden Charakter. So gibt es zahlreiche Bezüge zwischen den Zielen, aber auch Berüh-



rungspunkte zu mehreren Nachhaltigkeitsdimensionen innerhalb der einzelnen Zielsetzungen.

Die Landwirtschaft wird insbesondere durch die Ziele 2, 12 und 15 angesprochen (Martens/Obenland 2017, S. 16 f.):

- > *Ziel 2 – Kein Hunger:* Den Hunger beenden, Ernährungssicherheit und eine bessere Ernährung erreichen und eine nachhaltige Landwirtschaft fördern
- > *Ziel 12 – Nachhaltiger Konsum und Produktion:* Nachhaltige Konsum- und Produktionsmuster sicherstellen
- > *Ziel 15 – Leben an Land:* Landökosysteme schützen, wiederherstellen und ihre nachhaltige Nutzung fördern, Wälder nachhaltig bewirtschaften, Wüstenbildung bekämpfen, Bodendegradation beenden und umkehren und dem Verlust der biologischen Vielfalt ein Ende setzen

Darüber hinaus erscheinen jedoch auch weitere Ziele für die Landwirtschaft relevant. Im Rahmen eines Expertenworkshops, der im Projekt mit Vertretern aus Wissenschaft, Verwaltung, Beratung und Privatwirtschaft durchgeführt wurde, gaben die Teilnehmer mit Ausnahme der Ziele 4 (hochwertige Bildung) und 16 (Frieden, Gerechtigkeit und starke Institutionen) an, dass sie Auswirkungen der Landwirtschaft auf alle Nachhaltigkeitsziele sehen (Christinck et al. 2017, Anhang D). Folgende weitere Ziele können als bedeutend für die Landwirtschaft eingestuft werden:

- > *Ziel 3 – Gesundheit und Wohlergehen:* Ein gesundes Leben für alle Menschen jeden Alters gewährleisten und ihr Wohlergehen fördern
- > *Ziel 6 – Sauberes Wasser und Sanitäreinrichtungen:* Verfügbarkeit und nachhaltige Bewirtschaftung von Wasser und Sanitärversorgung für alle gewährleisten
- > *Ziel 7 – Bezahlbare und saubere Energie:* Zugang zu bezahlbarer, verlässlicher, nachhaltiger und moderner Energie für alle sichern
- > *Ziel 8 – Menschenwürdige Arbeit und Wirtschaftswachstum:* Dauerhaftes, breitenwirksames und nachhaltiges Wirtschaftswachstum, produktive Vollbeschäftigung und menschenwürdige Arbeit für alle fördern
- > *Ziel 11 – Nachhaltige Städte und Gemeinden:* Städte und Siedlungen inklusiv, sicher, widerstandsfähig und nachhaltig gestalten
- > *Ziel 13 – Maßnahmen zum Klimaschutz:* Umgehend Maßnahmen zur Bekämpfung des Klimawandels und seiner Auswirkungen ergreifen
- > *Ziel 14 – Leben unter Wasser:* Ozeane, Meere und Meeresressourcen im Sinne nachhaltiger Entwicklung erhalten und nachhaltig nutzen

Tabelle 3.10 zeigt einen Überblick über die zuvor genannten Ziele und die jeweiligen landwirtschaftsrelevanten Indikatoren, die in die Neuauflage der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie aufgenommen wurden.



### 3 Stand und Perspektiven der Nachhaltigkeitsbewertung

Tab. 3.10 Landwirtschaftsrelevante SDGs und Indikatoren der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie in der Neuauflage von 2016

Nachhaltigkeitsziele/SDGs	Indikator(en)
Ziel 2 Kein Hunger	2.1.a Stickstoffüberschuss (sachgerechte Düngung) 2.1.b landwirtschaftliche Fläche unter ökologischer Bewirtschaftung
Ziel 3 Gesundheit und Wohlergehen	3.2.a Emissionen von Luftschadstoffen (z. B. Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft)
Ziel 6 Sauberes Wasser und Sanitäreinrichtungen	6.1.a Phosphor in Fließgewässern (Eintrag von Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Flächen) 6.1.b Nitrat im Grundwasser (Eintrag von Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Flächen)
Ziel 7 Bezahlbare und saubere Energie	7.1.a/b Endenergieproduktivität und Primärenergieverbrauch (Energieverbrauch in der Landwirtschaft) 7.2.a Anteil erneuerbarer Energien am Bruttoendenergieverbrauch (Anteil an erneuerbaren Energien, die in der Landwirtschaft erzeugt werden, wie Biogas) 7.2.b Anteil des Stroms aus erneuerbaren Energiequellen am Stromverbrauch (Anteil an Strom aus erneuerbaren Energien, der in der Landwirtschaft erzeugt wird)
Ziel 8 Menschenwürdige Arbeit und Wirtschaftswachstum	8.1 Gesamtrohstoffproduktivität: BIP (+ Importe)/Raw-Material-Input (Rohstoffproduktivität in der Landwirtschaft) 8.3 Verhältnis der Bruttoanlageinvestitionen zum BIP (Anlageinvestitionen in der Landwirtschaft als wirtschaftliche Zukunftsvorsorge) 8.5.a/b Erwerbstätigenquote (Beschäftigung in der Landwirtschaft) 8.6 Anzahl der Mitglieder des Textilbündnisses (nachhaltige Rohstoffproduktion in der Landwirtschaft)
Ziel 11 Nachhaltige Städte und Gemeinden	11.1.a Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche (landwirtschaftliche Flächenverluste)



Ziel 12 Nachhaltiger Konsum und Produktion	12.1.a Marktanteil von Produkten mit staatlichen Umweltzeichen (z. B. Lebensmittel mit staatlichem Biosiegel) 12.1.b Energieverbrauch und CO <sub>2</sub> -Emissionen aus dem Konsum privater Haushalte (schließt den Konsum von Lebensmitteln ein)
Ziel 13 Maßnahmen zum Klimaschutz	13.1.a Treibhausgasemissionen (Anteil der Landwirtschaft an den Treibhausgasemissionen)
Ziel 14 Leben unter Wasser	14.1 aa/ab Nährstoffeinträge in Küsten- und Meeresgewässer (Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft, die über Binnengewässer die Meeresküsten erreichen)
Ziel 15 Leben an Land	15.1 Artenvielfalt und Landschaftsqualität (Teilindikator Agrarlandschaft) 15.2 Eutrophierung der Ökosysteme (Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft in Böden und Luft)

Die Klammern unter den Indikatoren erklären den Bezug zur Landwirtschaft.

Quelle: Bundesregierung 2017b, S. 35 ff.; Christinck et al. 2017, S. 80

Bei der Angleichung der deutschen Nachhaltigkeitsberichterstattung an die SDG-Systematik wurden Anpassungen vorgenommen, die gewisse Unterschiede zwischen den Indikatoren, die die Bundesregierung ausgewählt hat, und denen, die durch die UN festgelegt wurden, zur Folge haben. Die wesentlichen Unterschiede bestehen in den folgenden Punkten (Christinck et al. 2017, S. 79 ff.; Destatis 2018d, S. 6 ff.):

- > *Ziel 2 – Kein Hunger:* Während sich der in der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie verwendete Indikator »Anteil des ökologischen Landbaus an der landwirtschaftlichen Nutzfläche« auch in den SDGs als »Anteil der landwirtschaftlichen Fläche unter nachhaltiger Bewirtschaftung« (SDG-I 2.4.1) wiederfindet, kommt der Stickstoffüberschuss als Indikator bei den SDGs nicht vor. Die SDGs enthalten hingegen unter Ziel 2 Indikatoren zur Erhaltung der Agrobiodiversität (SDG-I 2.5.1 u. 2.5.2) sowie zur Korrektur von Agrarexportsubventionen und agrarpolitischen Maßnahmen mit ähnlicher Wirkung (SDG-I 2.b.1), die in der Nachhaltigkeitsstrategie keine Berücksichtigung finden.
- > *Ziel 3 – Gesundheit und Wohlergehen:* Während in der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie Treibhausgasemissionen als Indikator für Luftqualität genutzt werden, weisen die SDG-Indikatoren die Todesfälle durch gefährliche Chemikalien und Verschmutzung von Wasser, Böden und Luft (SDG-I 3.9.1) aus.

- › *Ziel 6 – Sauberes Wasser und Sanitäreinrichtungen:* Die Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie »Phosphor in Fließgewässern« und »Nitrat im Grundwasser« korrespondieren mit dem SDG-Indikator »Anteil an Wasserressourcen mit guter Umweltqualität« (SDG-I 6.3.2). Das Ziel umfasst mit den Indikatoren SDG-I 6.4.1 und 6.6.1 jedoch auch die Effizienz der Wassernutzung und den Erhalt gewässernaher Ökosysteme, was in der deutschen Strategie nicht abgedeckt wird.
- › *Ziel 7 – Bezahlbare und saubere Energie:* Die Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie decken sich mit den SDG-Indikatoren zum Anteil regenerativer Energien und zur Energieeffizienz (SDG-I 7.2.1 u. 7.3.1).
- › *Ziel 8 – Menschenwürdige Arbeit und Wirtschaftswachstum:* Die Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie »Rohstoffproduktivität« und »Beschäftigung« sind analog zu den SDG-Indikatoren 8.4.1 und 8.3.1. Jedoch umfasst dieses Feld auch Aspekte wie durchschnittlicher Stundenlohn (SDG-I 8.5.1), Kinderarbeit (8.7.1) und (tödliche) Arbeitsunfälle (8.8.1). Die Indikatoren »Verhältnis der Bruttoanlageinvestitionen zum BIP« und »Anzahl der Mitglieder des Textilbündnisses« der Nachhaltigkeitsstrategie sind bei den SDG-Indikatoren nicht enthalten.
- › *Ziel 11 – Nachhaltige Städte und Gemeinden:* Der Indikator der Nachhaltigkeitsstrategie »Anstieg der Siedlungs- und Verkehrsfläche« ist vergleichbar mit SDG-I 11.3.1, wobei dieser ins Verhältnis zum Bevölkerungswachstum gesetzt wird. Bei den SDGs weiterhin von Bedeutung sind z. B. der Zugang zu öffentlichen Verkehrsmitteln (11.2.1), Ausgaben für Kultur- und Naturerbe (11.4.1) und die Entsorgung von urbanem, festem Abfall (11.6.1).
- › *Ziel 12 – Nachhaltiger Konsum und Produktion:* Die SDG-Indikatoren sind weiter gefasst und umfassen auch Nahrungsmittelverluste (SDG-I 12.3.1), Nachhaltigkeitsberichte von Unternehmen (12.6.1) und öffentliche Beschaffungspläne (12.7.1).
- › *Ziel 13 – Maßnahmen zum Klimaschutz:* Der Indikator »Treibhausgasemissionen« der Nachhaltigkeitsstrategie ist Teil des SDG-Indikators 13.2.1, der jedoch auch Klimaschutzmaßnahmen im weiteren Sinne einbezieht. Darüber hinaus umfassen die SDGs z. B. auch Aufklärung, Sensibilisierung und Frühwarnung (SDG-I 13.3.1).
- › *Ziel 14 – Leben unter Wasser:* Mit den SDG-Indikatoren 14.1.1 und 14.3.1 werden Küsteneutrophierung und Versauerung der Meere abgedeckt, was analog zum Indikator »Nährstoffeinträge in Küsten- und Meeresgewässer« der Nachhaltigkeitsstrategie ist. Jedoch spielen bei den SDGs weitere Faktoren wie Plastikmüll (SDG-I 14.1.1), die Entwicklung der Fischbestände (SDG-I 14.4.1), der Anteil nachhaltiger Fischereiwirtschaft (SDG-I 14.7.1) und der Anteil geschützter Gebiete (SDG-I 14.5.1) eine Rolle.
- › *Ziel 15 – Leben an Land:* Die SDG-Indikatoren behandeln das Thema umfassender und beziehen auch ausgewiesene Schutzgebiete (SDG 15.1.2),



Bodendegradation (SDG-I 15.3.1), Rote-Liste-Arten (SDG-I 15.5.1) und den Handel mit Wildtierarten (15.7.1) mit ein. Die Eutrophierung von Ökosystemen, wie dies in der Nachhaltigkeitsstrategie behandelt wird, ist nicht Teil der SDG-Indikatoren.

---

#### 3.4.5 Gemeinsamkeiten und Unterschiede

Die vorgestellten Indikatoren- und Berichtssysteme sind in unterschiedlicher Weise gestaltet (Tab. 3.11). Ein wesentlicher Unterschied besteht darin, dass sich die OECD-Agrarumweltindikatoren und die Nachhaltigkeitsberichte der DLG gezielt auf die Landwirtschaft konzentrieren, während die Nachhaltigkeitsberichte der Bundesregierung und die SDGs alle Wirtschafts- und Lebensbereiche eines Landes erfassen. Auch wenn alle Systeme mit Ausnahme der OECD-Agrarumweltindikatoren das multidimensionale Nachhaltigkeitskonzept umsetzen, gibt es einige Abweichungen. So werden im Nachhaltigkeitsbericht der Bundesregierung zur Bewertung der Landbewirtschaftung ausschließlich ökologische Kriterien herangezogen. Bei der DLG liegt ein Schwerpunkt auf der ökonomischen Dimension, die auf soziale Aspekte ausgeweitet wird. Die SDGs berücksichtigen zusätzlich Governanceaspekte. Der DLG-Nachhaltigkeitsbericht ist unter den betrachteten Beispielen der einzige Ansatz, der sowohl auf den Agrarsektor fokussiert als auch die drei Nachhaltigkeitsdimensionen abbildet.

Eine Gemeinsamkeit besteht darin, dass bei allen Bewertungssystemen das Monitoring von Fortschritten über die Zeit im Vordergrund steht. Dies geschieht bis auf Ausnahme der OECD-Agrarumweltindikatoren anhand von Zielwerten für die einzelnen Indikatoren. Die Fähigkeit zur umfassenden Abbildung von Nachhaltigkeitswirkungen der Landwirtschaft (im Folgenden Abbildungsfähigkeit genannt) wird für alle Ansätze bis auf die OECD-Agrarumweltindikatoren, die ausschließlich die ökologische Dimension von Nachhaltigkeit behandeln, als hoch eingeschätzt (Christinck et al. 2017, S. 90).

Die Praktikabilität wird bei allen Systemen als gut angesehen, bei den SDGs als gut bis mäßig (Christinck et al. 2017, S. 90). Das hängt damit zusammen, dass bei allen Ansätzen weitestgehend auf vorhandenen Datenerhebungen der Länder aufgebaut wird, bei den SDGs jedoch noch einige Datenlücken bestehen, die neue Datenerhebung erforderlich machen. Dies betrifft in Deutschland spezifische Unterthemen der meisten Ziele, für die bisher keine Statistik vorliegt (Destatis 2018d). Die Akzeptanz der Ansätze durch die Zielgruppen wird als hoch bis sehr hoch eingestuft für das OECD-System und die SDGs (Christinck et al. 2017, S. 90). Hauptgrund dafür ist, dass diese Ansätze auf der Basis langfristiger Diskussionsprozesse unter Stakeholderbeteiligung entwickelt wurden und die Vielfalt an gesellschaftlichen Anforderungen reflektieren. Dagegen wird die Akzeptanz der Nachhaltigkeitsberichte der Bundesregierung für die Bewertung des Agrarsektors als mäßig eingeschätzt (Christinck et al. 2017, S. 89), da diese die Landwirtschaft nicht ausreichend spezifisch behandeln.



### 3 Stand und Perspektiven der Nachhaltigkeitsbewertung

Tab. 3.11 Vergleich der Indikatoren- und Berichtssysteme hinsichtlich ihrer Anwendung auf den gesamten Agrarsektor

	OECD-Agrarumweltindikatoren	Nachhaltigkeitsberichte der Bundesregierung	Nachhaltigkeitsberichte der DLG	SDGs
Zielsetzung	Politikberatung zu Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt	Status- und Fortschrittsbericht über Nachhaltigkeit im Allgemeinen	Status- und Fortschrittsbericht über Nachhaltigkeit im Agrarsektor	Status- und Fortschrittsbericht über Nachhaltigkeit im Allgemeinen
betrachtete Dimensionen	ausschließlich ökologische Aspekte und einige Daten zum Kontext	drei Dimensionen, jedoch für den landwirtschaftlichen Bereich Fokus auf ökologische Aspekte	drei Dimensionen, jedoch Betonung ökonomischer Kriterien	drei Dimensionen und Governanceaspekte in Ziel 17, starke Verschränkung der Dimensionen
Abbildungsfähigkeit*	hoch für die betrachteten Aspekte, eingeschränkt für Nachhaltigkeit insgesamt	hoch für Nachhaltigkeit insgesamt, eingeschränkt für landwirtschaftliche Systeme	hoch	hoch
Praktikabilität	gut, da auf vorhandenen Erhebungen basierend	gut, da auf vorhandenen Erhebungen basierend	gut, da auf vorhandenen Erhebungen basierend	gut bis mäßig, da zum Teil neue Datenerhebung erforderlich
Akzeptanz durch Zielgruppen	hoch	mäßig für die Bewertung landwirtschaftlicher Systeme	tendenziell hoch, jedoch mindern bestehende Schwächen die Akzeptanz	sehr hoch

\* in Bezug auf die Beschreibung der Nachhaltigkeitswirkungen landwirtschaftlicher Systeme

Quelle: verändert nach Christinck et al. 2017, S. 89

Auch bei der DLG-Berichterstattung werden aufgrund der Fokussierung auf ökonomische Aspekte bzw. der Verwendung von ökonomischen Kennzahlen auch für andere Dimensionen Nachteile gesehen. Hier zeigt sich, dass Zahlen, z.B. zum Umfang von Agrarimporten, ohne Berücksichtigung qualitativer



Aspekte keine gesicherten Aussagen zur sozialen Dimension der Nachhaltigkeit erlauben (Christinck et al. 2017, S. 89).

Trotz dieser Schwächen bietet der DLG-Nachhaltigkeitsbericht aufgrund seines Landwirtschaftsfokus und des multidimensionalen Nachhaltigkeitsverständnisses einen geeigneten Ausgangspunkt für die Bewertung des gesamten Agrarsektors. Allerdings bedürfte es einer grundlegenden Erweiterung, die bei der Diskussion von Leitbildern und Zielverständnissen beginnen müsste, um weitere gesellschaftliche Perspektiven einzubeziehen. Es ist anzunehmen, dass die langjährigen Erfahrungen mit der Entwicklung der OECD-Agrarumweltindikatoren und der SDGs hierzu und auch zur Stärkung der sozialen Dimension einen Beitrag leisten könnten (Christinck et al. 2017, S. 90).

---

## 3.5 Möglichkeiten und Grenzen der Verknüpfung verschiedener Ebenen

Die Analyse der Bewertungssysteme für die betriebliche Ebene, für landwirtschaftliche Wertschöpfungsketten und für den gesamten Agrarsektor hat gezeigt, dass innerhalb und insbesondere zwischen diesen Ebenen erhebliche Unterschiede bestehen. Trotzdem könnte es sinnvoll sein, die Betrachtungsebenen zu verknüpfen, um

- › Daten bzw. Informationen beispielsweise der betrieblichen Ebene für die Nachhaltigkeitsbewertung übergeordneter Ebenen zu nutzen,
- › Ergebnisse der Nachhaltigkeitsbewertung auf verschiedenen Ebenen besser vergleichen zu können sowie
- › ein vollständigeres Bild der Nachhaltigkeitssituation der Landwirtschaft zu erhalten.

Eine mögliche Verknüpfung der Betrachtungsebenen, ausgehend von den bestehenden Nachhaltigkeitsbewertungssystemen, muss im Blick behalten, dass diese unterschiedliche Zielsetzungen verfolgen und auf verschiedene Zielgruppen fokussieren, was zu der sehr verschiedenartigen Ausgestaltung der Systeme geführt hat. Während es bei der Betriebsbewertung um die Identifikation individueller Verbesserungspotenziale und eine Selbstreflexion durch die Betriebsleiter geht (Status- und Fortschrittsanalyse), spielen auf der Ebene der Wertschöpfungsketten die Erschließung neuer Märkte und die Koordination internationaler Netzwerke eine zentrale Rolle (Zertifizierung). Auf der sektoralen Ebene bildet die Status- und Fortschrittsanalyse von aggregierten und komplexen Systemen vor dem Hintergrund politischer Zielsetzungen den Schwerpunkt (Förderung einer nachhaltigen Landwirtschaft insgesamt) (Christinck et al. 2017, S. 96). Im Folgenden werden die wesentlichen Grenzen und darauf aufbauend Perspektiven für eine Verknüpfung diskutiert.



Eine erste Schwierigkeit besteht darin, dass die verschiedenen Systeme auf unterschiedlichen Verständnissen von Nachhaltigkeit basieren. Dies wirkt sich insbesondere auf die Auswahl der Themen und Kriterien aus. So spielt bei den betrieblichen Bewertungsansätzen die ökonomische Dimension eine wichtige Rolle, während für die Nachhaltigkeitsbewertung des Agrarsektors vor allem Wirkungen auf Umwelt und Gesellschaft erfasst werden. Eine Verknüpfung der Ebenen erfordert eine Auswahl von Indikatoren, die für Bewertungen auf unterschiedlichen Systemebenen (Einzelbetrieb, Wertschöpfungskette, Region, landwirtschaftliches System oder Sektor) anwendbar sind, um eine Vergleichbarkeit zu ermöglichen. Ebenenübergreifende Bewertungsansätze setzen deshalb voraus, dass ein über verschiedene Ebenen hinweg kompatibles Nachhaltigkeitsverständnis erarbeitet wird. Dieses müsste zumindest über einen Minimalsatz von Themenfeldern und Indikatoren, die für alle Betrachtungsebenen relevant sind und von allen Akteuren geteilt werden, konkretisiert werden. Eine Basis dafür müsste durch Multistakeholderdialoge geschaffen werden.

Darüber hinaus können sich aus den verschiedenen Betrachtungsebenen Zielkonflikte ergeben. Beispielsweise ist der Fortbestand jedes einzelnen landwirtschaftlichen Betriebs aus einer sektoralen Perspektive heraus keine zwingende Voraussetzung für mehr Nachhaltigkeit, während sich dies aus Sicht der betroffenen Betriebe, ihres direkten Umfelds und der Region in der Regel anders darstellt (Christinck et al. 2017, S.96). Grund dafür ist, dass die Durchsetzung wettbewerbsfähigerer Strukturen sich positiv auf die ökonomische Nachhaltigkeit des Agrarsektors durch ein Abwandern der Produktionsfaktoren zum »besseren« Landwirt auswirken kann, während die Aufgabe eines landwirtschaftlichen Betriebs aus Perspektive des Betriebsleiters naturgemäß keine nachhaltige Entwicklung darstellt (Christinck et al. 2017, Anhang D). Solche Zielkonflikte – zum Teil zwischen den Systemebenen – können nicht aufgehoben, sondern höchstens transparent gemacht werden.

Ein weiteres Problemfeld ist die Berücksichtigung potenzieller Wechselwirkungen und systemarer Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Ebenen, was eine bisher völlig unbearbeitete Aufgabe darstellt. Beispielsweise kann eine Extensivierung der Produktion auf einzelbetrieblicher Ebene zu positiven ökologischen Nachhaltigkeitswirkungen führen, jedoch mit der Folge, dass auf den vorhandenen Flächen weniger Nahrungsmittel produziert werden. Für die nachgelagerten Stufen der Wertschöpfungskette kann dies bedeuten, dass mehr Nahrungsmittel aus dem Ausland bezogen werden müssen, um den Bedarf zu decken. Dies wiederum kann durch Transporte und Produktionsbedingungen im Ausland mit negativen ökologischen Wirkungen verbunden sein, die, bezogen auf den gesamten Sektor, die mit der Extensivierung verbundenen positiven Umweltwirkungen auf einzelbetrieblicher Ebene übersteigen können. Diese wechselseitigen Beziehungen sind vielfältig und komplex und müssten ebenso



wie die damit einhergehenden positiven oder negativen Nachhaltigkeitseffekte erfasst und durch entsprechende Indikatoren abgebildet werden.

Die meisten Nachhaltigkeitsbewertungssysteme arbeiten mit Zielwerten, also einem zu erreichenden Nachhaltigkeitszustand. Diese Zielwerte können auf wissenschaftlichen Analysen beruhen, politisch definiert sein oder auch Forderungen zivilgesellschaftlicher Organisationen aufgreifen. Die Zielwerte unterscheiden sich je nach Bewertungssystem, und die Ableitung der Zielwerte wird nur selten offengelegt (Kap. 3.2). Eine Verständigung auf gemeinsame Zielwerte für verschiedene Bewertungssysteme und -ebenen dürfte besonders schwierig sein, da die Festlegung von Zielwerten unterschiedliche Interessen und Wertvorstellungen berührt. Außerdem ist das Herunterbrechen eines nationalen Zielwerts auf regionale und betriebliche Ebene, insbesondere bei ökologischen Indikatoren, wie beispielsweise dem anzustrebenden Nitratüberschuss, nicht trivial, da hierfür die jeweiligen ökologischen Standortbedingungen berücksichtigt werden müssen. Auch die Nutzung von Daten über verschiedene Betrachtungsebenen hinweg steht vor Herausforderungen:

- › Die verschiedenen Bewertungssysteme nutzen sehr unterschiedliche Datenquellen, von der Selbstauskunft über belegbare Betriebsdaten bis hin zu offiziellen Statistiken. Dementsprechend unterschiedlich sind der Detaillierungs- bzw. Aggregationsgrad, die Datenqualität und der Charakter (quantitativ/qualitativ) der Daten, was die Vergleichbarkeit und Integration erschwert.
- › Während die Informationen über den gesamten Agrarsektor staatlich erhoben werden und öffentlich zugänglich sind, ist die Bewertung von Einzelbetrieben und Wertschöpfungsketten meist privatwirtschaftlich organisiert, die Daten stehen somit Dritten nicht zur Verfügung. Um die im Rahmen der Nachhaltigkeitsbewertung erhobenen Daten zu teilen, müssten die Probleme der Datengeheimhaltung überwunden werden.
- › Daten von landwirtschaftlichen Betrieben bzw. Wertschöpfungsketten sind für eine Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme oder des Agrarsektors nur nutzbar, insoweit sie repräsentativ sind. Da freiwillige Nachhaltigkeitsbewertungen in der Regel nur von besonders engagierten, meist überdurchschnittlich erfolgreichen Akteuren bzw. bei erwartetem wirtschaftlichem Nutzen durchgeführt werden, dürfte die Repräsentativität der auf dieser Basis gewonnenen Daten nicht gewährleistet sein.

Darüber hinaus bestehen über alle Ebenen hinweg Datenlücken. Dies betrifft insbesondere die soziale Dimension von Nachhaltigkeit, das Tierwohl und die biologische Vielfalt. Soziale Belange und auch das Tierwohl werden in den meisten Fällen ausschließlich über ökonomische Aspekte wie die Sicherheit von Arbeitsverhältnissen oder die Lebensleistung von Tieren abgebildet. Die biologische Vielfalt ist oft auf Schlüsselartenindizes wie Vögel reduziert, während sie aus ökologischer Sicht auch genetische Vielfalt, Habitat- und Ökosystemvielfalt miteinschließen müsste. Es gibt zwar Bewertungssysteme wie das Kriteriensys-



tem Tierverträgliche Landwirtschaft oder die OECD-Agrarumweltindikatoren, die Tierwohl und Biodiversität differenziert und vertieft erfassen. Eine Problematik besteht jedoch darin, dass beispielsweise spezifische Biodiversitätsindikatoren ausschließlich auf der nationalen Ebene erhoben werden und nicht klar ist, wie diese für die Ebene des Einzelbetriebs nutzbar gemacht werden können. Eine andere Schwierigkeit ist die Notwendigkeit neuer Datenerhebungen, die sehr aufwendig und für manche Akteure, vor allem einzelne Landwirte, kaum zu leisten sind. Es ist davon auszugehen, dass die gegenwärtig in vielen Ländern laufende Überprüfung von Datenerfordernissen zur Umsetzung der SDGs hilfreiche Erkenntnisse über Datenlücken liefern wird. Für Deutschland ist bereits eine Bestandsaufnahme der für die SDGs relevanten Datenbestände und -lücken vorgenommen worden (Destatis 2018d). Die Verständigung über relevante Datenlücken und Schritte zu ihrer Schließung befindet sich im Prozess<sup>35</sup>.

Schließlich sind die Chancen für eine Verknüpfung stark davon abhängig, ob die beteiligten und betroffenen Akteure den Entwicklungsprozess und das Ergebnis akzeptieren und einen Nutzen daraus ziehen können. Die Randbedingungen hierfür wurden in dem projektbegleitenden Expertengespräch diskutiert (Christinck et al. 2017, Anhang D). Erste Grundvoraussetzung wäre demzufolge, dass mögliche Ansatzpunkte für Verknüpfungen in einem Multistakeholderdialog diskutiert werden, der Vertreter der unterschiedlichen Ebenen einschließt und ihre Belange gleichermaßen berücksichtigt. Als weitere wichtige Voraussetzung wurde genannt, dass insbesondere für Landwirte kein bürokratischer Mehraufwand entstehen dürfe und die bereits vorhandenen Informationen bestmöglich genutzt werden müssten. Zudem sei relevant, dass Daten anonymisiert werden, durch die Teilnahme keine Reputationsverluste befürchtet werden müssen und die Verfahren der Datenerhebung und -analyse transparent und nachvollziehbar erfolgen.

---

35 Seit Juli 2019 steht eine Onlineplattform des Statistischen Bundesamtes als nationale Berichtsplattform zur Verfügung. Darüber sind die deutschen Daten und Metadaten zum Stand der Entwicklung in Deutschland bezogen auf die Nachhaltigkeitsziele der Vereinten Nationen abrufbar (Destatis 2019c).

---

## 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft – Ansatzpunkt für eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme?

Bisherige Ansätze einer Nachhaltigkeitsbewertung konzentrieren sich einerseits auf den einzelnen landwirtschaftlichen Betrieb und andererseits auf den gesamten Agrarsektor, wie im vorherigen Kapitel dargestellt wurde. Im Folgenden geht es nun um Aggregationsstufen zwischen einzelnen landwirtschaftlichen Betrieben und der Landwirtschaft insgesamt, die bisher kaum erfasst wurden. Eine Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme hat das Potenzial, wichtige Informationen für die zukünftige Agrar- und Umweltpolitik auf nationaler und europäischer Ebene zu liefern.

Im Rahmen deutscher Bioökonomiestrategien ist u. a. die Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme ein zentrales Thema. Der Bioökonomierat forderte seit Längerem, die wissenschaftlich-analytische Basis für die Bewertung und den Vergleich landwirtschaftlicher Produktionssysteme zu verbessern (Bioökonomierat 2010, S.28). Im Rahmen der Politikstrategie Bioökonomie ist vorgesehen, Forschungen zur Folgenabschätzung unterschiedlicher Entwicklungspfade der Landnutzung zu fördern, um ihre gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit zu ermitteln (BMEL 2014, S.68). Damit sind unterschiedliche landwirtschaftliche Produktionssysteme von besonderem Interesse.

Im Kapitel 4.1 werden zunächst mögliche Herangehensweisen an die Abgrenzung landwirtschaftlicher Systeme erläutert und die exemplarische Aufarbeitung des Vergleichs von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft begründet. Der aktuelle Kenntnisstand hierzu wird im Kapitel 4.2 dargestellt. Die potenziell verfügbaren Datenquellen und die bestehenden Datenlücken für systematische, vergleichende Nachhaltigkeitsbewertungen werden im Kapitel 4.3 diskutiert. Abschließend werden im Kapitel 4.4 die grundsätzlichen Möglichkeiten und Grenzen einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung am Beispiel von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft herausgearbeitet.

---

### 4.1 Verständnisse landwirtschaftlicher Systeme

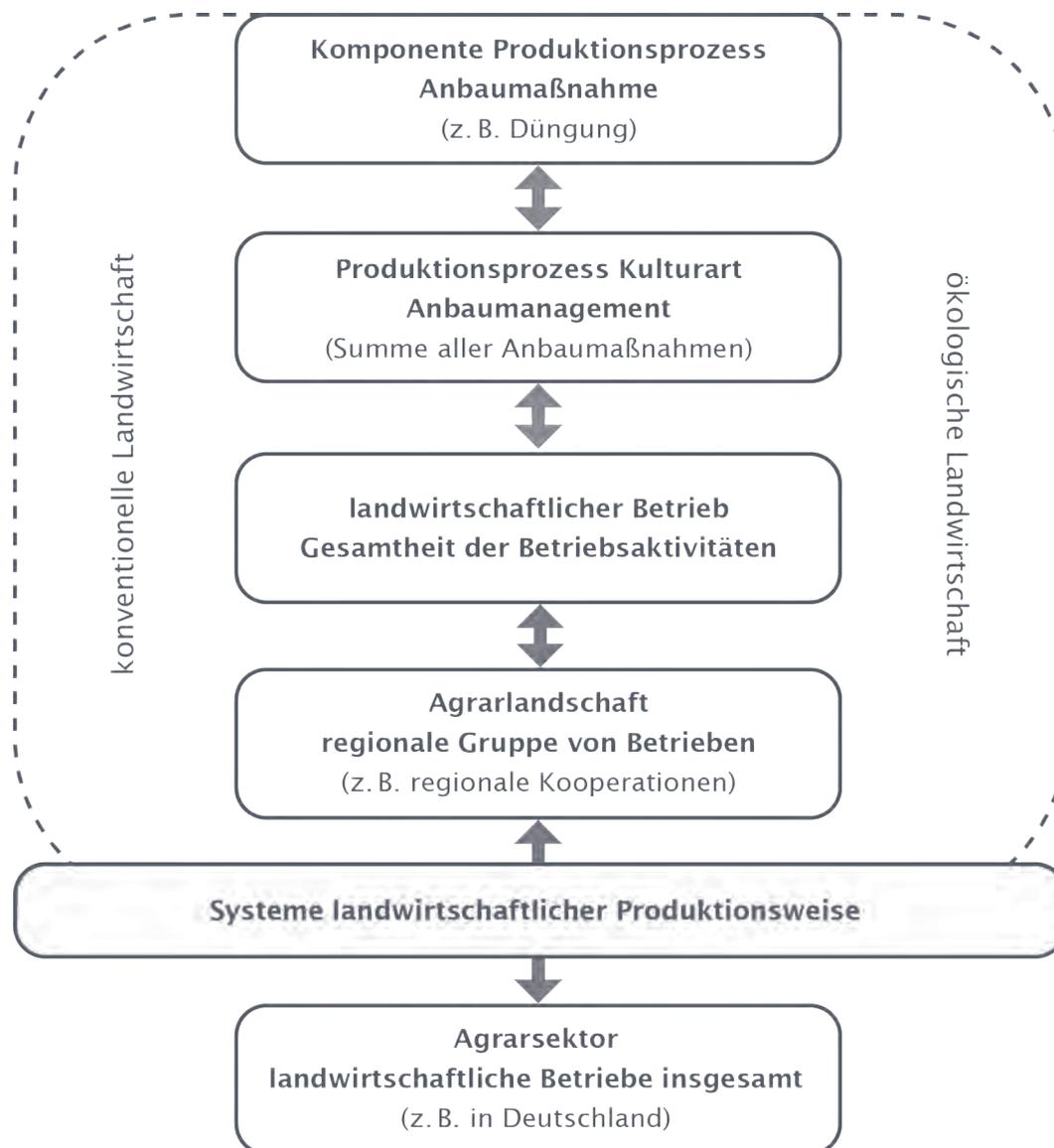
In den letzten Jahrzehnten haben das Denken in Kategorien landwirtschaftlicher Systeme und entsprechende Forschungsvorhaben erheblich an Bedeutung gewonnen. Unter einem System wird allgemein eine Anordnung von Elementen verstanden, die miteinander in (oft sehr enger) Beziehung stehen und von ihrem Umfeld abgrenzbar sind. Dabei stehen Systeme mit ihrem Umfeld (anderen Systemen) im Austausch, indem sie von diesem Inputs erhalten und

#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

Outputs an dieses abgeben: Beispielsweise bezieht das System des landwirtschaftlichen Betriebs Inputs wie Energie, Dünger- und Pflanzenschutzmittel und stellt Outputs in Form landwirtschaftlicher Produkte bereit.

*Landwirtschaftliche Systeme* («agricultural systems») sind hierarchisch strukturiert, d. h., es können verschiedene Ebenen unterschieden werden. Unter den Begriff des landwirtschaftlichen Systems kann somit vieles fallen, angefangen vom Feld über den landwirtschaftlichen Betrieb, die regionale Agrarproduktion und das nationale Agrarsystem bis hin zur globalen Landwirtschaft (Abb. 4.1).

Abb. 4.1 Exemplarische Hierarchie landwirtschaftlicher Systeme



Eigene Darstellung



Die Systemebenen unterscheiden sich u. a. hinsichtlich ihres räumlichen Umfangs, der das System kennzeichnenden Prozesse, der beteiligten Akteure und der Steuerungsaufgaben. Insgesamt nimmt mit höheren Systemebenen die Komplexität zu. Die Systemebenen stehen außerdem untereinander in Beziehung.

Um komplexe landwirtschaftliche Systeme und ihr Verhalten analysieren zu können, werden wissenschaftliche Modelle entwickelt, die die Systemelemente und ihrer Interaktionen abbilden. Zielsetzungen solcher Modellentwicklungen sind das wissenschaftliche Verständnis der Landwirtschaft (bzw. von Teilen der Landwirtschaft) einerseits und die Unterstützung für Entscheidungsfindung (z. B. von Landwirten) und Politikgestaltung andererseits (Jones et al. 2016).

Wenn von landwirtschaftlichen Systemen die Rede ist, können zwei unterschiedliche Zugänge zugrunde liegen. In einem *ontologischen Verständnis* existieren in der realen Welt Systeme, die klassifiziert, beschrieben und untersucht werden können. Dies liegt beispielsweise oftmals dem Verständnis von Ökosystemen zugrunde (Darnhofer et al. 2012). Wenn Systeme dagegen als Ergebnis einer wissenschaftlichen Konstruktion gesehen werden, dann sind sie ein *epistemologisches Werkzeug*. Dies bedeutet, dass die Grenzen und Elemente landwirtschaftlicher Systeme im Analyseprozess festgelegt werden und vom Erkenntnisinteresse abhängen. Obwohl Systeme und ihre Umwelt reale Objekte repräsentieren, wird die konkrete Konfiguration der Elemente, die ein System und seine Umwelt formen, subjektiv von Interessen beeinflusst. Systeme sind somit ein Modell der Wirklichkeit, und verschiedene Stakeholder können unterschiedliche Modelle der gleichen Situation entwickeln (Darnhofer et al. 2012).

Im Konzept *landwirtschaftlicher Betriebssysteme* (»farming systems«) werden die individuellen Systeme einzelner landwirtschaftlicher Betriebe zu Gruppen von Betrieben zusammengefasst, die durch ähnliche naturräumliche Bedingungen, Produktionsausrichtungen, Betriebsstrukturen, Vermarktungswege und Lebensgrundlagen der landwirtschaftlichen Familien gekennzeichnet sind. In Abhängigkeit von der Zielsetzung bei der Analyse kann eine unterschiedlich starke Aggregation vorgenommen werden, von wenigen bis zu einer großen Zahl landwirtschaftlicher Betriebe (Dixon et al. 2001, S. 9). Dabei ist umstritten, inwieweit die gemeinsamen Charakteristiken oder die individuellen Unterschiede zwischen den Betrieben in den Fokus wissenschaftlicher Analysen gerückt werden sollen (Giller 2013).

Die Abgrenzung landwirtschaftlicher Systeme zwischen Betrieb und Sektor kann nach verschiedenen Kriterien erfolgen. Es sind beispielsweise vergleichende Bewertungen verschiedener Betriebsgrößenklassen (nach Flächenausstattung, Tierbestand oder Standardoutput), regionaler Agrarsysteme oder Produktionsweisen (wie konventionelle und ökologische Landwirtschaft) denkbar. Je weniger differenziert der Agrarsektor in landwirtschaftliche Betriebssysteme



unterteilt wird, desto größer wird zwangsläufig die Vielfalt innerhalb des jeweiligen landwirtschaftlichen Systems.

Nicht jeder Vergleich landwirtschaftlicher Systeme ist im Hinblick auf Fragen der Nachhaltigkeitspolitik gleichermaßen aussagekräftig. Grundsätzlich ist es so, dass umfassende vergleichende Nachhaltigkeitsbewertungen landwirtschaftlicher Systeme bisher nicht durchgeführt wurden. In gewissem Umfang existieren Vorarbeiten für eine Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme hinsichtlich des Vergleichs von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft. Zu verschiedenen Teilaspekten ist in den letzten Jahren eine Reihe von Studien veröffentlicht worden. Der Vergleich der landwirtschaftlichen Produktionssysteme konventionelle und ökologische Landwirtschaft ist für die agrarpolitische Diskussion von besonderer Bedeutung.

---

### 4.2 Kenntnisstand beim Vergleich konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

Der folgende Überblick zum aktuellen Kenntnisstand beim Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft ist im Hinblick auf seine Aussagekraft für vergleichende Nachhaltigkeitsbewertungen nach ökonomischer, sozialer und ökologischer Dimension strukturiert.

---

#### 4.2.1 Kenntnisstand im Hinblick auf ökonomische Nachhaltigkeit

Im Folgenden werden landwirtschaftliche Erträge, einzelbetriebliche Wirtschaftlichkeit, volkswirtschaftliche Wirkungen, Verbraucherpreise und Kosten für Haushalte sowie regionale Lebensmittelketten und Wertschöpfung als wichtige Indikatoren für ökonomische Nachhaltigkeit diskutiert. Art und Umfang der Quellen zu diesen Themenfeldern unterscheiden sich deutlich. Zu einigen Aspekten ökonomischer Nachhaltigkeit, beispielsweise zu betriebsökonomischen Parametern, wie Liquidität und Stabilität bzw. Zukunftsfähigkeit der landwirtschaftlichen Betriebe (Wirz et al. 2018, S.24), und regionalökonomischen Parametern, wie regionale Wertschöpfung und regionale Beschaffung, liegen keinerlei Vergleichsuntersuchungen vor.

#### Landwirtschaftliche Erträge

Die Höhe landwirtschaftlicher Erträge beeinflusst einerseits das ökonomische Ergebnis landwirtschaftlicher Betriebe und ist andererseits für die Sicherstellung der Nahrungsmittelversorgung von Bedeutung. Zu den Ertragsunterschieden zwischen konventionellem und ökologischem Landbau liegen zahlreiche Studien vor.



Die vorliegenden *Metaanalysen*<sup>36</sup> zum Ertragsvergleich beruhen jeweils auf einer größeren Zahl wissenschaftlicher Publikationen, wobei die analysierten Studien in der Regel Ergebnisse aus Feldversuchen, teilweise aber auch Datenerhebungen auf bzw. von landwirtschaftlichen Betrieben sowie eine Reihe von Datensätzen (z. B. konventionelle und ökologische Erträge verschiedener Jahre, Kulturen) beinhalten. In den Industrieländern liegen die durchschnittlichen pflanzlichen Erträge des ökologischen Landbaus bei 75 bis 90 % des konventionellen (Tab. 4.1). Bei einer Metaanalyse werden Untersuchungen aus verschiedenen Ländern und naturräumlichen Gegebenheiten, von verschiedenen Kulturpflanzen, unterschiedlicher Versuchsdauer und -anlage gemeinsam ausgewertet. Nach de Ponti et al. (2012) ist die Spannweite der Ertragsunterschiede bei den Versuchsergebnissen erheblich und reicht von deutlich niedrigeren Erträgen für den ökologischen Landbau bis zu höheren Erträgen gegenüber dem konventionellen Landbau. Während Seufert et al. (2012) deutliche Unterschiede in der Ertragsdifferenz zwischen Kulturartenkategorien (Leguminosen und Nichtleguminosen, einjährige und mehrjährige Pflanzen) sowie zwischen Industrie- und Entwicklungsländern festgestellt haben, konnten diese in der Analyse von Ponisio et al. (2015) nicht nachgewiesen werden.

Die Metaanalyse von Ponisio et al. (2015) hat Hinweise darauf gegeben, dass es in der ausgewerteten Literatur einen Bias hin zu Studien mit größeren Ertragsdifferenzen gibt.<sup>37</sup> Außerdem weisen die Autoren darauf hin, dass viele Studien mit Sorten, die für konventionelle Anbausysteme mit hohem Input (z. B. Düngereinsatz) gezüchtet wurden und an die Anbaubedingungen des ökologischen Anbaus nicht angepasst sind, durchgeführt wurden, sodass der Ertragsabstand überschätzt sein könnte.

Die großen Unterschiede bei den mit Metaanalysen ermittelten Ertragsdifferenzen in Entwicklungsländern (Tab. 4.1) sind darauf zurückzuführen, ob Vergleichsuntersuchungen mit traditionellen Anbauverfahren der Subsistenzlandwirtschaft einbezogen wurden (Badgley et al. 2007) oder Vergleiche zu konventionellen, intensiven Anbauverfahren in Entwicklungsländern. Im letzteren Fall liegen die Erträge des ökologischen Landbaus auch in Entwicklungsländern niedriger als im konventionellen Anbau.

---

36 Metaanalysen beruhen auf den Daten aus veröffentlichten Untersuchungen, fassen diese zusammen und werten sie quantitativ und statistisch aus.

37 Mögliche Gründe könnten sein: Zum einen werden Studienergebnisse mit deutlichen Ergebnissen tendenziell eher publiziert (Publikationsbias). Zum anderen kann der Versuchsaufbau so angelegt sein, dass größere Unterschiede wahrscheinlich sind (Bias im Versuchsdesign, z. B. Versuche mit Getreide und kurzer Dauer).

Tab. 4.1 Durchschnittliche relative Erträge des ökologischen Landbaus gegenüber konventioneller Landbewirtschaftung in Vergleichsstudien

Quelle	Anzahl ausgewerteter Publikationen (bzw. Betriebe bei Statistik)	Zeitraum Publikationen	einbezogene Länder	Nutzpflanzenkategorien	Kernaussage ökologischer Landbau (relativer Ertrag im Verhältnis zu konventionellem Landbau)
<i>Metaanalyse</i>					
Badgley et al. 2007	91	1976–2005	Industrieländer	Nahrungsmittelpflanzen gesamt	91 %
			Entwicklungsländer	Nahrungsmittelpflanzen gesamt	174 %
Knapp/van der Heijden 2018	39	1977–2012	Industrieländer	Nutzpflanzen gesamt	85 % (relative Ertragsstabilität)
De Ponti et al. 2012	135	1989–2010	Industrieländer	Nutzpflanzen gesamt	79 %
			Entwicklungsländer (9% der Daten)	Nutzpflanzen gesamt	84 %
Seufert et al. 2012	66	1980–2010	Industrieländer (80% der Studien)	Nutzpflanzen gesamt	75 %
Ponisio et al. 2015	115	1977–2012	Industrieländer (75% der Studien)	Nutzpflanzen gesamt	81 %
<i>Review</i>					
Offermann/Nieberg 2000	12	1990er Jahre	Deutschland	Getreide	61–67 %
Lotter 2003	k. A.	1990er Jahre	Nordamerika, Nordeuropa	Nutzpflanzen gesamt	90 %
MacRae et al. 2007	k. A.	2000er Jahre	Schwerpunkt USA, Kanada	Nutzpflanzen gesamt	90 %
			Europa	Nutzpflanzen gesamt	60–80 %

## 4.2 Kenntnisstand aus Vergleichsuntersuchungen



Caldbeck/ Sumption 2016	k. A.	1994–2015	Europa	Nutzpflanzen gesamt	75–91 %
Reganold/ Wachter 2016	5 (Meta- analysen)	1990–2015		Nutzpflanzen gesamt	75–92 %
<i>Langzeitversuch</i>					
DOK-Versuch Schweiz	-	1978 – laufend	Schweiz		80 %
Rondale Institut USA	-	1981– laufend	USA	Mais, Soja, Weizen	100 %
Vredepeel Versuch, Niederlande	-	2001– laufend	Niederlande	Gerste, Mais, Kartoffel, Erbsen, Lauch	87 % (Durch- schnitt); 100 % (nach 10 bis 13 Jahren)
<i>Statistik/Testbetriebsnetz</i>					
BMEL 2018c (Testbe- triebsnetz)	472 öko- logische Test- betriebe	2016/2017	Deutschland	Weizen, Kartoffel	45 %
Lindenthal et al. 2009 (Agrarstatis- tik)	-	2003–2007	Österreich	Pflanzenbau gesamt	65–80 %
Kniss et al. 2016	mehr als 100.000 ökolo- gische Betriebe	2014	USA	Pflanzenbau gesamt	80 %

Metaanalysen werten Daten aus veröffentlichten Studien quantitativ und statistisch aus. Reviews nehmen einen qualitativen Überblick über vorliegende Veröffentlichungen vor.

Eigene Zusammenstellung

Die Ertragsunterschiede zwischen konventionellen und ökologischen Systemen sind prinzipiell sehr stark kontextbezogen (Wirz et al. 2018, S. 21). Wichtige Differenzierungen bei den Ertragsunterschieden sind (Caldbeck/Sumption 2016; Ponisio et al. 2015; de Ponti et al. 2012; Seufert et al. 2012):

- > Die Ertragsdifferenz ist bei Getreide sowie Rüben- und Knollengewächsen größer als bei anderen Kulturarten wie Reis, Mais, Soja und Klee gras-Gemischen.
- > Bei Leguminosen (Hülsenfrüchten) sind die Ertragsunterschiede relativ gering.



#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

- › Mehrjährige Kulturen, z.B. im Obstbau, zeigen geringere Ertragsunterschiede als einjährige Kulturen.
- › Im Anbau mit Bewässerung werden größere Ertragsunterschiede gefunden als im regenbasierten Anbau.
- › Gründüngung bzw. hohe Wirtschaftsdüngergaben im ökologischen Anbau führen zu geringeren Ertragsdifferenzen.
- › Bei vielfältigen Fruchtfolgen im ökologischen Anbau wird der Ertragsabstand geringer.
- › Mit optimalem Management der ökologischen Bewirtschaftung, d. h. in Abhängigkeit von den Fähigkeiten des Betriebsleiters, verringert sich die Ertragsdifferenz.
- › Ein Vergleich mit intensivem Anbau in der konventionellen Landwirtschaft und für Standorte mit hohem Ertragspotenzial zeigt hohe Ertragsdifferenzen.
- › Mit zunehmender Zeit seit der Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung und längerer Studiendauer verringert sich der Ertragsunterschied.

Letzteres wird durch die Ergebnisse des niederländischen Langzeitversuches bestätigt (Schrama et al. 2018). Zwei weitere Langzeitversuche wurden mit dem DOK-Versuch in der Schweiz und dem Farming System Trial in den USA durchgeführt (Tab. 4.1). Im DOK-Versuch der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon und des Forschungsinstituts für biologischen Landbau waren im langjährigen Durchschnitt die Erträge der ökologischen Varianten über verschiedene Kulturen hinweg um rund 20 % niedriger als die der konventionellen (Jossi et al. 2009; Mäder et al. 2002). Die höchsten Ertragsdifferenzen traten bei Kartoffeln auf, mit 34 bis 42 % niedrigeren Erträgen in den ökologischen Verfahren. Dagegen war die Ertragsdifferenz bei Winterweizen und Klee-gras mit 11 bis 14 % deutlich geringer (Fliessbach et al. 2000). Im Zeitraum 1999 bis 2012 waren die durchschnittlichen Erträge der ökologischen und konventionellen Varianten bei Soja gleich hoch, bei Silomais auf den Ökoflächen um 10 bis 14 % niedriger (Sauter et al. 2016). Im Farming System Trial des ökologischen Forschungsinstituts Rondale Institute in den USA zeigten sich über die Versuchsdauer von über 30 Jahren keine Ertragsunterscheide bei Mais und Soja (Rondale Institute 2011). In Jahren mit Dürre lagen die ökologischen Maiserträge sogar um rund 30 % höher als die konventionellen. Höhere ökologische Erträge bei Dürreperioden werden auch aus anderen Untersuchungen berichtet (Lotter 2003). Schließlich zeigt ein Langzeitversuch in den Niederlanden, dass sich auf dem Versuchsbetrieb die Erträge der ökologischen und konventionellen Versuchsfelder nach 10 bis 13 Jahren angeglichen hatten. Deutliche Ertragsunterschiede traten bei Kartoffeln in Jahren mit Ausbruch von Phytophthora (Kraut- und Knollenfäule) auf (Schrama et al. 2018).

Die Auswertung mehrerer älterer Untersuchungen aus den 1990er Jahren mit Ertragsdaten von vergleichbaren konventionellen und ökologischen Betrie-



ben in Deutschland ergab, dass in der Praxis die ökologischen Erträge bei Getreide und Ölpflanzen im Bereich von 60 bis 67% der konventionellen liegen sowie bei Kartoffeln 54 bis 69% und bei Gemüse 82% erreichen (Offermann/Nieberg 2000, S.27 f.). In der landwirtschaftlichen Praxis wird die Höhe der Erträge sowohl von technischen (z. B. eingesetzte Inputs) als auch ökonomischen Determinanten (insbesondere die Relation von Input- und Produktpreisen) bestimmt (Offermann/Nieberg 2000, S.24 ff.). Eine Studie aus den USA auf der Basis von Ertragsdaten vieler landwirtschaftlicher Betriebe belegt ebenfalls, dass bei einzelnen Kulturarten (Mais, Soja, Tomaten) die in der Praxis erzielten Erträge der ökologischen Landwirtschaft unterhalb der in Metaanalysen ermittelten Werte liegen (Kniss et al. 2016).

Schließlich liegen vereinzelt Daten zu den Ertragsunterschieden aus der *Agrarstatistik* und den *Testbetriebsnetzen* vor. In Österreich lagen laut einer Auswertung von Ertragsdaten der Agrarstatistik für die Jahre 2003 bis 2007 die Erträge der ökologischen Landwirtschaft im Durchschnitt um 20 bis 35% niedriger als in der konventionellen Landwirtschaft (Lindenthal et al. 2009). Im Trockenjahr 2003 näherten sich auch hier die Erträge der ökologischen Landwirtschaft bei einigen Feldfrüchten jenen der konventionellen Landwirtschaft an. Für Deutschland ergibt sich aus den Buchführungsergebnissen der Testbetriebe, dass für Weizen und Kartoffeln die ökologisch wirtschaftenden Haupterwerbsbetriebe lediglich 45% der Erträge der konventionellen Haupterwerbsbetriebe erreichen (BMEL 2018c, S.20). Dabei ist zu beachten, dass diese Daten nicht auf vergleichbaren Betrieben beruhen, d. h. die Unterschiede zwischen konventioneller und ökologischer Landwirtschaft in Produktionsausrichtung und regionaler Verteilung (Kap. 2.2.4) unberücksichtigt bleiben. Auf Basis von Daten des europäischen Testbetriebsnetzes zeigt sich, dass die Weizenerträge von ökologisch wirtschaftenden Ackerbaubetrieben in Deutschland und Frankreich weniger als die Hälfte der konventionellen betragen, während sie in Österreich, Polen und Spanien etwa bei zwei Drittel liegen (EC 2013).

Neben der Ertragshöhe ist im Hinblick auf Nachhaltigkeit die *Ertragsstabilität* von Bedeutung. Ertragsstabilität bedeutet die Variation der Erträge über mehrere Jahre hinweg. In relativ wenigen Vergleichsstudien wird hierauf eingegangen, mit widersprüchlichen Ergebnissen. Es gibt sowohl Hinweise auf eine verbesserte Ertragsstabilität im ökologischen Anbau, insbesondere durch einen höheren Humusgehalt und vielfältigere Fruchtfolgen, als auch Hinweise auf geringere Ertragsstabilität, insbesondere durch hohen Unkraut- und Krankheitsdruck sowie variable Stickstoffverfügbarkeit (Seufert/Ramankutty 2017). Eine aktuelle Metaanalyse kommt zu dem Ergebnis, dass sich ökologischer und konventioneller Landbau in der absoluten Ertragsstabilität nicht unterscheiden, also ähnliche Standardabweichungen vom durchschnittlichen Ertrag aufweisen. Die Ertragsstabilität des ökologischen Landbaus ist dagegen um 15% niedriger, wenn die Ertragsschwankungen auf eine Ertragseinheit bezogen werden (relative Ertragsstabilität), bedingt durch die niedrigeren ökologischen Erträge.

Außerdem zeigt die Metaanalyse, dass bei ähnlicher Menge an Stickstoffdünger bei den ökologischen und konventionellen Varianten sich die Ertragsstabilität des ökologischen Landbaus verbessert (Knapp/van der Heijden 2018).

Die Vielzahl der Untersuchungen und mehrere Metaanalysen ermöglichen eine fundierte Einschätzung der grundsätzlichen Ertragsunterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft. Ebenso können wichtige Hinweise auf Unterschiede bei der Ertragsdifferenz, beispielsweise zwischen Kulturen, Anbaustandorten und Dauer der ökologischen Bewirtschaftung, gewonnen werden. Aufgrund der Daten aus verschiedenen Ländern und Zeiträumen sowie unterschiedlicher Versuchsdauer und -anlage sind allerdings keine Aussagen zur Ertragsdifferenz in Deutschland (bzw. regionalen Differenzen) und zu ihrer zeitlichen Entwicklung möglich. Dazu wäre eine Auswertung der Daten aus dem Testbetriebsnetz, auf der Basis vergleichbarer ökologischer und konventioneller Betriebe, notwendig, die bisher nicht vorgenommen worden ist.

### **Einzelbetriebliche Wirtschaftlichkeit**

Die Fähigkeit landwirtschaftlicher Betriebe zur Erhaltung ihres ökonomischen Kapitals sowie zur Einkommens- bzw. Gewinnerzielung ist ein wesentlicher Aspekt der ökonomischen Nachhaltigkeit. Hierzu liegen deutlich weniger Untersuchungen als zu den landwirtschaftlichen Erträgen vor. Die Vergleichsergebnisse beruhen auf Modellrechnungen, ausgehend von Feldversuchen, Fallstudien oder Buchführungsergebnissen (in Testbetriebsnetzen). Zur Wirtschaftlichkeit gibt es nur eine Metaanalyse, wenige Reviews sowie Auswertungen des deutschen bzw. europäischer Testbetriebsnetze (Tab. 4.2).

Die *Produktionskosten* sind im ökologischen Anbau in der Regel niedriger als im konventionellen (MacRae et al. 2007; Nemes 2009; Offermann/Nieberg 2000). In der Metaanalyse sind dagegen keine signifikanten Unterschiede bei den Gesamtkosten festgestellt worden (Crowder/Reganold 2015). Niedriger sind in der Regel die variablen Inputkosten (Offermann/Nieberg 2000, S.47), vor allem für Betriebsmittel wie Dünge- und Pflanzenschutzmittel sowie Futter- und Tierarzneimittel. Die Inputkosten des ökologischen Landbaus liegen um 50 bis 60 % niedriger bei Getreide und Körnerleguminosen, um 10 bis 20 % bei Kartoffeln und Gartenbaukulturen sowie um 20 bis 25 % in der Milchviehhaltung (MacRae et al. 2007). Dagegen sind der Arbeitsaufwand und die Arbeitskosten im ökologischen Landbau durchweg höher. Nach der Metastudie liegen die Arbeitskosten in der ökologischen Landwirtschaft auf Basis der Vergleichsstudien zu Einzelkulturen um 13 % und im Vergleich der Anbausysteme (unter Berücksichtigung der Fruchtfolgen) um 7 % höher (Crowder/Reganold 2015). Insbesondere die Arbeitskosten führen in der Regel zu insgesamt höheren Fixkosten in der ökologischen Landwirtschaft (Offermann/Nieberg 2000, S.49).



Tab. 4.2 Durchschnittliche relative Gewinne des ökologischen Landbaus gegenüber konventioneller Landbewirtschaftung in Vergleichsstudien

Quelle	Anzahl ausgewerteter Publikationen	Zeitraum Publikationen	einbezogene Länder	Bezugsgröße	Kernaussage ökologischer Landbau (relativer Gewinn im Verhältnis zu konventionellem Landbau)
<i>Metaanalyse</i>					
Crowder/ Reganold 2015	44	1978–2012	Schwerpunkt Nordamerika, Südeuropa, Indien	einzelne Kultur (ohne Preispremium*)	93 %
				einzelne Kultur (mit Preispremium)	124 %
				Anbausystem (ohne Preispremium)	92 %
				Anbausystem (mit Preispremium)	120 %
<i>Review</i>					
Offermann/ Nieberg 2000	-	-	Europa	Betriebe (Gewinn per ha bzw. AK)	80–120 %
MacRae et al. 2007	-	-	Nordamerika	Betriebe (Bruttogewinn*)	gleich oder höher
Nemes 2009	-	-		Betrieb (Gewinn)	gleich oder höher
<i>Statistik/Testbetriebsnetz</i>					
Sanders 2015a (Testbetriebsnetz)	-	2013/2014	Deutschland	Betriebe (Gewinn)	90 %
Thünen-Institut o. J.b (Testbetriebsnetz)	-	2015/2016	Deutschland	Betriebe (Gewinn)	164 %



#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

EC 2013	-	2007–2009	Deutschland	Ackerbau- betriebe (Ge- winn per AK)	102 %
	-	2007–2009	Frankreich	Ackerbau- betriebe (Ge- winn per AK)	83 %

- \* Preispremium bezeichnet den höheren Erzeugerpreis für ökologisch erzeugte Produkte
- \*\* ohne Fixkosten

Bei Metaanalysen werden Daten aus veröffentlichten Studien quantitativ und statistisch ausgewertet. Mit Reviews wird ein qualitativer Überblick über vorliegende Veröffentlichungen vorgenommen.

Eigene Zusammenstellung

Niedrigere Erträge des ökologischen Landbaus werden in der Regel durch höhere *Produktpreise*, also Preisaufschläge für die Bioqualität, ausgeglichen. Die erzielbaren Preise für ökologische Agrarprodukte variieren erheblich in Abhängigkeit vom Vermarktungsweg. Ökologische Betriebe erzielen die höchsten Produktpreise bei Direktvermarktung und die niedrigsten bei einer Vermarktung über den Großhandel. Außerdem bestehen zwischen verschiedenen EU-Staaten erhebliche Unterschiede bei der Höhe der Preisaufläge (Offermann/Nieberg 2000, S. 39 ff.). Nach der Metastudie von Crowder und Reganold (2015) liegt der Preisauflage für Bioprodukte im Median bei 29 bis 32 %. Den Autoren zufolge sind nur Preisaufläge von 5 bis 7 % notwendig, damit ökologische Betriebe einen Gewinn in ähnlicher Höhe wie in der konventionellen Landwirtschaft erzielen können.

Schließlich tragen *Transferzahlungen* (Direktzahlungen und Zuschüsse) zum Betriebseinkommen sowohl der ökologischen als auch der konventionellen Betriebe in der EU bei. Höhere Transferzahlungen für den ökologischen Landbau resultieren vor allem aus der Ökopremie im Rahmen der Agrarumweltprogramme der 2. Säule der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU. In Deutschland lag im Jahr 2015 die flächenbezogene Förderung des ökologischen Landbaus im Rahmen der Programme zur Entwicklung des ländlichen Raums für die Beibehaltung der ökologischen Wirtschaftsweisen für Ackerland und Grünland bei 189 bis 234 Euro/ha, für Gemüsebau bei 300 bis 550 Euro/ha und für Dauerkulturen bei 675 bis 975 Euro/ha (Sanders 2015b). Während die EU-Direktzahlungen (entkoppelte Betriebsprämie) bei den ökologisch und konventionell wirtschaftenden Haupterwerbsbetrieben mit 285 und 289 Euro/ha im Wirtschaftsjahr 2016/2017 praktisch gleich waren, bestanden große Unterschiede bei den Zahlungen aus Agrarumweltmaßnahmen mit 269 gegenüber 26 Euro/ha (BMEL 2018c, S. 20). Der Anteil der Transferzahlungen am Einkommen (»farm net value added«) ökologischer Betriebe betrug von 2007 bis 2009 in Deutschland 65 %, bei konventionellen Betrieben 55 % (EC 2013).

Das *Einkommen* bzw. der *Gewinn* ökologischer Betriebe ist in vielen Fällen höher als bei vergleichbaren konventionellen Betrieben. Nach Crowder und Reganold (2015) ist der Gewinn in der ökologischen Landwirtschaft im Durchschnitt der analysierten Studien um 20 bzw. 24 % höher (Tab. 4.2). Dies liegt zu einem relevanten Teil an dem Biopreisaufschlag bzw. den Transferzahlungen in der EU.

Ein Vergleich der Einkommenssituation von konventionellen und ökologischen Haupterwerbsbetrieben in Deutschland ist anhand der Ergebnisse des Testbetriebsnetzes des BMEL sowie der im Situationsbericht des Deutschen Bauernverbandes veröffentlichten Land-Data-Buchführungsergebnisse möglich (Tab. 4.3). Die ermittelten Gewinne stimmen in der Entwicklungstendenz und im Verhältnis überein, unterscheiden sich aber in der jeweiligen Höhe bedingt durch die unterschiedliche Datenbasis. Die Vergleichsergebnisse wurden in den letzten Jahren stark geprägt durch die schwankende Gewinnentwicklung in der konventionellen Landwirtschaft (Tab. 4.3).

Tab. 4.3 Durchschnittliches Einkommen je nichtentlohnter Familienarbeitskraft (Unternehmensergebnis bzw. Gewinn plus Personalaufwand in Euro je AK) von konventionellen und ökologischen Haupterwerbsbetrieben

Wirtschaftsjahr	Testbetriebsnetz: Durchschnitt Haupterwerbsbetriebe gesamt		Testbetriebsnetz: Durchschnitt vergleichbare Haupterwerbsbetriebe*		Buchführung Land-Data: Durchschnitt Haupterwerbsbetriebe gesamt	
	konventionell	ökologisch	konventionell	ökologisch	alle Betriebe	ökologisch
2013/2014	39.783	34.732	36.255	32.709	38.275	38.963
2014/2015	27.405	34.791	31.533	33.222	31.037	41.778
2015/2016	25.572	40.955	24.406	40.069	28.864	51.129
2016/2017	34.586	39.542	28.700	39.504	38.929	51.148

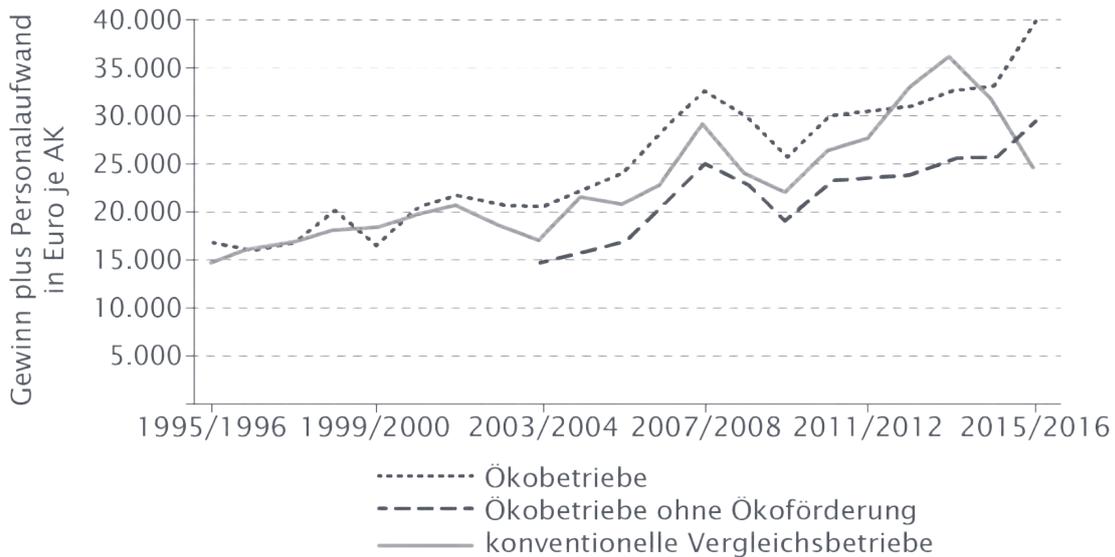
\* Durchschnittswerte ohne Gartenbau-, Dauerkultur- und Veredlungsbetriebe

Quelle: nach BMEL 2015, S. 23; BMEL 2016, S. 24; BMEL 2017b, S. 27; BMEL 2018c, S. 20; DBV 2014, S. 198; DBV 2017, S. 139; Sanders 2015a; Sanders 2019

Der wirtschaftliche Vorteil für die ökologischen Betriebe war mit einem um 64 % höheren durchschnittlichen Einkommen als die konventionellen Vergleichsbetriebe besonders ausgeprägt im Wirtschaftsjahr 2015/16 (Sanders 2019), verursacht durch den Preisverfall für konventionelles Schweinefleisch und Milch, von dem die ökologische Landwirtschaft nicht betroffen war. In einer Betrachtung über 20 Jahre zeigt sich, dass in den meisten, aber nicht in allen Jahren

der Gewinn der ökologischen Betriebe höher war als der der konventionellen (Abb. 4.2).

Abb. 4.2 Entwicklung des Gewinns ökologischer und vergleichbarer konventioneller Betriebe von 1995/1996 bis 2015/2016



Quelle: nach Thünen-Institut o. J.b

Hinter den durchschnittlichen Gewinnen verbergen sich erhebliche Unterschiede zwischen den ökologischen Betrieben. Ein mehr als doppelt so hohes Einkommen wie die konventionellen Vergleichsbetriebe erzielten etwa 16 % der Ökobetriebe in den Jahren 2013/2014 und etwas über 40 % in den Jahren 2015/2016. Andererseits erreichten 25 % der ökologischen Betriebe in den Jahren 2013/2014 und knapp 10 % in den Jahren 2015/2016 weniger als die Hälfte des Gewinns der konventionellen Vergleichsbetriebe (Sander 2015a, 2019).

Keine Vergleichsstudien wurden zu weiteren wichtigen Indikatoren der ökonomischen Nachhaltigkeit, wie Liquidität und Stabilität bzw. Zukunftsfähigkeit der Betriebe, gefunden (Wirz et al. 2018, S.24).

Zur einzelbetrieblichen Wirtschaftlichkeit liegen weniger Untersuchungen als zu den Ertragsunterschieden vor. Sie erlauben aber eine grundsätzliche Einschätzung von Kosten, Erträgen und Gewinn ökologischer und konventioneller Betriebe. Erste Auswertungen vergleichbarer Betriebe auf der Basis des Testbetriebsnetzes bzw. von Buchführungsergebnissen in Deutschland liefern Informationen über die einzelbetriebliche Wirtschaftlichkeit im Zeitverlauf. Vergleiche der betrieblichen Wirtschaftlichkeit auf der Basis des Testbetriebsnetzes ließen sich noch ausbauen.



## Volkswirtschaftliche Wirkungen

Neben dem Vergleich der einzelbetrieblichen Wirtschaftlichkeit sind volkswirtschaftliche Wirkungen der Landwirtschaft für eine Nachhaltigkeitsbewertung relevant. Der primäre *volkswirtschaftliche Nutzen* der Landwirtschaft besteht in der Produktion von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen sowie der damit verbundenen Wertschöpfung (Schader et al. 2013, S. 5). Der Anteil der Landwirtschaft an der gesamten Bruttowertschöpfung in Deutschland im Jahr 2016 betrug allerdings nur 0,6 %, ihr Anteil an den Erwerbstätigen rund 1,4 % (DBV 2017, S. 7). Darüber hinaus werden von der Landwirtschaft in Abhängigkeit von der Art der Landnutzungspraktiken in unterschiedlichem Umfang Ökosystemleistungen, also öffentliche Güter, bereitgestellt (Wirz et al. 2018, S. 26). Da für diese Leistungen kein Markt existiert, ist eine monetäre Bewertung schwierig. Es konnten keine Studien gefunden werden, die diese Leistungen der Landwirtschaft in Deutschland (oder einem anderen EU-Land) umfassend monetär bewerten.

Gleichzeitig werden durch die Landbewirtschaftung *externe Kosten*, insbesondere durch Umweltbelastungen, verursacht, die in den einzelbetrieblichen Produktionskosten und Produktpreisen nicht enthalten sind (Wirz et al. 2018, S. 26). Dabei handelt es sich einerseits um real anfallende Kosten, beispielsweise bei der Trinkwasseraufbereitung infolge von Nitrat- oder Pflanzenschutzmittelbelastungen. Andererseits wird versucht, die externen Effekte der Landwirtschaft monetär zu bewerten. Monetäre Abschätzungen der gesamten externen Kosten der Landwirtschaft sind beispielsweise für China, Großbritannien und die USA vorgenommen worden (Norse/Ju 2015; Pretty et al. 2000; Tegtmeyer/Duffy 2004). Trotz der methodischen Schwierigkeiten hat die Quantifizierung externer Kosten in der Wissenschaft einige Aufmerksamkeit erlangt.

Zum Vergleich der externen Kosten von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft liegen nur wenige Untersuchungen vor. Aufbauend auf der Studie für Großbritannien haben Schader et al. (2013) für die österreichische Landwirtschaft externe Kosten von etwa 1,3 Mrd. Euro/Jahr errechnet. Sie schätzen, dass diese externen Kosten in Österreich um ein Drittel durch eine vollständige Umstellung auf ökologische Landwirtschaft reduziert werden könnten. Eine Abschätzung für Großbritannien kam zu dem Ergebnis, dass sich mit einem Umstieg auf ökologisch produzierte Lebensmittel die externen Kosten der Landwirtschaft um 75 % verringern ließen (Pretty et al. 2005). Einzelne Reviews argumentieren mit in der Literatur beschriebenen positiven Umweltwirkungen und leiten daraus niedrigere externe Kosten der ökologischen Landwirtschaft ab, ohne diese zu quantifizieren (MacRae et al. 2007; Regenold/Wachter 2016).

Eine vergleichende monetäre Bewertung von Ökosystemdienstleistungen (biologische Kontrolle von Pflanzenkrankheiten, Bodenbildung, Mineralisation von Pflanzennährstoffen) ist in Neuseeland auf der Basis von Daten, die von



konventionell und ökologisch bewirtschafteten Feldern gewonnen wurden, durchgeführt worden. Danach ist der ökonomische Wert der Ökosystemdienstleistungen bei ökologischer Bewirtschaftung um rund 60 % höher als bei konventioneller (Sandhu et al. 2010).

Insgesamt gibt es somit nur wenige vergleichende Untersuchungen zu den externen Kosten von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft. Sie stellen einheitlich positive Effekte durch den ökologischen Landbau fest, allerdings bei erheblicher Spannweite der monetären Bewertung. Die monetäre Bewertung externer Effekte ist grundsätzlich mit methodischen Schwierigkeiten verbunden. Keine Vergleichsstudien wurden gefunden zum volkswirtschaftlichen Nutzen, beispielsweise zum Beitrag zur gesamten Bruttowertschöpfung.

### **Verbraucherpreise und Kosten für Haushalte**

Die Preisauflagen, die ökologisch wirtschaftende Betriebe für ihre Produkte erhalten, haben Auswirkungen auf die Verbraucherpreise. Höhere Preise für ökologische Lebensmittel wirken sich auf die Lebenshaltungskosten aus. Die höheren Preise für ökologische Lebensmittel im Vergleich zu konventionellen sind insgesamt durch verschiedene Faktoren bedingt: niedrigere Erträge und teilweise höhere Produktionskosten, getrennte Vermarktungswege und Zertifizierung sowie begrenztes Angebot in Relation zur Nachfrage (Seufert/Ramanakutty 2017).

In einer Studie für die USA wurde geschätzt, dass sich für einen ausschließlichen Einkauf ökologischer Lebensmittel etwa 50 % höhere Kosten für den Verbraucher ergeben (Brown/Sperow 2005). In einer weiteren Studie in den USA wurde im Zeitraum 2004 bis 2010 ein Preisvergleich für 17 Lebensmittelprodukte durchgeführt und 7 bis 82 % höhere Preise für die ökologischen Produkte ermittelt (Carlson/Jaenicke 2016).

Ein Preisvergleich zwischen konventionellen und ökologischen Lebensmitteln für Deutschland, auf der Basis von Daten aus den Jahren 2012 und 2014, kam zu dem Ergebnis, dass, gewichtet nach dem in Deutschland vorherrschenden Konsummuster bei Nahrungsmitteln und alkoholfreien Getränken, die Preise der ökologischen Produkte um 83 % über denen der konventionellen liegen. Die größten Preisunterschiede wurden bei der Produktgruppe Zucker, Marmelade, Honig und andere Süßwaren, die niedrigsten bei Kaffee, Tee und Kakao festgestellt. Charakteristisch ist außerdem, dass der Bioaufschlag mit steigendem Marktsegment von markenlos bis Herstellermarke einen immer geringeren prozentualen Anteil ausmacht, da der Aufpreis für die Bioqualität nicht prozentual dem Preis des konventionellen Produktes zugeschlagen wird. Für den gesamten privaten Konsum würde ein vollständiger Umstieg von konventionellen zu ökologischen Lebensmitteln durchschnittlich zu Mehrkosten von 10 % führen (Haubach/Held 2015). Der relativ geringe Unterschied ist dadurch



bedingt, dass die Ausgaben für Nahrungsmittel, Getränke und Tabakwaren mittlerweile nur noch 13,8% des gesamten privaten Konsums ausmachen (Destatis 2019a).

Die Preisunterschiede zwischen konventionellen und ökologischen Lebensmitteln weisen in Abhängigkeit vom Produkt große Unterschiede auf (Carlson/Jaenicke 2016; Haubach/Held 2015). Intensive Nutzer von ökologischen Lebensmitteln verändern in der Regel ihre Ernährungsweise, beispielsweise hin zu weniger Fleischverzehr. Wie sich dies auf die Kosten von Haushalten für ökologische Lebensmittel auswirkt, wurde in den zuvor referierten Preisvergleichen mit unverändertem Warenkorb nicht erfasst und ist insgesamt bisher kaum untersucht worden. Erste Hinweise gibt eine Studie aus Österreich, in der die Kosten des aktuellen durchschnittlichen Lebensmittelwarenkorb mit den Kosten bei einer gesünderen Ernährung nach den offiziellen Ernährungsempfehlungen und bei Einkauf von ökologischen Lebensmitteln verglichen wurden. Danach könnten bei einer Umstellung auf eine gesündere Ernährungsweise rund 70% der Einkäufe ökologische Lebensmittel umfassen, ohne dass die Gesamtkosten für den Haushalt steigen würden. Bei einem Umstieg von einem konventionellen Warenkorb auf eine gesündere Ernährung mit ausschließlich Biolebensmitteln wurden Mehrkosten von 10% errechnet (Schlatzer/Lindenthal 2018).

Schließlich wird erwartet, dass sich bei einem weiteren Wachstum des Marktes für ökologische Lebensmittel<sup>38</sup> die Zusatzkosten reduzieren und sich damit die Preisaufschläge deutlich verringern könnten (Seufert/Ramankutty 2017).

Die vorliegenden Vergleichsuntersuchungen ökologischer und konventioneller Lebensmittelpreise geben erste Hinweise auf deutlich unterschiedliche Preisdifferenzen in Abhängigkeit von Produktgruppe, Vermarktungsweg und Land. Für Deutschland liegt eine Abschätzung der veränderten Kosten für Haushalte vor, die aber die in der Regel mit dem Umstieg auf ökologische Lebensmittel verbundene veränderte Ernährungsweise nicht berücksichtigt. Somit sind derzeit keine fundierten Aussagen zum Vergleich der Lebenshaltungskosten bei einer Ernährung mit ökologischen bzw. konventionellen Lebensmitteln möglich.

### **Regionale Lebensmittelketten und Wertschöpfung**

Das Interesse von Verbrauchern an Lebensmitteln regionaler Herkunft ist in den letzten Jahren gestiegen. Kurze Transportwege, Transparenz und Rückverfolgbarkeit sowie Beiträge zur regionalen Wertschöpfung sind damit verbundene Verbrauchererwartungen (Moog/Gebhardt 2018). Regionale

---

38 Im Jahr 2019 betrug der Anteil der Bio-Lebensmitteln am Lebensmittelumsatz in Deutschland 5,68% (<https://de.statista.com/statistik/daten/studie/360581/umfrage/marktanteil-von-biolebensmitteln-in-deutschland/>; 20.5.2021). Häufig bis ausschließlich werden insbesondere Bioeier, -gemüse, -obst, -kartoffeln und -milchprodukte gekauft (BMEL 2020, S. 12).

Lebensmittelketten werden als Gegenmodell zu Vereinheitlichung und Konzentration in globalisierten Nahrungsmittelsystemen gesehen (Hinrichs 2003). Dabei existiert keine breitgeteilte Definition für regionale bzw. lokale Lebensmittel in ihrer räumlichen und strukturellen Abgrenzung (Kneafsey et al. 2013). Lokale bzw. regionale Lebensmittelketten reichen von der Direktvermarktung durch Landwirte über soziale Bewegungen für lokale Nahrungsmittel (z. B. solidarische Landwirtschaft) bis hin zu regionalen Lebensmitteln im konventionellen Lebensmitteleinzelhandel (z. B. gekennzeichnet durch »Regionalfenster«) (Albrecht et al. 2014). In der wissenschaftlichen Literatur wird dies auch unter »alternative food networks«, »short food supply chains« oder »local food systems« zusammengefasst (Wirz et al. 2018, S. 29).

Über den Anteil und die Entwicklung regionaler Lebensmittel am Lebensmittelverbrauch liegen keine aktuellen Daten vor. In einer älteren Untersuchung des TAB wurde der regionale Umsatz der deutschen Ernährungsindustrie auf 33 % und der Umsatz mit regionalen Produkten im Lebensmitteleinzelhandel auf 20 % geschätzt (Sauter/Meyer 2004, S. 87 f.). Eine Untersuchung für die Stadt Freiburg im Breisgau schätzte den Gesamtanteil regionaler Lebensmittel am Konsum in Freiburg auf 20 % (Nefzger et al. 2015).

Ebenso unbekannt ist der Anteil regional erzeugter Produkte am gesamten Markt ökologischer Lebensmittel. In der Vergangenheit zeichnete sich die ökologische Landwirtschaft durch einen überproportional hohen Anteil an Direktvermarktung, beispielsweise von 17 % im Jahr 2000, und damit an regionalen Lebensmittelketten aus (Sauter/Meyer 2004, S. 41). Seitdem hat das Umsatzwachstum bei ökologischen Lebensmitteln hauptsächlich im Lebensmitteleinzelhandel stattgefunden, der vor allem durch überregionale Vermarktungsformen und Handelsbeziehungen gekennzeichnet ist. Damit dürfte der Anteil regional erzeugter ökologischer Lebensmittel zurückgegangen sein. Während für Ökolebensmittel der Vermarktungsweg Direktvermarktung in Deutschland nicht getrennt erfasst wird (BÖLW 2018), wurde für einige EU-Länder im Jahr 2014 ein Anteil von unter 5 % bis etwa 15 % Direktvermarktung ermittelt (Meredith/Willer 2016, S. 30).

Auf betrieblicher Ebene sind die Einkommenswirkungen der Direktvermarktung unsicher, obwohl die Erzeuger grundsätzlich deutlich höhere Preise als bei einer Vermarktung über den Großhandel erzielen (Offermann/Nieberg 2000, S. 39). Den höheren Einnahmen stehen nämlich häufig deutlich höhere Kosten gegenüber, die durch Investitionen (z. B. in Hofläden) sowie durch einen höheren quantitativen (Zeit) wie qualitativen (Know-how) Arbeitsbedarf bedingt sind (Bartel-Kratochvil et al. 2009; Kneafsey et al. 2013). So hat eine Untersuchung in den USA auf der Basis umfangreicher nationaler Daten keinen signifikanten Einfluss der Direktvermarktung auf das Einkommen der landwirtschaftlichen Betriebe gefunden (Uematsu/Mishra 2011).



Für die regionale Ökonomie wird erwartet, dass kürzere und regionale Lebensmittelketten den lokalen Umsatz steigern sowie zu höherer Nachfrage nach lokalen Dienstleistungen und zu mehr Beschäftigung führen, also Multiplikatoreffekte auslösen (Kneafsey et al. 2013). Solche positiven Multiplikatoreffekte auf die lokale Wertschöpfung und Beschäftigung sind in Fallstudien aus den USA (Henneberry et al. 2009; Otto & Varner 2005) und Großbritannien (Kersley/Knuutila 2011) berichtet worden. Am Beispiel von Käseprodukten wurde gezeigt, dass eine rein lokale Produktion und Vermarktung mehr Arbeitsplätze je Produkteinheit bedeuten, während eine ortsgebundene Verarbeitung mit nationaler oder internationaler Vermarktung mehr Arbeitsplätze in der Erzeugerregion aufgrund der größeren Produktionsmenge schafft (Smitt et al. 2016). Darüber hinaus werden potenziell positive Wechselwirkungen mit dem Tourismus (Pearson et al. 2011) sowie der Aufrechterhaltung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung in peripheren Regionen bzw. landwirtschaftlichen Ungunstlagen (Schönhart et al. 2009) gesehen. Andererseits werden regionale Lebensmittelketten eher als Folge denn als Triebfeder sozioökonomischer Entwicklung in einer Region betrachtet (Tregear 2011).

Am wenigsten kontrovers werden in der wissenschaftlichen Literatur soziale Effekte diskutiert. Die für viele lokale Wertschöpfungsketten charakteristische persönliche Beziehung zwischen landwirtschaftlichen Produzenten und Verbrauchern tragen zur Entstehung von gegenseitigem Vertrauen, Verantwortungsgefühl und Gemeinschaftssinn bei (Jaklin et al. 2015; Abatekassa/Peterson 2011; Milestad et al. 2010; Hayden und Buck 2012). Das Engagement ist für viele Akteure mit einem Wissensgewinn und Lernen verbunden, was in der Folge zu Verhaltensänderungen im Sinne einer nachhaltigen Entwicklung auch in anderen Lebensbereichen führen kann (Hayden/Buck 2012; Cox et al. 2008). Bei vielen Beteiligten ist ein hohes Ausmaß an intrinsischer und altruistischer Motivation festzustellen (Bartel-Kratochvil et al. 2009; Jaklin et al. 2015; Milestad et al. 2010). Kritische Anmerkungen beziehen sich darauf, dass lokale Lebensmittelketten häufig sozial geschlossen sind (Kneafsey et al. 2013; Tregear 2011). Mit dem in den letzten Jahren festzustellenden Bedeutungszuwachs regionaler Lebensmittel stellt sich darüber hinaus die Frage, inwieweit die genannten sozialen Qualitäten trotz häufig zunehmender räumlicher und organisatorischer Distanz zwischen landwirtschaftlichen Produzenten und Verbrauchern erhalten werden können (Knickel et al. 2016; Milestad et al. 2017; Mount 2012; Wirz et al. 2018, S. 30 f.).

Bei einem Vergleich konventionell und ökologisch produzierter Frischmilch bzw. verschiedener Käsesorten in Österreich anhand eines Sets sozialökonomischer Indikatoren haben jeweils die ökologischen Varianten besser abgeschnitten (Gusenbauer et al. 2018; Markut et al. 2015). Ansonsten konnten keine Vergleichsuntersuchungen regionaler konventioneller und ökologischer Lebensmittelketten hinsichtlich ihrer ökonomischen Effekte gefunden werden.



Insgesamt ergibt sich bei den ökonomischen Auswirkungen lokaler bzw. regionaler Lebensmittelketten ein heterogenes Bild. Grundsätzlich fehlen Daten über den derzeitigen Anteil und die Entwicklung regionaler Produkte bzw. Vermarktungswege sowohl für konventionelle als auch für ökologische Lebensmittel.

---

### 4.2.2 Kenntnisstand im Hinblick auf soziale Nachhaltigkeit

Die soziale Dimension wird in landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsanalysen häufig aufgrund von Datenmangel oder durch die traditionelle Fokussierung auf ökologische und ökonomische Faktoren in der Landwirtschaft vernachlässigt (Slätmo et al. 2017; Van Cauwenbergh et al. 2007). Hinsichtlich der sozialen Dimension werden meist zwei Kategorien unterschieden (Latruffe et al. 2010): einerseits die sozialen Bedingungen in den landwirtschaftlichen Betrieben, wie Arbeitsplätze, Arbeitsbedingungen und Qualifikation, sowie andererseits gesellschaftliche Wirkungen der Landwirtschaft, wie Ernährungssicherung, Qualität der erzeugten Lebensmittel und gesundheitliche Wirkungen.

Vergleichende Betrachtungen zu sozialen Wirkungen auf der landwirtschaftlichen Betriebsebene gibt es nur wenige. Zu vielen Aspekten der Arbeitsbedingungen und sozialen Situation in der konventionellen gegenüber der ökologischen Landwirtschaft liegen keine Informationen vor. Gleiches gilt für die Beziehungen zum sozialen Umfeld und die sozialen Leistungen der Landwirtschaft. Nur zwei Studien wurden gefunden zur Wirkung einer Ausweitung der ökologischen Landwirtschaft auf die Ernährungssicherung. Dagegen gibt es viele Vergleichsuntersuchungen zu Inhaltsstoffen und zum Nährwert konventioneller gegenüber ökologischen Lebensmitteln. Weniger und sehr heterogene Studien liegen zur gesundheitlichen Relevanz von Unterschieden in der Nahrungsmittelqualität vor.

#### Arbeitsplätze

Ein Vergleich des Arbeitseinsatzes in der konventionellen und der ökologischen Landwirtschaft wird in zwei Reviews, einer Auswertung der Landwirtschaftszählung sowie einer Untersuchung der Umstellung auf ökologischen Landbau behandelt.

Basierend auf Untersuchungen und Einschätzungen aus verschiedenen europäischen Ländern kamen Offermann und Nieberg (2000, S. 14) zu dem Ergebnis, dass in der ökologischen Landwirtschaft der Arbeitseinsatz je ha landwirtschaftlich genutzte Fläche im Durchschnitt um 10 bis 20 % höher lag als in der konventionellen Landwirtschaft. Dabei stellten sie Unterschiede zwischen Ländern und Betriebstypen fest. Eine wissenschaftliche Untersuchung der Umstellung von Betrieben auf ökologischen Landbau in Deutschland im Zeitraum 1990 bis 1995 und der Vergleich mit einer konventionellen Referenzgruppe hat



gezeigt, dass im Durchschnitt der flächenbezogene Arbeitseinsatz in den Umstellungsbetrieben um knapp 11 % angestiegen war. Es wurden deutliche Unterschiede zwischen den Betriebsformen festgestellt, wobei der Anstieg des Arbeitseinsatzes in den Marktfruchtbetrieben mit 36 % am größten war (Nieberg 2001). Eine Auswertung der deutschen Landwirtschaftszählung 1999 auf Kreisebene ergab, dass der Arbeitskräftebesatz je ha in ökologischen Betrieben nur in Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz, Thüringen und Sachsen in der Mehrheit der Kreise höher war als in konventionellen Betrieben (Osterburg/Zander 2004, S.40 f.). Aktuelle Daten zeigen im Durchschnitt nur geringfügige Unterschiede, sowohl beim flächenbezogenen Arbeitsaufwand der ökologischen Betriebe im Vergleich zu allen landwirtschaftlichen Betrieben im Jahr 2016 auf der Basis der Agrarstrukturerhebung (Destatis 2016b, S.5, u. 2016c, S.99) als auch bei der Zahl der Arbeitskräfte pro ökologisch bzw. konventionell wirtschaftendem Haupterwerbsbetrieb des BMEL-Testbetriebsnetzes im Wirtschaftsjahr 2016/2017 (BMEL 2018c, S.20). Bei beiden Vergleichen bleiben Strukturunterschiede zwischen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft, z. B. im Hinblick auf Produktionsausrichtung und Betriebsstruktur (Kap. 2.2.4), unberücksichtigt.

Unterschiede im Arbeitskräfteeinsatz zwischen konventionellen und ökologischen Betrieben können auf verschiedenen Ebenen des Betriebs verursacht werden (Jansen 2000; Osterburg/Zander 2004):

- > *Produktionsverfahren*: Der Arbeitsbedarf für die meisten Kulturen erhöht sich deutlich, beispielsweise durch die mechanische Unkrautbekämpfung anstelle des Einsatzes von Herbiziden. In der Tierhaltung kann höherer Arbeitszeitbedarf z. B. durch Auflagen zum Mindestauslauf entstehen.
- > *Produktionsprogramm*: Vielfältigere Fruchtfolgen und ein höherer Anteil arbeitsintensiver Kulturen wie Kartoffeln und Gemüse im ökologischen Landbau führen zu einem steigenden Arbeitsbedarf. Der systembedingt niedrigere Tierbesatz/ha spricht dagegen für einen geringeren Arbeitsaufwand.
- > *Betriebsorganisation*: Eine Verarbeitung von Produkten im landwirtschaftlichen Betrieb und eine Direktvermarktung, die in den ökologischen Betrieben häufiger praktiziert werden, erfordern zusätzliche Arbeitszeit und führen zu einer Verlagerung von Arbeitsaufwand von der Produktion zur Vermarktung.
- > *Betriebstyp und -größe*: Größere Betriebe haben, bezogen auf die Flächeneinheit, einen geringeren Arbeitskräftebesatz, sodass Unterschiede in der Größe zwischen konventionellen und ökologischen Betrieben von Bedeutung sind. Weiterhin finden sich ökologische Betriebe relativ häufig auf Grünlandstandorten, die allgemein einen geringeren Arbeitskräftebesatz erfordern.



Ökologische Betriebe weisen nach den vorliegenden Untersuchungen einen etwas niedrigeren Einsatz von Familienarbeitskräften und eine deutlich höhere Beschäftigung von Fremdarbeitskräften auf (Jansen 2000; Offermann/Nieberg 2000, S. 16). Zumindest in den 1990er Jahren nahm der Arbeitseinsatz je ha landwirtschaftlich genutzter Fläche sowohl in der konventionellen als auch in der ökologischen Landwirtschaft deutlich ab (Offermann/Nieberg 2000, S. 16).

Insgesamt weisen die vorliegenden Untersuchungen auf einen höheren Arbeitsbedarf des ökologischen Landbaus zumindest in der Vergangenheit hin. Wie sich der Strukturwandel der letzten 20 Jahre auf den flächenbezogenen Arbeitsbedarf und die Arbeitskräfte pro Betrieb ausgewirkt hat, ist bisher nicht in Vergleichsuntersuchungen analysiert worden. Die Agrarstrukturerhebungen und Daten des Testbetriebsnetzes sollten eine vergleichende, differenzierte Darstellung des Arbeitseinsatzes in der ökologischen und der konventionellen Landwirtschaft ermöglichen.

#### **Arbeitsbedingungen und weitere ausgewählte soziale Aspekte**

Zum Vergleich der Arbeitsbedingungen wurden nur wenige Fallstudien gefunden. Betriebliche Vergleichsstudien zur sozialen Nachhaltigkeit konventionell und ökologisch wirtschaftender Betriebe wurden in Italien und Spanien durchgeführt. Die italienische Studie (Caviglio et al. 2015) hat 30 Betriebe in Norditalien südlich von Mailand (South Milan Agricultural Park) mit 15 sozialen Indikatoren u. a. zu Arbeitsbedingungen, die in fünf Dimensionen zusammengefasst wurden, untersucht. Die Daten wurden durch Befragungen in den Betrieben erhoben. Das Bewertungsergebnis war, dass die konventionellen Betriebe in allen fünf Bewertungsdimensionen schlechter abschnitten als die ökologischen Betriebe. Das Zustandekommen der Bewertung ist schwierig nachzuvollziehen, da in der Veröffentlichung die Daten für die Indikatoren und Subindikatoren nicht dokumentiert sind.

Eine spanische Studie (Torres et al. 2016) hat die Wirkung der Umstellung auf ökologischen Zitrusanbau in Südspanien (Bajo Andarx in der Region Almeria) auf die soziale Nachhaltigkeit untersucht. Dazu wurden Indikatoren auf der Ebene der Betriebe und Gemeinden genutzt. Positive Wirkungen der Umstellung wurden insbesondere im Hinblick auf die Beschäftigung, im Vergleich zur Entwicklung in der gesamten Region, gefunden (Wirz et al. 2018, S. 34). Eine zweite Studie (Medland 2016) hat die soziale Nachhaltigkeit ökologischer Gemüseproduktion in Südspanien (Region Almeria) mittels 33 Interviews von ökologischen Landwirten, Beschäftigten und Gewerkschaftsvertretern untersucht. Im Ergebnis werden kleine soziale Vorteile für die ökologische Bewirtschaftung berichtet. Die Einschätzung der Autoren ist, dass allgemeine Bedingungen der Landwirtschaft wie der Preisdruck internationaler Lebensmittelketten auch für die soziale Situation in den ökologisch wirtschaftenden Betrieben bestimmend sind.



Weiterhin sind zwei regionale Vergleiche zu Arbeitsbedingungen zu nennen. In einer Befragung von Landwirten in Nordostdeutschland und in der Schweiz konnten keine signifikanten Unterschiede bei der Arbeitszufriedenheit von ökologischen und konventionellen Landwirten festgestellt werden. Dagegen steigt die Arbeitszufriedenheit mit einer größeren Vielfalt der betrieblichen Aktivitäten, wie z. B. Urlaub auf dem Bauernhof oder Direktvermarktung (Besser/Mann 2015). Es wird daraufhin hingewiesen, dass idealistische Motive zunehmend in Spannung geraten mit stärker ökonomischen Motiven bei der ökologischen Bewirtschaftung und durch die Einbindung in klassische Lebensmittelketten (z. B. Belieferung von Supermärkten), was sich negativ auf die Arbeitszufriedenheit auswirkt (Jansen 2000). Interviews mit ökologisch arbeitenden Landwirten in Kalifornien zeigen, dass in den meisten ökologischen Betrieben keine verbesserte Bezahlung und Sozialversicherung realisiert wird (Shreck et al. 2006). Es wird geschlussfolgert, dass für soziale Verbesserungen eine geänderte landwirtschaftliche Produktion nicht ausreichend ist und Veränderungen im gesamten Lebensmittelsystem notwendig sind.

Schließlich wird übereinstimmend in verschiedenen Reviews herausgestellt, dass Landwirte und Mitarbeitende ökologisch wirtschaftender Betriebe deutlich weniger einer Belastung durch Pflanzenschutzmittel ausgesetzt sind (Meemken/Qaim 2018; Misiewicz/Shade 2018; Reganold/Wachter 2016; Seufert/Ramanakutty 2017). Dies ist von besonderer Bedeutung für Kulturen mit hohem Pflanzenschutzmitteleinsatz und in Ländern mit unzureichender Regulierung und Schutzmaßnahmen. Zu anderen gesundheitlichen Belastungen am Arbeitsplatz (z. B. Feinstaub, Ammoniak in der Tierhaltung) liegen keine auswertbaren Daten vor, wie beispielsweise bei einer Studie zum Vergleich von konventioneller und ökologischer Hähnchenhaltung festgestellt worden ist (Bokkers/de Boer 2009).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die wenigen Fallstudien zu Aspekten der Arbeitsbedingungen und der sozialen Situation aufgrund unterschiedlicher Ansätze und Indikatoren nicht vergleichbar sind sowie aufgrund fehlender Repräsentativität nicht verallgemeinert werden können. Zu vielen Aspekten, wie Entlohnung von Arbeitskräften, Art der Beschäftigungsverhältnisse, Arbeitsbelastung, Qualifikation und Weiterbildung sowie Genderfragen, fehlen grundsätzliche Informationen bzw. Datensätze.

### **Ernährungssicherheit**

Ein wichtiger Punkt beim Nachhaltigkeitsvergleich der beiden Landwirtschaftssysteme ist die Gewährleistung von Ernährungssicherheit in Deutschland sowie für die wachsende Weltbevölkerung. Hierzu gibt es keine Vergleichsstudien, sondern nur Abschätzungen und teils wissenschaftlich, teils eher weltanschaulich basierte Debatten, ob bei einer kompletten Umstellung auf ökologische Landwirtschaft die Nahrungsmittelversorgung tatsächlich sichergestellt werden kann.

Bei einer ausschließlichen Betrachtung der Produktionsseite wird von einigen Autoren erwartet, dass bei einer großflächigen und weltweiten Ausdehnung des ökologischen Anbaus eine ausreichende Nahrungsmittelproduktion nicht gewährleistet werden kann bzw. dies zu einer deutlichen Ausweitung der landwirtschaftlich genutzten Fläche führen müsste (Conner 2008; de Ponti et al. 2012). Dies ergibt sich vor allem aus den niedrigeren Erträgen der ökologischen Landwirtschaft. Zusätzlich wird argumentiert, dass derzeit der ökologische Landbau in Europa Pflanzennährstoffe aus der konventionellen Landwirtschaft bezieht, z. B. nach einer Untersuchung in Frankreich rund ein Viertel des Stickstoffs, insbesondere durch den Bezug organischer Dünger und anderer Düngemittel. Mit zunehmendem ökologischem Anbau werden diese Nährstoffimporte weniger zur Verfügung stehen, was den Ertragsabstand vergrößern könnte (Novak et al. 2013). Außerdem wird darauf hingewiesen, dass unsicher ist, ob mit der biologischen Stickstofffixierung durch Leguminosen sowie Stickstoffzufuhr mittels Gründüngung und organischen Düngern im ökologischen Landbau die bisherige Stickstoffversorgung mit synthetischen Düngern ersetzt und somit weltweit genug Lebensmittel produziert werden können (Conner 2008; Seufert/Ramankutty 2017). Schließlich wird erwartet, dass mit einer starken Ausweitung des ökologischen Anbaus der Ertragsabstand eher zunimmt, da ökologische Landwirtschaft wissensintensiver als konventionelle ist und viele neue ökologisch wirtschaftende Landwirte nicht ein optimales Management werden realisieren können (Meemken/Qaim 2018). Insgesamt bleibt ungeklärt, ob mit ökologischer Landwirtschaft alleine der zukünftige Nahrungsmittelbedarf gedeckt werden kann (Tomich et al. 2011), wenigstens solange die Konsummuster (insbesondere Fleischkonsum, Überernährung, Lebensmittelabfälle) unverändert bleiben.

In zwei Studien sind die Zusammenhänge zwischen Varianten zukünftiger Entwicklung der landwirtschaftlichen Produktion und möglichen Veränderungen des Ernährungsverhaltens untersucht und der daraus resultierende Bedarf an landwirtschaftlicher Nutzfläche auf globaler Ebene bestimmt worden (Erb et al. 2016; Muller et al. 2017). Eine globale Ernährungssicherung mit ökologischer Landwirtschaft wäre danach für 9,6 Mrd. Menschen im Jahr 2050 vor allem dann ohne zusätzliche landwirtschaftliche Nutzfläche realisierbar, wenn die Menschen ihre Ernährungsgewohnheiten auf eine vegane oder vegetarische Ernährung umstellten. Bei einer Trendfortschreibung des Ernährungswandels (mit steigendem Fleischkonsum) entsprechend der FAO-Abschätzung (Alexandratos/Bruinsma 2012) könnte die ökologische Landwirtschaft die Nahrungsmittelversorgung ohne Flächenausdehnung nur sicherstellen, wenn das gesamte hochproduktive Grünland weltweit in Ackerland umgewandelt würde, was einer Zunahme des Ackerlands um 70 % entspräche. Insgesamt deutet diese Szenarioanalyse darauf hin, dass die zukünftige Ernährungsweise einen größeren Einfluss haben wird als die Ertragsentwicklung (Erb et al. 2016).



Muller et al. (2017) haben in einer globalen Szenarienstudie untersucht, unter welchen Bedingungen die ökologische Landwirtschaft, bei unterschiedlichen Anteilen von 0 bis 100 % im Jahr 2050, die Ernährungssicherung gewährleisten könnte. 100 % ökologische Landwirtschaft im Jahr 2050 würde danach die notwendige landwirtschaftliche Nutzfläche weltweit um 16 bzw. 33 % erhöhen, entsprechend einem angenommenen niedrigen Ertragsabstand von 8 % bzw. einem höheren von 25 %. Eine Versorgung der zunehmenden Weltbevölkerung mit Lebensmitteln bei flächendeckender ökologischer Landwirtschaft könnte dagegen ohne Flächenausdehnung erreicht werden, wenn gleichzeitig eine 50%ige Reduktion der (vermeidbaren) Lebensmittelabfälle und eine 50%ige Verringerung der Futtermittelproduktion auf Ackerland zusammen mit entsprechend geringerer Produktion und Konsum tierischer Lebensmittel stattfinden würde. Die Ernährungssicherung unter diesen Bedingungen wäre auch bei einer zusätzlich angenommenen (mittleren) Ertragsreduktion durch Klimawandeleffekte gegeben (Muller et al. 2017).

Nach der Nationalen Verzehrstudie II konsumieren Käufer von ökologischen Lebensmitteln weniger Fleisch und Wurst, was bei den sogenannten intensiven Biokäufern besonders ausgeprägt ist (Hoffmann/Eisinger-Watzl 2005; Wittig 2015). Dieser Sachverhalt wird als Indiz gesehen, dass bei Ausdehnung der ökologischen Landwirtschaft der höhere Flächenbedarf aufgrund niedrigerer Erträge durch geringeren Flächenbedarf aufgrund zurückgehenden Fleischkonsums ausgeglichen werden kann. Allerdings wird eingewendet, dass Veränderungen der Verzehrgewohnheiten schwierig zu erreichen sind und im globalen Trend die Nachfrage nach Fleischprodukten, insbesondere in Schwellenländern, steigt (Meemken/Qaim 2018).

Neben Einschätzungen zur Produktionsseite sind somit Auswirkungen der ökologischen Landwirtschaft auf die Ernährungssicherung nur in zwei globalen Szenarienanalysen untersucht worden. Die Ergebnisse sind von einer Reihe von Annahmesetzungen abhängig, und die Einschätzungen werden kontrovers diskutiert. Als gesichert kann die enge Verbindung zwischen Ernährungsstil (insbesondere hoher Fleischkonsum und hoher Lebensmittelabfall in Industrieländern) und Bedarf an landwirtschaftlicher Produktion angesehen werden.

### **Nahrungsmittelqualität**

Verbraucher erwarten von ökologischen Lebensmitteln, dass diese einen höheren Nährwert haben und gesünder sind als konventionelle (Brantsæter et al. 2017; Hughner et al. 2007). Im Folgenden werden daher Studien vorgestellt, die Inhaltsstoffe von landwirtschaftlichen Produkten bzw. Lebensmitteln mit Relevanz für Nährwert- bzw. Ernährungsqualität untersuchen. Darauf konzentrieren sich die bisherigen wissenschaftlichen Vergleichsstudien zur Nahrungsmittelqualität, während Fragen des Genusswertes (z. B. Geschmack) oder der Verarbeitungs-

eigenschaften (z. B. Backqualität) kaum oder gar nicht behandelt werden (zum Verständnis von Nahrungsmittelqualität siehe Meyer 2004, S. 41 ff.).

Die Qualitätseigenschaften von Lebensmitteln werden insgesamt von vielen Faktoren in der landwirtschaftlichen Erzeugung und der weiteren Verarbeitung bestimmt. Die Qualität pflanzlicher Produkte wird insbesondere von Sortenwahl, Standort (Bodeneigenschaften, klimatische Gegebenheiten), Witterungsverlauf sowie den Maßnahmen des Produktionsmanagements (z. B. Bodenbearbeitung, Düngung) beeinflusst (Tauscher et al. 2003). Die Qualität tierischer Produkte ist abhängig von Nutztier rasse und -zuchtlinie (genetische Eigenschaften), Geschlecht, Tierhaltung und Fütterung. Das konventionelle bzw. ökologische Produktionsverfahren ist damit ein wichtiger, aber nicht der alleinige Faktor, der die Nahrungsmittelqualität bestimmt.

Zum Vergleich der Qualität konventioneller und ökologischer Lebensmittel liegt neben vielen Einzeluntersuchungen eine Reihe von Reviews und Metaanalysen vor (Tab. 4.4). Die Vergleiche können auf Produkten aus Feldversuchen, Betriebsvergleichen oder einem Wareneinkauf beruhen. Sie umfassen bei pflanzlichen Produkten insbesondere Obst, Gemüse und Getreide sowie bei tierischen Produkten Fleisch und Milch.

*Rückstände von Pflanzenschutzmitteln* werden in pflanzlichen Produkten aus ökologischem Anbau erheblich seltener gefunden als in solchen aus konventionellem Anbau. Dies gilt für die Häufigkeit von nachweisbaren Pflanzenschutzmittelrückständen (unterhalb der zulässigen Höchstmenge) wie auch die Anzahl gefundener Pflanzenschutzmittel (Baranski et al. 2014; Brantsæter et al. 2017; Matt et al. 2011, S. 22 f.; Soil Association 2001, S. 13 ff.; Tauscher et al. 2003, S. 37 f.). Trotz des Anwendungsverbots chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel im ökologischen Landbau sind deren Produkte nicht immer frei von Rückständen aufgrund des Eintrags von benachbarten konventionellen Feldern.

*Mykotoxine* sind Stoffwechselprodukte von Pilzen, die auf landwirtschaftlichen Pflanzen und in verarbeiteten Lebensmitteln auftreten und toxische Effekte bei Mensch und Tier haben können. Verunreinigungen durch Mykotoxine sind insbesondere bei Getreide relevant. Es bestand der Verdacht, dass durch den Verzicht auf Fungizide Mykotoxine in ökologischen Produkten häufiger auftreten. Die in den Vergleichsstudien ausgewerteten Untersuchungen kommen zu uneinheitlichen Ergebnissen. Es wurde allerdings keine starke Erhöhung des Gehalts an Mykotoxinen in ökologischen Produkten gefunden (Matt et al. 2011, S. 30 f.; Soil Association 2001, S. 21 f.).

In den meisten Studien wurden höhere Gehalte von *Nitrat* in konventionell angebauten Gemüsen und Kartoffeln gefunden (Baranski et al. 2014; Benbrook et al. 2008, S. 37; Dungour et al. 2009; Matt et al. 2011, S. 26 ff.; Soil Association 2001, S. 27; Tauscher et al. 2003, S. 97; Worthington 2001). Die Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass im ökologischen Landbau organische Dünger eingesetzt werden, die Stickstoffverbindungen nur allmählich freisetzen, während



die wasserlöslichen mineralischen Stickstoffdünger im konventionellen Landbau zusammen mit der höheren Stickstoffdüngung zu einer erhöhten Aufnahme in die Pflanze führen (Matt et al. 2011, S. 28).

In der Regel ist der *Proteingehalt* in ökologisch angebautem Getreide niedriger. Es gibt hingegen Hinweise, dass Mehle aus Ökolandbau mehr essenzielle Aminosäuren, also eine höhere Proteinqualität aufweisen. Bei Obst und Gemüse sind die Ergebnisse uneinheitlich (Baranski et al. 2014; Benbrook et al. 2008; Matt et al. 2011, S. 47; Tauscher et al. 2003, S. 52). Aufgrund der in der Regel ausreichenden Eiweißversorgung in Deutschland und anderen Industrieländern wird niedrigen Proteingehalten ernährungsphysiologisch keine Bedeutung beigemessen.

Einzelne Studien belegen eine höhere *Trockenmasse* in Ökolebensmitteln. Aufgrund der geringen Anzahl an Studien und der variablen Ergebnisse sind nach dem Review von Matt et al. (2011, S. 46 f.) aber keine generellen Schlussfolgerungen zulässig. Im Gegensatz zu dieser Einschätzung haben einzelne Metaanalysen eine statistisch gesicherte höhere Trockenmasse bei ökologischen Produkten festgestellt (Baranski et al. 2014; Benbrook et al. 2008, S. 37).

*Sekundäre Pflanzenstoffe* wie Carotinoide, Phytosterine, Flavonoide und Polyphenole zählen zu den bioaktiven Substanzen bzw. Antioxidanzien, denen eine protektive Wirkung gegen degenerative Erkrankungen zugesprochen wird (Tauscher et al. 2003, S. 48). Vergleichende Untersuchungen zu diesen Inhaltsstoffen sind im Wesentlichen für Obst und Gemüse vorgenommen worden. Höhere Gehalte von Antioxidanzien in ökologischem Obst und Gemüse sind gut belegt. Dies gilt sowohl für den Gesamtgehalt an Polyphenolen als auch für Flavonoide. Bei Carotinoiden ist das Bild uneinheitlich (Baranski et al. 2014; Benbrook et al. 2008, S. 37; Brandt et al. 2011; Lima/Vianello 2011; Matt et al. 2011, S. 38 ff.; Soil Association 2001, S. 36 f.). Die meisten Untersuchungen bestätigen außerdem einen höheren Gehalt an Vitamin C in Produkten aus ökologischem Anbau (Hunter et al. 2011).

Beim Gehalt an *Mineralien* in pflanzlichen Produkten kommen die Metaanalysen und Reviews zu unterschiedlichen Ergebnissen. Die Metaanalyse von Baranski et al. (2014) konnte bei den meisten Mineralien keine signifikanten Unterschiede feststellen, mit höheren Gehalten entweder bei ökologischen oder konventionellen Produkten für wenige Mineralien. Der Review der Soil Association (2001) beschreibt eine Tendenz zu höheren Mineralgehalten in ökologisch erzeugtem Obst und Gemüse. Nach der Metaanalyse von Worthington (2001) enthalten ökologisch angebaute Pflanzen mehr Eisen, Magnesium und Phosphor als die konventionellen Vergleichspflanzen. Nach Hunter et al. (2011) war bei der Mehrzahl der Vergleiche der Gehalt an Mineralien bei ökologisch erzeugten Lebensmitteln höher. Schließlich kamen Matt et al. (2011, S. 47) zu der Einschätzung, dass die geringe Anzahl an Studien und die variablen Ergebnisse keine generellen Schlussfolgerungen zulassen.

Tab. 4.4 Überblick zum Vergleich der Lebensmittelqualität konventioneller und ökologischer Lebensmittel

Quelle	Anzahl ausgewerteter Publikationen	Zeitraum Publikationen	untersuchter Lebensmittelbereich	untersuchte Inhaltsstoffe	Kernaussage
<i>Metaanalyse</i>					
Baranski et al. 2014	343 Studien	1977–2011	pflanzliche Produkte	Antioxidantien, Vitamine, Mineralien, Makro-nährstoffe, Trockenmasse, Metalle, Nitrat, Pflanzenschutzmittelrückstände	höherer Antioxidanzien- und niedrigerer Cadmiumgehalt, weniger Fälle von Pflanzenschutzmittelrückständen in ökologischen Produkten
Benbrook et al. 2008	97 Studien	1980–2007	Obst, Gemüse, Getreide	Antioxidantien, Vitamine, Mineralien, Nitrat, Protein	höherer Nährwert ökologischer Lebensmittel
Brandt et al. 2011	63 Studien	1992–2009	Obst, Gemüse	sekundäre Metaboliten, Vitamin C	höhere Gehalte in ökologischen Produkten
Dangour et al. 2009	55 Studien	1993–2007	pflanzliche und tierische Produkte	Vitamine, Mineralien, sekundäre Metaboliten, Fett	kein Unterschied im Nährwert
Hunter et al. 2011	33 Studien	1980–2007	pflanzliche Produkte	Vitamine, Mineralien	höherer Gehalt an Mikronährstoffen in ökologischen Lebensmitteln
Palupi et al. 2012	29 Studien	1958–2008	Milchprodukte	Protein, Fett, Fettsäurezusammensetzung	unterschiedliche Nahrungsmittelqualität
Smith-Span-gler et al. 2012	240 Studien	1966–2011		Vitamine, Mineralien, sekundäre Metaboliten	keine starke Evidenz für Unterschiede im Nährwert

## 4.2 Kenntnisstand aus Vergleichsuntersuchungen



Srednicka-Tober et al. 2016a	67 Studien	1992–2014	Fleischprodukte	Fettsäurezusammensetzung	anderes Fettsäureprofil
Srednicka-Tober et al. 2016b	196 Studien	1992–2014	Milchprodukte	Fettsäurezusammensetzung, Antioxidanzien, Vitamine, Mineralien	bessere Fettsäurezusammensetzung
Worthington 2001	41 Studien	1948–1997	Obst, Gemüse, Getreide	Vitamine, Mineralien, Protein, Nitrat, Schwermetalle	höhere Gehalte von Vitamin C und Mineralien; (hohe Spannweite der Unterschiede)
<i>Review</i>					
Brantsæter et al. 2017	120 Literaturquellen	–	pflanzliche und tierische Produkte	viele Aspekte	einige Vorteile für ökologische Produkte
Young et al. 2009	50 Studien	1967–2007	Geflügel, Schweine, Rinder	krankheitsverursachende Bakterien, Antibiotikaresistenz	häufiger antibiotikaresistente Bakterien in konventionellem Fleisch
Lima/Vianello 2011	124 Literaturquellen	–	pflanzliche Produkte	viele Aspekte	einige Vorteile für ökologische Produkte
Matt et al. 2011	umfangreicher Literaturreview	–	pflanzliche und tierische Produkte	viele Aspekte	gewisse Vorteile der Ernährungsqualität ökologischer Lebensmittel
Soil Association 2001	29 Studien	–	pflanzliche Produkte	viele Aspekte	signifikante Differenz bei Lebensmittelsicherheit, Inhaltsstoffen und Nährwert zugunsten ökologischer Lebensmittel



#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

---

Tauscher et al. 2003	Literaturreview (über Produktqualität hin- ausgehend)	-	pflanzliche und tierische Produkte	viele Aspekte	niedrigere Nitratgehalte, höhere Trockenmassegehalte und höhere Gehalte an sekundären Pflanzenstoffen bei ökologischer Erzeugung
----------------------	--	---	------------------------------------	---------------	--

---

Bei Metaanalysen werden Daten aus veröffentlichten Studien quantitativ und statistisch ausgewertet. Mit Reviews wird ein qualitativer Überblick über vorliegende Veröffentlichungen vorgenommen.

Eigene Zusammenstellung

Bei den *tierischen Lebensmitteln* liegen belastbare Ergebnisse nur zu Fleisch und Milch vor. Ökologisch erzeugtes *Fleisch* ist gekennzeichnet durch eine günstigere Zusammensetzung der Fettsäuren, mit höherem Anteil an mehrfach ungesättigten Fettsäuren und Omega-3-Fettsäuren (Matt et al. 2011, S. 63; Srednicka-Tober et al. 2016a; Tauscher et al. 2003, S. 53). Die Unterschiede werden auf Weidehaltung und Nutzung von Grünfutter in der ökologischen Landwirtschaft zurückgeführt. Die Datenbasis zu Antioxidanzien, Vitaminen und Mineraliengehalt ist zu schwach, um sie mit einer Metaanalyse auswerten zu können (Srednicka-Tober et al. 2016a). Außerdem wurde bei konventionellem Fleisch ein häufigeres Auftreten von Antibiotikaresistenz gefunden (Young et al. 2009). Die festgestellte bessere sensorische Qualität von Fleisch aus ökologischer Landwirtschaft wird auf den höheren intramuskulären Fettgehalt als bei konventionellem Fleisch zurückgeführt (Matt et al. 2011, S. 63).

Ökologisch erzeugte *Milch und Milchprodukte* weisen höhere Gehalte an mehrfach ungesättigten Fettsäuren bzw. Omega-3-Fettsäuren und konjugierten Linolsäuren sowie an Antioxidanzien und Vitaminen auf (Matt et al. 2011, S. 49 ff.; Palupi et al. 2012; Srednicka-Tober et al. 2016b). Die gesundheitlich günstigere Zusammensetzung der Milch Inhaltsstoffe ist auf die andere Fütterung in der ökologischen Milchviehhaltung zurückzuführen.

In der Gesamtschau liegt eine Reihe von Metaanalysen und Reviews vor, die eine Einschätzung der tendenziellen Unterschiede zwischen konventionellen und ökologischen Lebensmitteln im Hinblick auf einige wichtige Inhaltsstoffe erlauben. Allerdings ist die Heterogenität der jeweiligen Ergebnisse u. a. aufgrund der unterschiedlichen Untersuchungsansätze sehr hoch. Die Datenlage ist nicht für jedes Lebensmittel und alle wichtigen Inhaltsstoffe ausreichend. Da in den Metaanalysen und Reviews Untersuchungsergebnisse aus verschiedenen Ländern, Zeiträumen und Untersuchungsdesigns zusammengefasst werden, können keine Aussagen zu möglichen Einflüssen von Anbauparametern



(z. B. Sortenwahl), zur regionale Situation oder zu möglichen Veränderungen über die Zeit getroffen werden.

### **Gesundheitliche Wirkungen**

Von Unterschieden bei einzelnen Inhaltsstoffen von Lebensmitteln ist es nur schwer möglich, auf gesundheitliche Wirkungen beim Menschen zu schließen. Dies hat verschiedene Gründe: Pflanzen enthalten eine Vielzahl von Stoffen (geschätzt 7.500 bis 10.000 Stoffe pro Pflanzenart), von denen bei der Analyse der Nährstoffzusammensetzung nur ein kleiner Anteil erfasst wird. Welche Stoffe in welcher Weise von Menschen aufgenommen werden – die sogenannte Bioverfügbarkeit –, ist individuell unterschiedlich und schwierig abzuschätzen. Weiterhin ist es von Faktoren wie Gesundheitszustand, Lebensstil und Alter abhängig, wie aufgenommene Nahrungsinhaltsstoffe im menschlichen Körper wirken. Schließlich kann teilweise nicht einfach von veränderten physiologischen Parametern, sogenannten Biomarkern, auf Veränderungen des Gesundheitszustands bzw. Krankheitseintritts geschlossen werden (Huber et al. 2011).

Vor diesem Hintergrund sind Studien zur Wirkung von ökologischen Lebensmitteln auf die menschliche Gesundheit schwierig zu konzipieren und durchzuführen. Vier Studientypen können unterschieden werden (Huber et al. 2011):

- > *In-vitro-Studien*: Laboruntersuchungen an Gewebe- oder Zellkulturen unter genau kontrollierten Bedingungen; die Schwäche dieses Studientyps ist, dass die Übertragbarkeit der beobachteten Effekte von der Zellebene auf den menschlichen Gesamtorganismus unsicher ist.
- > *Interventionsstudien mit Versuchstieren*: Vergleichende Fütterungsversuche mit Tieren wie Ratten, Mäusen, Hühnern oder Kaninchen, die genetisch homogen sind und unter kontrollierten Laborbedingungen gehalten werden; der vergleichsweise kurze Lebenszyklus der Versuchstiere ermöglicht es, gesundheitliche Wirkungen zu erkennen, die erst nach mehreren Generationen auftreten. Allerdings ist aufgrund der physiologischen Unterschiede zwischen den Tierarten und dem Menschen keine direkte Übertragbarkeit der Ergebnisse gegeben, sondern es muss eine weitergehende Überprüfung möglicher Effekte an Menschen erfolgen.
- > *Interventionsstudien*: Hier werden Vergleichsgruppen von Menschen untersucht, bei denen außer der Ernährung möglichst viele Bedingungen (Gesundheitszustand, Lebensumstände usw.) gleich sind. Dies kann durch freiwillige Versuchsteilnehmer oder die Identifikation von Situationen mit entsprechenden Lebensumständen (z. B. Klosterbewohner) erfolgen. Gesundheitliche Effekte werden über Biomarker erfasst.
- > *Beobachtungs- bzw. epidemiologische Studien*: Eine größere Gruppe von Menschen gibt mittels Fragebogen Auskunft über Ernährungsgewohn-

heiten und Gesundheitszustand, üblicherweise ergänzt durch medizinische Untersuchungen zumindest bei einem Teil der Teilnehmer. Dieser Studientyp kann retrospektiv mit Auskunft über Ernährungsgewohnheiten in der Vergangenheit oder prospektiv, d.h. eine Gruppe von einem Zeitpunkt in die Zukunft begleitend, angelegt sein. Neben den Ernährungsgewohnheiten müssen viele weitere Faktoren wie Lebensstil und sozialer Status erfasst werden, um Störfaktoren auszuschließen.

In-vitro-Studien, die spezifisch konventionelle und ökologische Lebensmittel vergleichen, liegen kaum vor. Teilweise wurden widersprüchliche Ergebnisse, teilweise unterdrückende Effekte auf Mutagene bzw. eine stärkere Verhinderung der Ausbreitung von Krebszellen bei den ökologischen Lebensmittelextrakten berichtet (Dangour et al. 2010; Huber et al. 2011).

Bei Fütterungsversuchen mit Tieren wurden vor allem Immunparameter sowie Reproduktion und Überlebensraten der Jungtiere getestet. Die meisten dieser Studien berichten vorteilhafte Effekte der ökologischen Variante. Da die Anzahl der Studien begrenzt ist, unterschiedliche Versuchstierarten genutzt und verschiedene Untersuchungsparameter für die Bestimmung der Gesundheitsrelevanz verwendet wurden, können keine verallgemeinernden Schlussfolgerungen gezogen werden (Huber et al. 2011; Matt et al. 2011, S.71 ff.; Velimerov et al. 2010).

In zwei Reviews wurden sechs Interventionsstudien ausgewertet (Huber et al. 2011; Matt et al. 2011). Jeweils zwei Studien basieren auf der Untersuchung einzelner Lebensmittel (Äpfel, Wein) ohne Berücksichtigung der sonstigen Ernährung, eines Lebensmittels (Karotten, Tomatenmark) als Ergänzung zur gewohnheitsmäßigen Ernährung und einer vollständigen Ernährung mit ökologischen gegenüber konventionellen Lebensmitteln. Bei dem meisten der erhobenen Indikatoren für die Gesundheitswirkung wurden keine Unterschiede festgestellt. Bei den Interventionsstudien, die nur die Wirkung eines einzelnen Lebensmittels untersuchen, können Effekte leicht durch die übrige Ernährung überdeckt werden. Außerdem waren insgesamt die Untersuchungsgruppen klein und die Versuchsdauer kurz (Huber et al. 2011; Matt et al. 2011, S.78). Daher lassen sich aus den bisher durchgeführten Interventionsstudien keine Schlussfolgerungen auf mögliche Gesundheitseffekte ziehen.

Die Anzahl der epidemiologischen Vergleichsstudien ist ebenfalls sehr begrenzt. Nach der PARSIFAL-Studie (14.000 Kinder aus 5 europäischen Ländern) traten weniger Allergien in der Gruppe mit Konsum ökologischer Lebensmittel auf (Alfvén et al. 2006). Die KOALA-Kohortenstudie (etwa 2.700 Neugeborene, Niederlande) fand einen Zusammenhang zwischen ökologisch erzeugten Milchprodukten und einem niedrigeren Risiko von Ekzemen bei Kindern im Alter von 2 Jahren (Kummerling et al. 2008). Außerdem führte der Konsum von ökologisch erzeugten Milchprodukten bei den Müttern zu höheren Niveaus an konjugierten Linolsäuren in der Muttermilch (Huber et al. 2011; Matt et al.



2011, S.78 f.). Kürzlich wurde eine epidemiologische Studie in Frankreich (prospektive Kohortenstudie mit rund 69.000 Teilnehmer) vorgestellt, der zufolge Konsumenten, die regelmäßig ökologische Lebensmittel zu sich nehmen, ein um 25 % geringes Krebsrisiko aufwiesen (Baudry et al. 2018; INSERM 2018). Im Gegensatz dazu hatte eine prospektive epidemiologische Studie in Großbritannien (623.080 Frauen im mittleren Alter) bei den Teilnehmerinnen, die regelmäßig oder immer ökologische Lebensmittel konsumieren, ein verringertes Krebsrisiko nur bei einer Krebsart (Non-Hodgkin-Lymphom), aber nicht bei den weiteren 15 erfassten Krebsarten gefunden (Bradbury et al. 2014).

Im Kontext epidemiologischer Studien werden zwei Einflüsse diskutiert, die neben den Unterschieden bei den Inhaltsstoffen für positive Gesundheitseffekte von ökologisch erzeugten Lebensmitteln verantwortlich sein könnten. Zum einen könnten die deutlich niedrigeren Pflanzenschutzmittelrückstände in ökologischen Lebensmitteln einen Einfluss haben (Baudry et al. 2018). Es gibt klare Hinweise darauf, dass ein signifikant niedrigeres Niveau an Pflanzenschutzmittelrückständen in Muttermilch und dem Urin von Kindern durch eine Ernährung mit ökologischen Lebensmitteln bewirkt wird (Matt et al. 2011, S. 26; Williams et al. 2010). Der Zusammenhang zwischen einer geringen Exposition gegenüber Pflanzenschutzmittelrückständen und negativen Gesundheitswirkungen ist allerdings nach wie vor umstritten (Brantsæter et al. 2017).

Zum anderen haben intensive Nutzer von ökologischen Lebensmitteln in der Regel andere Ernährungsgewohnheiten. So zeigt eine Auswertung der deutschen Nationalen Verzehrstudie II, dass Biokäufer mehr Obst und Gemüse, jedoch weniger Fleisch und Wurstwaren sowie Süßwaren und Limonade konsumieren als Nichtkäufer von Biolebensmitteln. Die Biokäufer weisen somit eine günstigere Lebensmittelauswahl entsprechend den Empfehlungen der Deutschen Gesellschaft für Ernährung (DGE) auf. Dazu kommen im Durchschnitt eine größere sportliche Aktivität und mehr Nichtraucher sowie eine geringere Übergewichts- und Adipositasquote bei den Biokäufern (Wittig et al. 2010).

Insgesamt können aber keine sicheren Aussagen zu den Gesundheitswirkungen von ökologischen Lebensmitteln im Vergleich zu konventionellen getroffen werden (Brantsæter et al. 2017; Matt et al. 2011, S. 79). Es gibt nur relativ wenige Studien, die in ihrer Vorgehensweise sehr heterogen sind und teilweise methodische Schwächen aufweisen. Ein grundsätzliches Problem ist, dass die Vielzahl der Inhaltsstoffe in Lebensmitteln sowie ihre individuell geprägte Aufnahme und biologische Wirksamkeit im Menschen äußerst komplexe Zusammenhänge darstellen. Zusätzlich beeinflussen sehr viele Faktoren neben der Ernährung den Gesundheitszustand von Menschen. Aus der landwirtschaftlichen Produktionsweise hervorgehende Unterschiede in Lebensmitteln können daher in der Regel nur einen begrenzten Einfluss auf die menschliche Gesundheit haben. Bei einer systemaren Betrachtungsweise besteht dagegen die Einschätzung, dass ein gesünderer Ernährungs- und Lebensstil in Kombination mit ökolo-



gischen Lebensmitteln, wie dies bei intensiven Konsumenten von Biolebensmitteln beobachtet wird, zu positiven Gesundheitswirkungen führt.

---

### 4.2.3 Kenntnisstand im Hinblick auf ökologische Nachhaltigkeit

Vergleichsuntersuchungen zu ökologischen Wirkungen von konventioneller und ökologischer Landbewirtschaftung sind zahlreich und nutzen viele Indikatoren. Datenquellen sind Parzellenversuche (Exaktversuche), Langzeitversuche, Untersuchungen auf landwirtschaftlichen Betrieben, Analysen mit Modellen (z. B. Life Cycle Assessments), Literaturreviews und Metaanalysen. Die folgende Darstellung des Kenntnisstands wertet insbesondere Metaanalysen und Literaturreviews aus. Dieses Kapitel ist untergliedert nach Bodenschutz, Gewässerschutz, Biodiversität, Klimaschutz, Ressourcen- und Stickstoffeffizienz als wichtige Aspekte der ökologischen Nachhaltigkeit.

#### Bodenschutz

Der Boden ist die zentrale Grundlage für die landwirtschaftliche Produktion und von hoher Bedeutung für langfristig stabile und gute Erträge. Bodenfruchtbarkeit beschreibt die wechselseitig zusammenwirkenden physikalischen, chemischen und biologischen Zustandsgrößen des Bodens, die die Ertrags- und Qualitätsbildung von Nutzpflanzen bestimmen (Sanders/Hess 2019, S. 92). Die landwirtschaftliche Bodennutzung sollte die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürliche Ressource gewährleisten (Wirz et al. 2018, S. 10). Nicht zuletzt durch eine hohe Bodenfruchtbarkeit können zukünftige Witterungsextreme, hervorgerufen durch den Klimawandel, besser abgepuffert werden.

Ein zentraler Parameter der Bodenfruchtbarkeit ist der *Humusgehalt* bzw. der Anteil an *organischer Bodensubstanz* des Oberbodens. Zum Vergleich des organischen Bodenkohlenstoffgehalts ( $C_{org}$ ) liegen mehrere Metastudien vor (Tab. 4.5). Übereinstimmend kommen diese zu dem Ergebnis, dass im Durchschnitt der Gehalt an organischem Kohlenstoff in der obersten Bodenschicht (in der Regel bis 25 cm Tiefe) in den Varianten des ökologischen Landbaus höher ist (Gattinger et al. 2012; Mondelaers et al. 2009; Sanders/Hess 2019, S. 203; Tuomisto et al. 2012). Dies wird in verschiedenen Reviews bestätigt (Birkhofer et al. 2016; Gomiero et al. 2011; Kremen/Miles 2012; Meemken/Qaim 2018). Für Deutschland wurden höhere Humusgehalte bei ökologischer Bewirtschaftung schon in den 1970er und 1980er Jahren durch Einzelbetriebs- und Feldversuche nachgewiesen (Beyer et al. 1989; Gehlen 1987; Huber 1985; Schlichting 1975).

Als Gründe für den höheren Anteil an organischer Substanz im ökologischen Landbau werden die höhere Zufuhr von organischem Material mittels Gründüngung oder Wirtschaftsdünger, die vielfältigeren Fruchtfolgen und der

## 4.2 Kenntnisstand aus Vergleichsuntersuchungen



höhere Anteil an Feldfutterbau im ökologischen Anbau sowie ein stärkerer Abbau von organischer Substanz durch mineralische Stickstoffdüngung im konventionellen Anbau genannt (Sanders/Hess 2019, S.204; Tuomisto et al. 2012; Wirz et al. 2018, S.10).

Tab. 4.5 Überblick zum Vergleich von Bodeneigenschaften bei ökologischer und konventioneller Landwirtschaft

Quelle	Anzahl ausgewerteter Publikationen	räumlicher Bezug	Bezugsgrößen	Kernaussage ökologischer Landbau (Durchschnitt im Verhältnis zu konventionellem Landbau)
<i>Metaanalyse</i>				
Bai et al. 2018	72 Langzeitversuche sowie 402 Langzeitversuchsergebnisse aus Literatur	Europa und China	organischer Bodenkohlenstoffgehalt, Regenwürmer, Aggregatstabilität, pH-Wert	12 % höherer organischer Kohlenstoffgehalt, 93 % mehr Regenwürmer, 34 % höhere Aggregatstabilität
Gattinger et al. 2012	74	größtenteils aus gemäßigten Klimazonen	organischer Bodenkohlenstoffgehalt, -vorrat, -speicherung	signifikant höherer Gehalt, Vorrat und Speicherung
Marriot/Wander 2006	9 Feldversuche	USA	organischer Bodenkohlenstoffgehalt	höhere Gehalte in ökologischen Varianten
Lori et al. 2017	56	mehrheitlich gemäßigte Klimazonen	Bodenmikrobiologie	32–84 % höher für verschiedene Indikatoren
Mondelaers et al. 2009	7	k. A.	organischer Bodenkohlenstoffgehalt	durchschnittlich 6,4 % höher
Sanders/Hess 2019	102	gemäßigte Klimazonen	organischer Bodenkohlenstoffgehalt	26 % höher
Sanders/Hess 2019	17	gemäßigte Klimazonen	Regenwürmer	78 % höhere Anzahl Individuen und 94 % höhere Biomasse



#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

Tuomisto et al. 2012	71	Europa	organischer Bodenkohlenstoffgehalt	durchschnittlich 7% höher, hohe Streuung der Daten
<i>Review</i>				
Birkhofer et al. 2016	9	hauptsächlich Europa	organischer Bodenkohlenstoffgehalt	höher im ökologischen Landbau
Gomiero et al. 2011	-	hauptsächlich Europa und USA	organischer Bodenkohlenstoffgehalt und -speicherung, Bodenmikrobiologie	höher im ökologischen Landbau
Kremen/Miles 2012	Literatur zu diversifizierten (inkl. ökologischen) versus konventionelle	-	Bodenqualität	stark positive Effekte der diversifizierten und ökologischen Anbausysteme
Meemken/Qaim 2018	4 Metaanalysen, Langzeitversuch	-	organischer Bodenkohlenstoffgehalt, Bodenmikrobiologie	höher im ökologischen Landbau
<i>Langzeitversuch</i>				
DOK Versuch (Fließbach et al. 2007; Hartmann et al. 2015; Mäder et al. 2002)	-	Schweiz	organischer Bodenkohlenstoffgehalt, Bodenmikrobiologie, Regenwürmer	höhere Gehalt an organischer Substanz mit einem höheren Anteil stabiler organischer Verbindungen
Rondale Institute (Drinkwater et al. 1998; Pimentel et al. 2005)	-	USA	organischer Bodenkohlenstoffgehalt, Bodenmikrobiologie	15 bzw. 28% höherer C <sub>org</sub> -Gehalt

Bei Metaanalysen werden Daten aus veröffentlichten Studien quantitativ und statistisch ausgewertet. Mit Reviews wird ein qualitativer Überblick über vorliegende Veröffentlichungen vorgenommen.

Eigene Zusammenstellung

Nur in einzelnen Studien bzw. Vergleichspaaren sind die C<sub>org</sub>-Gehalte der konventionellen Varianten gleich hoch oder höher als in den ökologischen. Gründe können mehr Ernterückstände infolge höherer Erträge oder höhere Wirtschaftsdüngergaben in der konventionellen Variante (was allerdings nicht pra-



xisrelevant ist) sein (Tuomisto et al. 2012). Mit Direktsaat ohne Bodenbearbeitung können im konventionellen Anbau gleiche oder höhere  $C_{\text{org}}$ -Gehalte nahe der Bodenoberfläche als bei ökologisch bewirtschafteten Flächen mit konventioneller Bodenbearbeitung erreicht werden (Larsen et al. 2014; Sanders/Hess 2019, S.204). Die Metaanalyse von Cooper et al. (2016) hat gezeigt, dass eine Reduzierung der Bodenbearbeitungsintensität in ökologisch wirtschaftenden Betrieben, beispielsweise durch den Verzicht auf eine wendende Bearbeitung oder eine Verringerung der Bearbeitungstiefe, zu einer Steigerung des organischen C-Vorrats im Ackerboden führt, ohne eine starke Ertragsverringering zu bewirken.

Langzeitversuche liefern wichtige Informationen, da der Gehalt an organischer Substanz auf die Bewirtschaftungsänderungen in der Regel nur langsam reagiert. Im Schweizer DOK-Versuch nahm in allen Bewirtschaftungsvarianten in den ersten Jahren der organische Kohlenstoffgehalt ab. Nach 21 Jahren war der höhere Gehalt an organischer Substanz im biologisch-dynamischen Verfahren mit einem höheren Anteil stabiler organischer Verbindungen, die durch die Huminfraction repräsentiert werden, verbunden (Fließbach et al. 2000 und 2007). Beim Versuch des Rondale Institute (USA) nahm der  $C_{\text{org}}$ -Gehalt in allen Varianten zu und war nach 22 Jahren im ökologischen System mit Wirtschaftsdünger um 28 % und im ökologischen System mit Leguminosen um 15 % höher als im konventionellen Vergleichssystem (Drinkwater et al. 1998; Pimental et al. 2005). Diese Ergebnisse wurden durch eine Metaanalyse von Langzeitversuchsergebnissen bestätigt, nach der in den ökologischen Varianten im Durchschnitt (Median) der organische Kohlenstoffgehalt um 12 % und die Aggregatstabilität um 34 % über den konventionellen Varianten lag (Bai et al. 2018). Für 18 ökologische Betriebe mit Viehhaltung in Bayern wurde durchschnittlich eine Kohlenstoffspeicherung von 402 kg  $\text{CO}_2$ -Äquivalente/ha und Jahr durch Humusaufbau ermittelt, während es bei den 10 konventionellen Betrieben zu einem Humusabbau von 202 kg  $\text{CO}_2$ -Äquivalente/ha und Jahr kam (Hülsbergen/Küstermann 2007, S. 10, 17; Wirz et al. 2018, S. 17).

Dem Bodenleben kommt eine Schlüsselrolle bei der Regulation des Nährstoff-, Wasser- und Lufthaushalts im Boden und insbesondere bei der Nährstoffmobilisierung zu. Durch die Ab- und Umbautätigkeit der Bodenfauna werden organische Pflanzenabfälle in den Boden eingearbeitet, zerkleinert und schließlich zersetzt. So werden letztlich die darin enthaltenen Nährstoffe wieder in mineralischer und damit für die Pflanzen verfügbarer Form freigesetzt. Hierbei sorgen die Bodenorganismen gleichzeitig für günstige bodenphysikalische Bedingungen (Wirz et al. 2018, S. 10).

Indikatoren der *Bodenbiologie* sind in einer Metaanalyse (Lori et al. 2017) untersucht worden (Tab. 4.5). Danach sind die mikrobielle Biomasse und ihre Aktivität bei den ökologisch bewirtschafteten Böden deutlich höher als in den konventionellen Systemen (Lori et al. 2017). Deutliche Unterschiede wurden

allerdings nur für Acker- und Obstbau nachgewiesen, während bei Grünland kein Einfluss des Bewirtschaftungssystems feststellbar war. Eine Förderung der Bodenmikroorganismen wird vor allem durch Gründüngung und Wirtschaftsdünger sowie den Anbau von Leguminosen und vielfältige Fruchtfolgen bewirkt.

Eine positive Wirkung des ökologischen Landbaus auf Bodenmikroorganismen wurden durch Reviews (Birkhofer et al. 2016; Gomiero et al. 2011; Kremen/Miles 2012; Sanders/Hess 2019), durch Langzeitversuche (Fließbach et al. 2007; Hartmann et al. 2015; Mäder et al. 2002; Pimentel et al. 2005) sowie vergleichenden Untersuchungen in Betrieben und an Versuchsstandorten seit den 1980er Jahren in Deutschland (Diez et al. 1986 und 1991; Friedel et al. 1999; Schulte 1996) bestätigt.

Außerdem belegen ein internationaler Literaturreview (Gosling et al. 2006) und der DOK-Langzeitversuch (Mäder et al. 2000), dass die Bewirtschaftungsmaßnahmen der ökologischen Landwirtschaft eine signifikante Erhöhung des Mykorrhizabesatzes im Boden zur Folge hat. Die Symbiose zwischen Mykorrhizapilzen und Pflanzenwurzeln bewirkt eine bessere Verfügbarkeit von Pflanzennährstoffen, eine erhöhte Resistenz gegen Bodenkrankheiten und -schädlinge sowie eine verbesserte Trockenheitstoleranz. Eine reduzierte Bodenbearbeitung im ökologischen Landbau erhöht den Mykorrhizabesatz (Säle et al. 2015).

Ein höherer Regenwurmbesatz in biologisch bewirtschafteten Äckern ist mehrfach nachgewiesen worden (Einzelbetriebs- und Feldversuche in Deutschland: Diez et al. 1986 und 1991; Gehlen 1987; Ingrisich et al. 1989; Dauerfeldversuche in der Schweiz: Pfiffner/Mäder 1997; Einzelbetriebe in der Schweiz: Pfiffner/Luka 2007; alle nach Wirz et al. 2018, S. 11). Nach einer Metaanalyse lag die Individuenanzahl der Regenwürmer auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen im Mittel (Median)<sup>39</sup> um 78 % höher als auf den konventionell bewirtschafteten Flächen. Bei der Regenwurmbiomasse fiel die mittlere prozentuale Differenz mit 94 % noch größer aus (Sanders/Hess 2019, S. 102). Die Metaanalyse von Langzeitversuchen ergab eine um durchschnittlich 93 % höhere Anzahl von Regenwürmern in den ökologischen Varianten (Bai et al. 2018).

Die *physikalischen Bodeneigenschaften* sind insbesondere im Hinblick auf Bodenerosion und -verdichtung relevant. Bodenerosion gefährdet nicht nur die Bodenfruchtbarkeit und Wasserspeicherfähigkeit des Bodens in Agrarökosystemen, sondern durch die damit verbundenen Nährstoffausträge auch andere Ökosysteme, insbesondere Oberflächengewässer (Wirz et al. 2018, S. 11). Laut den Ergebnissen verschiedener Reviews verringert der ökologische Landbau in der Regel die Bodenerosion (Birkhofer et al. 2016; Reganold/Wachter 2016; Seufert/Ramankutty 2017). Allerdings kann bei lückigem Bestand durch Un-

39 Der Median ist der Wert, der alle auftretenden Werte in zwei gleich große Hälften teilt. Im Gegensatz zum arithmetischen Mittelwert wird er nicht durch extrem hohe oder niedrige Einzelwerte verzerrt (Sanders/Hess 2019, S. 173).



krautdruck die Bodenerosion bei ökologischer Bewirtschaftung auch höher sein (Birkhofer et al. 2016).

Der ökologische Landbau zeigt beim Erosions- und Hochwasserschutz eindeutige Vorteile auf der Ebene von Einzelschlägen ( $C_{\text{org}}$ -Gehalt, Aggregatstabilität, Infiltration), erwartbare Vorteile über die Zeit auf der Fruchtfolgeebene und tendenziell Vorteile auf der Landschaftsebene (Oberflächenabfluss, Bodenabtrag). Auf der Landschaftsebene spielen neben der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung weitere Faktoren wie Landschaftsstruktur und -form sowie Niederschlags- und Abflussregime eine wichtige Rolle beim Erosions- und Hochwasserschutz (Sanders/Hess 2019, S. V). In der Metaanalyse war die Aggregatstabilität in der Hälfte der Literaturwerte in der ökologischen Variante höher, im Mittel (Median) über alle Werte um 15 % (Sanders/Hess 2019, S. 205). Die Infiltration lag im Mittel (Median) bei der ökologischen Bewirtschaftung bei 137 % der konventionellen (Sanders/Hess 2019, S. 209). Eine höhere Infiltration bedeutet gleichzeitig einen geringeren Oberflächenabfluss. Im Mittel (Median) war der Oberflächenabfluss um 22 % niedriger in den ökologischen Varianten (Sanders/Hess 2019, S. 211).

Bodenverdichtungen werden durch Witterungsbedingungen sowie durch ökonomische und betriebsstrukturelle Bedingungen (Einsatz schwerer Maschinen, enge Fruchtfolgen) verursacht. Bodenverdichtungen reduzieren die Hohlräume im Boden und behindern dadurch den Wasser- und Lufttransport im Boden. Die Folge sind sinkende landwirtschaftliche Erträge, eine Verschlechterung der Lebensbedingungen für die Bodenorganismen, ein eingeschränktes Versickern von Niederschlagswasser in den Boden sowie eine gesteigerte Methan- und Lachgasbildung (Wirz et al. 2018, S. 12). Ein Indikator für Bodenverdichtungen ist ein hoher Eindringwiderstand in den Boden. Nach Sanders und Hess (2019, S. IV) ist der Eindringwiderstand im ökologischen Ackerbau geringer (Median -22 %), wobei dieses Ergebnis jedoch auf nur vier Studien basiert.

Im Hinblick auf *bodenchemische Indikatoren* hat die Metaanalyse von Sanders und Hess (2019, S. 109 ff.) bei der Mehrheit der Vergleichspaare eine geringere Versauerung im Oberboden bei der ökologischen Wirtschaftsweise ermittelt. Bei allen Vergleichspaaren betrug die Differenz im Durchschnitt (Median) 0,4 pH-Einheiten. Beim Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphor im Oberboden konnte keine eindeutige Tendenz festgestellt werden, wobei unterschiedliches Düngungsmanagement sowie diverse Phosphor-Analysemethoden die Interpretation der Daten erschweren (Sanders/Hess 2019, S. IV).

Mit der *Bodenzustandserhebung Landwirtschaft* (BZE-LW) werden in Deutschland in einem 8-x-8-km-Raster wichtige repräsentative Bodenkenngrößen erfasst. Die ersten Ergebnisse wurden im Jahr 2018 vorgelegt (BMEL 2018b; Jacobs et al. 2018). Dieses Monitoring landwirtschaftlich genutzter Böden erlaubt aber keine vergleichenden Aussagen zu Wirkungen konventioneller gegenüber ökologischer Bewirtschaftung.



In der *Gesamtschau* ist festzuhalten, dass mehrere Metaanalysen sowie Ergebnisse aus Langzeitversuchen eine fundierte Einschätzung grundsätzlicher Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft bei organischem Kohlenstoffgehalt des Bodens, der Bodenbiologie (Bodenmikroorganismen, Regenwürmer) und der Bodenfruchtbarkeit insgesamt ermöglichen. Für diese Parameter sind signifikante Vorteile der ökologischen Landwirtschaft belegt. Deutliche Hinweise gibt es im Hinblick auf Bodenerosion und -verdichtung, wobei allerdings Standortbedingungen und Landschaftsstruktur hier einen starken Einfluss haben. Für einzelne Indikatoren (z. B. Phosphor) ist die Datenlage unklar bzw. unzureichend. Bodeneigenschaften sind in komplexer Weise vom landwirtschaftlichen Bewirtschaftungssystem, vom Standort, der Landnutzungshistorie und den Wechselwirkungen zwischen Bodenparametern abhängig, so dass die Auswahl geeigneter Indikatoren und ihre Interpretation nicht einfach sind. Eine Weiterentwicklung von Bewertungssystemen zur Bodenfruchtbarkeit wird zwar als erforderlich eingeschätzt (Bünemann et al. 2018), die Kenntnisse über die Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsweisen sowie generell zu Maßnahmen zur Förderung der Bodenfruchtbarkeit sind aber umfangreich. Ein Bodenmonitoring, das den Bodenzustand in der ökologischen bzw. konventionellen Landwirtschaft erfasst, existiert bisher nicht.

### **Gewässerschutz**

Wasser ist eine essenzielle Lebensgrundlage für Pflanzen, Tiere und den Menschen. Die Landwirtschaft ist ein bedeutender Verursacher von Schadstoffeinträgen in das Grundwasser und Oberflächengewässer. Die wichtigsten Stoffgruppen sind Stickstoff, Phosphor, Pflanzenschutz- und Tierarzneimittel (Sanders/Hess 2019, S. 59).

Die Belastung des Grundwassers durch landwirtschaftlich verursachte *Stickstoffeinträge* stellt sowohl global als auch für Deutschland ein erhebliches Problem dar (Steffen et al. 2015). Stickstoffüberschüsse auf intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen verursachen anhaltend hohe Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Ergebnisse aus Vergleichsuntersuchungen zum Stickstoffaustrag (N-Austrag) bei ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung wurden in drei Metaanalysen ausgewertet (Tab. 4.6). Übereinstimmend zeigen die Ergebnisse, dass im Durchschnitt die N-Austräge bezogen auf die Fläche rund 30% niedriger im ökologischen Landbau sind (Mondelaers et al. 2009; Sanders/Hess 2019, S. 74; Tuomisto et al. 2012). Metaanalysen und Übersichtsarbeiten stellen in Bezug auf die Stickstoffausträge in das Grundwasser eine große Variation der Ergebnisse fest (Gomiero et al. 2011; Meier et al. 2015; Sanders/Hess 2019, S. 74; Seufert/Ramankutty 2017; Tuomisto et al. 2012). Einzelne Reviews sehen dagegen deutlicher verringerte N-Austräge bei ökologischer Bewirtschaftung (Kremen/Miles 2012; Stolze et al. 2000).

Tab. 4.6 Überblick zum Vergleich von Stickstoffausträgen bei ökologischer und konventioneller Landbewirtschaftung

Quelle	Anzahl ausgewerteter Publikationen	Bezugsgröße	Kernaussage ökologischer Landbau (Durchschnitt im Verhältnis zu konventionellem Landbau)
<i>Metaanalyse</i>			
Mondelaers et al. 2009	39	N-Austräge/Fläche	30 % niedriger
Sanders/Hess 2019	6	N-Austräge/Produkteinheit	5 % niedriger
	71	N-Austräge/Fläche, Experimentalstudien	28 % niedriger
Tuomisto et al. 2012	48	N-Austräge/Fläche	31 % niedriger
	10	N-Austräge/Produkteinheit	49 % höher
<i>Review</i>			
Birkhofer et al. 2016	2	N-Austräge	niedriger oder gleich je Fläche, höher je Produkteinheit
Gomiero et al. 2011	8	N-Austräge/Fläche	ökologischer Landbau kann N-Austräge verringern
Kremen/Miles 2012	2	N-Austräge/Fläche	niedriger
Meier et al. 2015	5	LCAs, Eutrophierung pro Fläche, Ackerbau	von 65 % niedriger bis 104 % höher
		LCAs, Eutrophierung/Fläche, Obst und Gemüse	von 96 % niedriger bis 219 % höher
Seufert/Ramnkutty 2017	7	N-Austräge/Fläche	niedriger im ökologischen Landbau, jedoch hohe Variation
Stolze et al. 2000	-	N-Austräge/Fläche	bis 57 % niedriger
		N-Austräge/Produkteinheit	ähnlich oder leicht höher

Metaanalysen werten Daten aus veröffentlichten Studien quantitativ und statistisch aus. Reviews nehmen einen qualitativen Überblick über vorliegende Veröffentlichungen vor.

Eigene Zusammenstellung

Die hohe Variation beim Vergleich der N-Austräge kann erklärt werden durch Nichterfüllen der Systemrepräsentanz (z. B. Untersuchungen einzelner Fruchtfolgeglieder), ungleiche Varianten oder ungleiche Bedingungen (z. B. Bodenart, Niederschlag) (Sanders/Hess 2019, S. 79).

Die in den Metaanalysen ausgewerteten Modellstudien (in der Regel Lebenszyklusanalysen, im Folgenden nach Life Cycle Assessment auch LCA-Studien genannt) zeigen in Bezug auf den Nitrataustrag deutlichere Vorteile des ökologischen Landbaus (Mondelaers et al. 2009; Sanders/Hess 2019, S. 74; Tuomisto et al. 2012). Zu den LCA-Studien wird außerdem kritisch angemerkt, dass die Datengrundlage in der Regel auf konventionellen Flächen gewonnen und die Modelle in diesen Kontexten entwickelt wurden. Dadurch werden die Systembedingungen des ökologischen Landbaus vermutlich nicht ausreichend erfasst (Meier et al. 2015).

Eine getrennte Auswertung von Studien mit einem experimentellen Design, bei denen die ökologischen und die konventionellen Varianten vergleichbar und repräsentativ bzw. charakteristisch für beide Bewirtschaftungsformen waren, in der Metaanalyse von Sanders und Hess (2019, S. 75 ff.) zeigt, dass die Spannweite der Differenz zwischen der ökologischen und der konventionellen Variante hinsichtlich des N-Austrags pro ha bei hoher Qualität der Studien deutlich abnimmt, bei keinem Vergleichspaar die ökologische Variante schlechter als die konventionelle Variante abschneidet und der durchschnittliche N-Austrag (Median) im ökologischen Landbau um 36 % niedriger liegt. Erfahrungen mit ökologischem Landbau in Wasserschutzgebieten in Deutschland bestätigen die positive Wirkung auf die Nitratbelastung des Grundwassers (Sanders/Hess 2019, S. 80).

Ein *Phosphoraustrag* (P-Austrag) aus landwirtschaftlichen Böden kann zur Eutrophierung von Grundwasser und Oberflächengewässern beitragen. Eine P-Auswaschung findet vor allem auf sehr gut versorgten sandigen Böden und auf Moorböden statt, während bei lehmigen und tonigen Böden durch eine starke Sorption und damit Festlegung von Phosphat nur eine sehr geringe Auswaschung über das Sickerwasser erfolgt (Sanders/Hess 2019, S. 80). Die Metaanalysen von Mondelaers et al. (2009) und Tuomisto et al. (2012) stellen eine Tendenz zu niedrigeren P-Austrägen im ökologischen Landbau fest. Dieses Ergebnis beruht allerdings auf einer geringen Zahl von Studien. Deshalb kommen zwei Reviews (Sanders/Hess 2019, S. IV; Seufert/Ramankutty 2017) zu der Schlussfolgerung, dass aufgrund der geringen Zahl von Vergleichsstudien eine belastbare Aussage zu P-Austrägen nicht möglich ist. Keine Untersuchungen liegen zu P-Verlusten über Bodenerosion vor, was den Haupteintragungspfad in Oberflächengewässer darstellt. Aufgrund des im Durchschnitt geringeren Oberflächenabflusses und geringerer Erosion beim ökologischen Landbau (siehe Bodenschutz in Kap. 4.2.3) ist eine positive Wirkung auf die P-Einträge zu erwarten. Außerdem sind die P-Gehalte in den ökologisch bewirtschafteten



Böden in der Regel in Mitteleuropa deutlich geringer (Lindenthal 2000), sodass von reduzierten P-Einträgen in die Gewässer durch Ökolandbau infolge erodierten Bodenmaterials auszugehen ist.

Metaanalysen und Reviews weisen übereinstimmend darauf hin, dass durch den Verzicht auf *chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel* im ökologischen Landbau der Eintrag von Wirkstoffen mit einer potenziell hohen Umwelttoxizität in Gewässer weitgehend unterbunden wird (Gomiero et al. 2011; Meier et al. 2015; Sanders/Hess 2019; Seufert/Ramankutty 2017; Stolze et al. 2000).

Bei *Tierarzneimitteln* werden bis zu 80 % der Wirkstoffe von den behandelten Tieren wieder ausgeschieden. Insbesondere über Gülle und Stallmist gelangen Tierarzneimittel somit auf Ackerflächen und von dort in Oberflächengewässer und teils bis ins Grundwasser (Sanders/Hess 2019, S. 62). Zum Stoffeintrag von Tierarzneimitteln in das Grund- und Oberflächenwasser liegen bisher weder Metaanalysen oder Übersichtsarbeiten noch Vergleichsstudien zur konventionellen versus ökologischen Tierhaltung vor. Da der Einsatz von Tierarzneimitteln im ökologischen Landbau strengeren Restriktionen unterliegt und mengenmäßig im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft eine sehr viel geringere Rolle spielt, kann eine deutlich reduzierte Belastung der Gewässer mit Tierarzneimitteln erwartet werden (Sanders/Hess 2019, S. 83 ff.).

Als *Fazit* ist festzustellen, dass bei den Auswirkungen der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft auf die Gewässerqualität vor allem der N-Austrag in zahlreichen wissenschaftlichen Untersuchungen analysiert sowie in drei Metaanalysen ausgewertet wurde. Exemplarisch wird dabei deutlich, dass die Qualität der Studien in Bezug auf Vergleichbarkeit und Systemrepräsentanz erheblich die Vergleichsergebnisse beeinflusst und für die hohe Spannweite der Ergebnisse verantwortlich ist. Unter Berücksichtigung dieses Sachverhaltes sind Vorteile des ökologischen Landbaus beim Schutz von Grund- und Oberflächengewässern vor N-Einträgen dennoch als gesichert anzusehen. Zum P-Austrag, insbesondere über den Hauptbelastungspfad Bodenerosion, fehlen Vergleichsstudien. Allerdings kann aus den niedrigeren P-Gehalten ökologisch bewirtschafteter Böden und der geringeren Erosion geschlossen werden, dass die P-Einträge in Gewässer beim ökologischen Landbau geringer sind.

### **Biodiversität**

Die biologische Vielfalt umfasst die Ökosystemvielfalt (Lebensgemeinschaften, Lebensräume und Landschaften), die Artenvielfalt und die genetische Vielfalt innerhalb der Arten. Biodiversität bildet die Grundlage für die Funktionsfähigkeit von Ökosystemen. Die Landwirtschaft hat einen erheblichen negativen Einfluss auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft. Intensive Landbewirtschaftung gilt als eine der Hauptursachen für Artenverluste, hervorgerufen durch hohe Nährstoffzufuhr über Mineraldünger und/oder Gülle, Einsatz von Pestiziden, Verein-

heitlichung von Fruchtfolgen, Rückgang von Brachen bzw. Flächenstilllegungen, Beseitigung von Landschaftselementen sowie Intensivierung bzw. Nutzungsaufgabe extensiv bewirtschafteter Lebensräume (Sanders/Hess 2019, S. 129 f.).

Die Wirkungen des ökologischen Landbaus auf die Biodiversität sind in den letzten 30 Jahren durch eine Vielzahl wissenschaftlicher Studien untersucht worden. Im Mittelpunkt standen dabei die Anzahl der Arten und die Populationsdichte (Abundanz). Vergleichsuntersuchungen ökologisch und konventionell bewirtschafteter Acker- und Grünlandflächen wurden in fünf Metaanalysen ausgewertet (Tab. 4.7). Diese belegen positive Effekte des ökologischen Landbaus auf die Biodiversität.

Bei den untersuchten Artengruppen lagen sowohl die Zahl der verschiedenen Arten als auch die Populationsdichte in den ökologischen Varianten deutlich höher (Batáry et al. 2011; Bengtsson et al. 2005; Lichtenberg et al. 2017; Sanders/Hess 2019; Tuck et al. 2014). Dieser Befund wird durch verschiedene Reviews bestätigt (Tab. 4.7).

Laut den Reviews von Hole et al. (2005) mit 76 ausgewerteten Studien und Tuomisto et al. (2012) mit 148 ausgewerteten Studien wurden jeweils in zwei Dritteln der Studien positive Effekten des ökologischen Landbau gefunden, nur 8 bzw. 6% der Studien verzeichneten negative Effekte, während der Rest der Studien unklare oder gleiche Ergebnisse lieferte. Dem Review von Rahmann (2011) zufolge, basierend auf 396 Studien, belegten sogar 83% der Studien positive und nur 3% negative Wirkungen auf die Biodiversität.

Deutlich ausgeprägt sind die höhere Artenvielfalt und Abundanz bei der *Ackerbegleitflora* (Bengtsson et al. 2005; Fuller et al. 2005; Sanders/Hess 2019, S. 140 ff.; Tuck et al. 2014). Eine höhere Artenzahl von Ackerwildkräutern wird beispielsweise durch den Review von Frieben et al. (2012a) bestätigt. Im Ackerinneren ist dabei der Effekt der ökologischen Bewirtschaftung im Durchschnitt (Median) der mittleren Artenzahl mit 304% deutlich stärker als am Ackerrand mit 94% gegenüber den konventionellen Varianten (Sanders/Hess 2019, S. 141).

Die starken Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung lassen sich vor allem auf den Verzicht auf Herbizide und mineralische Stickstoffdünger zurückführen. Die mechanische Beikrautregulierung des Ökolandbaus wirkt weniger stark auf die Ackerflora als der Einsatz von Herbiziden (Sanders/Hess 2019, S. 142).

Bei den *Insekten* wurden in den Metaanalysen verschiedene Artengruppen verglichen (Tab. 4.7). Eine durchschnittlich deutlich höhere Artenzahl und Abundanz wurden sowohl für bestäubende Insekten allgemein, für Wild- und Honigbienen wie auch für Gliederfüßer (Arthropoda) insgesamt, zu denen außer den Insekten u. a. Spinnen- und Krebstiere gehören, festgestellt (Bengtsson et al. 2005; Lichtenberg et al. 2017; Sanders/Hess 2019, S. 150 f.; Tuck et al. 2014). Die Vorteile des ökologischen Landbaus sind ausgeprägter bei Arten mit geringem Ausbreitungspotenzial (Feber et al. 2015).

Tab. 4.7 Überblick zum Vergleich von Wirkungen der ökologischen und konventionellen Landbewirtschaftung auf die Biodiversität

Quelle	Anzahl ausgewerteter Publikationen	untersuchte Artengruppen	Kernaussage ökologischer Landbau (Durchschnitt im Verhältnis zu konventionellem Landbau)
<i>Metaanalyse</i>			
Batáry et al. 2011	47	Gliederfüßer, Bestäuber, Pflanzenfresser, Pflanzen, Vögel	signifikant höhere Artenzahl und Abundanz
Bengtsson et al. 2005	66	Gliederfüßer, Pflanzen, Vögel, Bodenorganismen	30% höhere Artenzahl, 50% höhere Abundanz
Lichtenberg et al. 2017	60	Gliederfüßer	45% höhere Abundanz auf Feldebene, 19% höhere Artenzahl auf Feldebene, 11% höhere Artenzahl auf Landschaftsebene
Sanders/Hess 2019	38	Ackerflora	95% höhere Artenzahl
	18	Feldvögel	35% höhere Artenzahl, 24% höhere Abundanz
	37	blütenbesuchende Insekten	23% höhere Artenzahl, 26% höhere Abundanz
	21	Wild- und Honigbienen	30% höhere Artenzahl, 27% höhere Abundanz
Tuck et al. 2014	94	Gliederfüßer, Pflanzen, Vögel, Mikroorganismen	30% höhere Artenzahl
<i>Review</i>			
Birkhofer et al. 2016	2	Bestäubung	höherer Bestäubungserfolg bei Einzelpflanzen, auf Feldebene unsicher
Frieben et al. 2012a	23	Ackerwildkräuter	Dichte doppelt bis dreimal höher
Frieben et al. 2012b	9	Vegetationsbestand Grünland	20% artenreicher
Hole et al. 2005	76	Pflanzen, Schmetterlinge, Spinnen, Käfer, Säugetiere, Vögel, Regenwürmer, Bodenmikroorganismen	67% der Studien positive Effekte, 8% negative Effekte
Kremen/Miles 2012	-	Biodiversität allgemein	Abundanz und Artenzahl erhöht



#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

Rahmann 2011	396	Pflanzen, wirbellose Tiere, Wirbeltiere, Bak- terien/Pilze, Bodenle- bewesen, Landschaf- ten, Agrobiodiversität	83 % positive Bewertungen, 3 % negative Bewertungen
Seufert/ Ramnkutty 2017	3		40–50 % höhere Populati- onsdichte, 1–34 % höhere Artenzahl
Stolze et al. 2000	-	pflanzliche und tieri- sche Biodiversität, Kul- turartenvielfalt, Habi- tate und Landschaft	höhere pflanzliche und tie- rische Biodiversität, höhere Kulturartenvielfalt, Poten- zial für positive Effekte auf Habitate
Tuomisto et al. 2012	148		68 % der Studien positive Differenz, 6 % der Studien negative Differenz
Feber et al. 2015	60 Betriebs- paare, Groß- britannien	Laufkäfer, Spinnen	Vorteile des ökologischen Landbaus am größten bei Arten mit geringem Ausbe- reitungspotenzial
Fuller et al. 2005	89 Betriebs- paare, Groß- britannien	Pflanzen, Laufkäfer, Spinnen, Vögel, Fleder- mäuse	höhere Artenzahl und A- bundanz, am ausgepräg- testen bei Pflanzen
Gabriel et al. 2010	16 Land- schaftspaare, 2 Regionen in Großbritan- nien	Pflanzen, Vögel, Glie- derfüßer, Schmetter- linge, Schwebfliegen, Bienen, Regenwürmer	positive Effekte auf Be- triebs- und Landschafts- ebene, Landschaftscharak- teristika beeinflussen ein- zelne Tiergruppen stark
Kraus et al. 2011	30 Weizenfel- der	Pflanzen, Bestäuber, Blattläuse, Blattlaus- feinde	5-fach höhere Pflanzenviel- falt, 20-fach höhere Bestäu- bervielfalt, 20-fach höheres Räuber-Beute-Verhältnis
Schneider et a l. 2014	1.470 Felder, 205 Betriebe, 12 europäi- sche und afri- kanische Regi- onen	Pflanzen, Spinnen, Bie- nen, Regenwürmer	10,5 % höhere Artenzahl auf Feldebene, 4,6 % hö- here Artenzahl auf Be- triebsebene, 3,1 % höhere Artenzahl auf regionaler Ebene
Winqvist et al. 2011	Getreidefel- der, 153 Be- triebe, 5 euro- päische Regi- onen	Pflanzen, Laufkäfer, Brutvögel	höhere Artenzahl und A- bundanz von Pflanzen und Brutvögeln, kein Einfluss auf Laufkäfer

Bei Metaanalysen werden Daten aus veröffentlichten Studien quantitativ und sta-  
tistisch ausgewertet. Mit Reviews wird ein qualitativer Überblick über vorlie-  
gende Veröffentlichungen vorgenommen.

Eigene Zusammenstellung



Deutlich größere Unterschiede zugunsten der ökologischen Varianten traten in einer Studie auf, bei der je 15 konventionell bzw. ökologisch bewirtschaftete Triticalefelder in Süddeutschland verglichen wurden (Kraus et al. 2011). Die Untersuchung fokussierte auf den unmittelbaren Einflussbereich der Landbewirtschaftung; Säume und sonstige Biotope wurden nicht mit einbezogen. Auf den ökologisch bewirtschafteten Flächen war das Räuber-Beute-Verhältnis um ein Vielfaches höher, was darauf hinweist, dass durch die Pestizidanwendungen in der konventionellen Landwirtschaft nicht nur die Schadinsekten, sondern in besonders hohem Maße deren Räuber reduziert werden (Bengtsson et al. 2005; Sanders/Hess 2019, S. 154).

Eine durchschnittlich höhere Artenzahl und Populationsdichte in der ökologischen Landwirtschaft wurde ebenso in mehreren Metaanalysen bei *Feldvögeln* belegt (Tab. 4.7). Allerdings gibt es große Unterschiede zwischen Vogelarten und bei den einzelnen Studienergebnissen (Bengtsson et al. 2005). Unter Berücksichtigung der Kriterien »signifikantes Ergebnis in den Studien« bzw. »20 % Unterschied« waren in der Metastudie von Sanders und Hess (2019, S. 147 f.) bei rund 70 % der Vergleichspaare die Artenzahl und bei 50 % der Vergleichspaare die mittlere Abundanz bei ökologischer Bewirtschaftung höher als in der konventionellen Variante. Als Ursache für die unterschiedlichen Ergebnisse wird gesehen, dass Vögel als mobile Artengruppe einen größeren Aktionsraum haben. Mit komplexeren Landschaften und geringem Anteil an Ackerfläche nimmt die Artenzahl und Abundanz von Vögeln zu (Winqvist et al. 2011).

Beispielsweise wurden eine höhere Artenzahl und eine doppelt so hohe Abundanz von Vögeln an Hecken mit angrenzenden ökologischen Äckern im Vergleich zu Hecken mit angrenzenden konventionellen Äckern in verschiedenen Landschaftstypen Niedersachsens nachgewiesen (Batáry et al. 2010).

Zum Vergleich der Vielfalt an angebauten Kulturarten und der Fruchtfolgegestaltung gibt es nur wenige Angaben (Fuller et al. 2005; Stolte et al. 2000). In mehreren Studien in Deutschland wurde eine höhere Artenvielfalt auf ökologisch bewirtschaftetem Dauergrünland nachgewiesen (Frieben et al. 2012b). Außerdem gibt es Hinweise darauf, dass ökologisch bewirtschaftete Betriebe eine größere Anzahl und Vielfalt von Habitaten wie Feldraine, Hecken, Feldgehölze, Gräben, Teiche und andere Landschaftselemente aufweisen (Stolte et al. 2000).

Eine andere Fragestellung ist, inwieweit sich positive Effekte der ökologischen Bewirtschaftung über die Feldebene hinaus bis auf die Landschaftsebene auswirken. Eine Metaanalyse, welche die Artenzahl von Gliederfüßern (Arthropoda) betrachtete, zeigt abgeschwächte, aber weiterhin positive Effekte der ökologischen Bewirtschaftung auf der Landschaftsebene (Lichtenberg et al. 2017). Dies wird durch eine Untersuchung in zehn europäischen und zwei afrikanischen Regionen bestätigt (Schneider et al. 2014). Grundsätzlich gilt, dass die Artenvielfalt erheblich von der Landschaftsstruktur abhängt (Batáry et al. 2011; Bengtsson

et al. 2005; Gabriel et al. 2010). Die Effekte des landwirtschaftlichen Anbausystems werden bei verschiedenen Artengruppen sehr unterschiedlich von Einflüssen der Landschaftsstruktur überlagert. Beispielsweise ist der Artenreichtum von Laufkäfern von der Komplexität der Landschaft, aber kaum von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung abhängig (Feber et al. 2015). Ein anderes Beispiel ist, dass die biologische Schädlingskontrolle durch Blattlausräuber bei komplexen Landschaftsstrukturen im ökologischen Landbau am höchsten ist (Winqvist et al. 2011).

Allerdings wurde hinsichtlich der Aussagekraft der Vergleichsstudien zur Biodiversität eine Reihe von Kritik- bzw. Problempunkten benannt:

- › *Überrepräsentation von Studien aus gemäßigten Zonen:* Die meisten Studien wurden in West- und Nordeuropa sowie in Nordamerika durchgeführt. Untersuchungen im mediterranen Raum und tropischen bzw. subtropischen Entwicklungsländern sind selten (Rahmann 2011; Tuck et al. 2014).
- › *Untersuchungsfokus auf Ackerbau und Getreide:* Es gibt nur eine geringe Anzahl von Untersuchungen im Gemüse- und Obstanbau sowie bei Dauergrünland (Tuck et al. 2014). Aussagen zu positiven Wirkungen in diesen für den ökologischen Landbau wichtigen Bereichen sind somit entsprechend unsicher.
- › *Zuordnung von Indikatoren zu Wirkungsbereichen:* Bodenmikroorganismen werden teilweise dem Themenfeld Bodenschutz oder Biodiversität zugeordnet mit der Folge, dass insbesondere bei der Biodiversität der Umfang der betrachteten Organismengruppen unterschiedlich ausfällt.
- › *Unzureichende Erfassung der Systemeigenschaften von ökologischer bzw. konventioneller Landbewirtschaftung:* Häufig werden Datenerhebungen nur bei einzelnen Kulturen und/oder über einen kurzen Zeitraum von 1 bis 2 Jahren durchgeführt. Effekte über die gesamte Fruchtfolge hinweg werden somit nicht erfasst (Sanders/Hess 2019, S. 158, 162).
- › *Methodische Mängel beim Studiendesign:* Die Heterogenität der Vergleichsstudien ist groß, und viele Untersuchungen weisen methodische Mängel, wie zu wenige Wiederholungen oder eine unzureichende Erfassung von Einflussfaktoren wie Bodengüte, umgebende Landschaft und Betriebscharakteristika, auf (Bengtsson et al. 2005; Hole et al. 2005; Sanders/Hess 2019, S. 135 f.; Tuck et al. 2014). Dadurch konnten viele Studien in den Metaanalysen nicht berücksichtigt werden.
- › *Auswahlkriterien:* Es werden unterschiedlich strenge Kriterien bei der Auswahl der verwendeten Vergleichsuntersuchungen bei Reviews und Metaanalysen angelegt (Sanders/Hess 2019, S. 136). Dies erschwert den Vergleich von Ergebnissen aus Reviews und Metastudien.
- › *Unzureichende Differenzierung:* Beispielsweise fehlen bei Feldvögeln Untersuchungen, die zwischen Arten unterscheiden, die unmittelbar auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen leben, und Arten, die eher auf



Landschaftselemente angewiesen sind (Sanders/Hess 2019, S.162). Vergleichbares gilt für die verschiedenen Artengruppen bei den Insekten.

Insgesamt sind positive Wirkungen des ökologischen Landbaus auf die Biodiversität in mehreren Metaanalysen und Reviews sowie vielen Einzeluntersuchungen nachgewiesen worden. Außerdem sind Aussagen zu wichtigen Artengruppen (z. B. Ackerbegleitflora, bestäubende Insekten) möglich. Die Heterogenität der Vergleichsstudien ist allerdings groß, und viele Untersuchungen weisen methodische Mängel auf. Ein grundsätzliches Problem besteht darin, dass die Biodiversität in landwirtschaftlich genutzten Räumen einem komplexen Zusammenwirken von Bewirtschaftungsverfahren und -intensität, Standorteigenschaften und Landschaftsstrukturen unterliegt. Unzureichend untersucht ist, inwieweit sich positive Wirkungen des ökologischen Landbaus auf den landwirtschaftlichen Flächen auf angrenzende naturnahe Biotope und auf die Landschaftsebene auswirken. Ebenso fehlen repräsentative Vergleichsuntersuchungen zur biologischen Vielfalt in der Agrarproduktion, z. B. im Hinblick auf die genutzten Kulturarten und die Sortenvielfalt.

### **Klimaschutz**

Die deutsche Landwirtschaft hatte im Jahr 2016 einen Anteil von 7,2 % an den nationalen THG-Emissionen (Kap. 2.5.2.). Die unmittelbaren THG-Emissionen der landwirtschaftlichen Produktion setzen sich zusammen aus Veränderungen des Kohlenstoffvorrats im Boden (Saldo von Kohlenstoffspeicherung im Boden und Abbau von organischem Bodenkohlenstoff), bodenbürtigen Emissionen von Lachgas und Methan sowie Methanemissionen aus der Tierhaltung (Smith et al. 2008). Weitere THG-Emissionen, die im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Produktion stehen, fallen in den vor- und nachgelagerten Bereichen an. Bei den Vorketten sind dies beispielsweise Emissionen bei der Herstellung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, von Maschinen und Gebäuden. Außerdem werden die mit importierten Futtermitteln und Landnutzungsänderungen (z. B. Grünlandumbruch, Entwässerung von Mooren) verbundenen THG-Emissionen nicht bei den unmittelbaren THG-Emissionen der Landwirtschaft berücksichtigt (Grünberg et al. 2010). In nachgelagerten Bereichen sind dies beispielsweise mit Transport und Verarbeitung von Lebensmitteln verbundene Emissionen. Diese werden in der internationalen Emissionsberichterstattung nach UNFCCC nicht der Landwirtschaft angerechnet (Sanders/Hess 2019, S. 167). Die gesamten THG-Emissionen der Ernährung (inklusive Verarbeitung, Transport und Distribution) in Deutschland wird auf 16 bis 22 % der nationalen THG-Emissionen geschätzt (Grünberg et al. 2010).

Bei den Vergleichsuntersuchungen zu den Klimawirkungen von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft sind folgende Betrachtungsebenen und -ansätze zu unterscheiden:



#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

- › THG-Emissionen des Bodens, die mit konkreten Messungen vor Ort ermittelt werden;
- › THG-Emissionen der Tierhaltung, die mit konkreten Messungen am Tier ermittelt werden;
- › Klimabilanzen landwirtschaftlicher Produkte, die die THG-Emissionen der landwirtschaftlichen Produktion und der Vorketten, bezogen auf einzelne Produkte, mittels Lebenszyklusanalyse oder ähnlicher Instrumente bestimmen;
- › Klimabilanzen landwirtschaftlicher Produktionszweige bzw. Betriebe, die die THG-Emissionen der gesamten landwirtschaftlichen Produktion inklusive der Vorketten mittels Lebenszyklusanalyse oder ähnlicher Instrumente bestimmen;
- › Klimabilanzen von Lebensmittelketten, die die THG-Emissionen der landwirtschaftlichen Produktion sowie der jeweiligen vor- und nachgelagerten Bereiche mittels Lebenszyklusanalyse untersuchen;
- › Klimawirkungen des Ernährungssystem, d.h. Betrachtungen des systemaren Gesamtzusammenhangs unter Einbeziehung z. B. des Verbraucherverhaltens.

Vergleichsuntersuchungen zur Emission von Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) und Methan ( $\text{CH}_4$ ) aus dem Boden wurden in drei Metaanalysen ausgewertet (Tab. 4.8). Durch den hohen Arbeits- und Geräteaufwand zur Ermittlung belastbarer Daten gibt es nur relativ wenige Untersuchungen zu bodenbürtigen THG-Emissionen (Sanders/Hess 2019, S. 169). Die Bildung von Lachgas im Boden ist auf mikrobiologische Prozesse der Nitrifikation und Denitrifikation zurückzuführen. Im Gegensatz dazu sind Ackerböden und entwässerte Grünlandstandorte im Allgemeinen Senken für Methan, was auf Aktivitäten von oxidierenden Bodenbakterien zurückzuführen ist.

Im Durchschnitt liegen die *Lachgasemissionen* der ökologischen bewirtschafteten Flächen nach allen drei Metaanalysen übereinstimmend niedriger (Mondelaers et al. 2009; Sanders/Hess 2019, S. 179 f.; Skinner et al. 2014). Nach der Analyse von Sanders und Hess (2019, S. 179) waren bei 20 % der Vergleichspaare allerdings die Emissionen unter konventioneller Bewirtschaftung geringer. In der konventionellen Landwirtschaft scheinen die Lachgasemissionen wesentlich von der Stickstoffdüngung abzuhängen, während in der ökologischen Landwirtschaft Bodeneigenschaften einen größeren Einfluss haben (Skinner et al. 2014). Bezogen auf eine Produktionseinheit, sind nach Skinner et al. (2014) die Lachgasemissionen im ökologischen Landbau höher. Danach dürfte die Ertragsdifferenz nur 17 % betragen, um gleich hohe Emissionen zu erzielen.

Tab. 4.8 Überblick zum Vergleich bodenbürtiger THG-Emissionen der ökologischen und konventionellen Landbewirtschaftung, Ergebnisse von Metaanalysen

THG-Emission pro ha	Quelle	Anzahl ausgewerteter Studien	Vergleichspaare	Kernaussage ökologischer Landbau (Durchschnitt im Verhältnis zu konventionellem Landbau)
Lachgas	Mondelaers et al. 2009	4	31	37% niedriger
	Sanders/Hess 2019	13	35	24% niedriger
	Skinner et al. 2014	12	70	1,05 kg N <sub>2</sub> O-N/ha und Jahr niedriger
Methan	Mondelaers et al. 2009	3	21	34% niedriger
	Sanders/Hess 2019	3	6	18,3% höhere Aufnahme, 0,09 kg CH <sub>4</sub> -C/ha und Jahr höher
	Skinner et al. 2014	3	8	0,1 kg CH <sub>4</sub> -C/ha und Jahr höher

#### Eigene Zusammenstellung

Der Vergleich der *Methanemissionen* ist aufgrund der wenigen Untersuchungen nicht gut abgesichert (Tab. 4.8). Auf dieser schmalen Datenbasis unterscheiden sich die Ergebnisse der drei Metaanalysen deutlich.

Vergleichsstudien zum *Bodenkohlenstoff* ( $C_{org}$ ) sind bereits beim Thema Bodenschutz im Kapitel 4.2.3 behandelt worden. Ökologisch bewirtschaftete Böden weisen in der Regel eine höhere Kohlenstoffspeicherung und einen höheren Kohlenstoffgehalt auf. Die Klimaschutzwirkung einer verbesserten Kohlenstoffspeicherung im Boden ist sehr umstritten (Seufert/Ramankutty 2017). Eine Senkenwirkung durch einer Anreicherung von organischem Bodenkohlenstoff ist von zahlreichen Faktoren abhängig, u. a. von der Dauer der Zunahme des Bodenkohlenstoffs (Sättigungsgrenze des C-Gehaltes), der Beibehaltung der entsprechenden Bewirtschaftung (Reversibilität der C-Speicherung), möglicher alternativer Verwendung von C-Quellen (THG-Emissionen anderer Verwendungen von Wirtschaftsdünger) sowie Wechselwirkungen zwischen organischem Bodenkohlenstoffgehalt und Lachgasemissionen (Möglichkeit einer negativen Korrelation) (Powlson et al. 2011).

Die *Methanemissionen aus dem Verdauungstrakt der Wiederkäuer*, vor allem der Rinder, sind die zweitgrößte Quelle landwirtschaftlicher THG-Emissionen in Deutschland. Experimentelle Vergleichsstudien zu Methanemissionen von ökologisch und konventionell gehaltenen Rindern liegen bisher nicht vor (Sanders/Hess 2019, S. 183). Stoffwechselbedingte Methanemissionen sind von der Fütterung abhängig und zeigen mit steigender Milchleistung eine abnehmende Tendenz. Nach einer Modellberechnung auf der Basis von Milchviehbetrieben des Netzwerks ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe<sup>40</sup> hatten die ökologischen Milchviehbetriebe im Durchschnitt je Produkteinheit (kg Milch) rund 20% höhere Methanemissionen aus der Verdauung als die konventionellen Vergleichsbetriebe, bedingt durch Unterschiede in der Futterqualität und der Milchleistung. (Frank et al. 2015).

Vergleichende *Klimabilanzen zu landwirtschaftlichen Produkten* sind in den letzten Jahren für verschiedene Lebensmittel durchgeführt worden. Sie erfassen die Treibhausgasemissionen der landwirtschaftlichen Produktion und der Vorketten, also bis zum Hoftor, und verwenden die Methode der Lebenszyklusanalyse. Neben Datensätzen und Emissionsmodellen aus den Standardwerkzeugen zur Lebenszyklusanalyse beruhen diese Abschätzungen auf den Produktionsdaten (Inputs, Erträge) von teilweise wenigen landwirtschaftlichen Betrieben. In Ausnahmefällen wurden auch regionale Daten oder nationale statistische Daten genutzt. Ergebnis ist das Treibhauspotenzial (»global warming potential«) bzw. der Kohlenstofffußabdruck (»carbon footprint«), wobei diese Begriffe synonym für die berechneten CO<sub>2</sub>-Äquivalente stehen.

Nach dem Review von Meier et al. (2015) wurden die meisten Studien zu Milch und pflanzlichen Produkten durchgeführt. Bei den untersuchten Produkten sind in der Regel die THG-Emissionen bezogen auf die Fläche in der ökologischen Landwirtschaft niedriger als in der konventionellen Landwirtschaft. Sowohl höhere als auch niedrigere Emissionen je Produkteinheit wurden bei den meisten Produktgruppen bestimmt (Tab. 4.9). Höhere Emissionen je Produkteinheit bei ökologischer Erzeugung ergeben sich vor allem durch die niedrigeren Erträge. Insgesamt variieren die Abschätzungen erheblich (Meier et al. 2015).

---

40 [www.pilotbetriebe.de](http://www.pilotbetriebe.de) (20.5.2021)

Tab. 4.9 Spannweite der relativen Unterschiede beim Treibhauspotenzial ökologisch und konventionell hergestellter landwirtschaftlicher Produkte

Produktgruppe	relative Differenz ökologisch/konventionell pro Flächeneinheit und Jahr in %	relative Differenz ökologisch/konventionell je Produkteinheit und Jahr in %	Anzahl Studien
Milch	-67 bis -13	-38 bis 53	10
Rindfleisch	-60 bis -24	-15 bis 15	3
Schweinefleisch	-41 bis -5	-11 bis 73	3
Geflügelfleisch	-71 bis -33	-24 bis 46	4
Eier	-72	17	1
Obst und Gemüse	-90 bis 121	-81 bis 130	8
Nüsse	18 bis 22	52 bis 490	1
Ackerkulturen	-92 bis -69	-41 bis 45	8

Quelle: nach Meier et al. 2015

Die unterschiedlichen Ergebnisse der Lebenszyklusanalysen sind u. a. auf folgende Probleme zurückzuführen:

- > *Systemrepräsentanz der Datenbasis:* Die Vergleichsbetriebe sind nicht typisch für die beiden landwirtschaftlichen Systeme, insbesondere wenn die Analyse nur auf einer kleinen Zahl von Vergleichsbetrieben beruht.
- > *Systemgrenzen und Berücksichtigung von Koppelprodukten:* Die Betrachtung einzelner landwirtschaftlicher Produkte wirft Abgrenzungsprobleme auf. Beispielsweise treten niedrigere THG-Emission je Produkteinheit Milch bei steigender Milchleistung pro Kuh nur bei der ausschließlichen Betrachtung der Milchproduktion auf (»attributional LCA«) – dieser Zusammenhang verschwindet aber, wenn die Kopplung von Milch- und Fleischproduktion einbezogen wird (»consequential LCA«). Ebenso problematisch ist die Allokation von Emissionen im Fall von Wirtschaftsdünger zwischen Pflanzen- und Tierproduktion (Meier et al. 2015).
- > *Inadäquate Datensätze und Emissionsmodelle:* Diese bilden nicht ausreichend die Unterschiede zwischen den Produktionssystemen ab, z. B. im Hinblick auf die unterschiedlichen Proteingehalte bei Fütterung bei verschiedenen Produktionsintensitäten und im Hinblick auf die daraus resultierenden unterschiedlichen Emissionen (Meier et al. 2015).

Nur wenige Lebenszyklusanalysen gehen über den landwirtschaftlichen Betrieb (»Hoftor«) hinaus und betrachten die *gesamte Lebensmittelkette* bzw. zumindest wesentliche Teile der nachgelagerten Bereiche. In einer österreichischen Studie



#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

wurden für 102 Lebensmittel, die in Supermärkten angeboten werden, vergleichend die THG-Emissionen bestimmt, einschließlich der Verarbeitung, Verpackung, Lagerung, des Einzelhandels und aller Transporte sowie der Emissionen aus Landnutzungsänderungen infolge von Importfuttermitteln. Danach sind mit ökologischen Milchprodukten 10 bis 21 %, mit ökologischem Weizenbrot 25 % und mit ökologischem Gemüse 10 bis 35 % weniger Emissionen je Produkteinheit verbunden (Lindenthal et al. 2010). Eine Lebenszyklusanalyse für Weizenbrot aus den USA zeigt beispielhaft, dass die Transportdistanz vom landwirtschaftlichen Produktionsstandort bis zur Brotherstellung erheblich die THG-Bilanz beeinflusst (Meisterling et al. 2009). Mit zunehmender Transportdistanz zwischen landwirtschaftlicher Produktion und Einzelhandel steigen prinzipiell der Energieverbrauch und die damit verbundenen Emissionen. Im Einzelfall können aber importierte gegenüber lokal bzw. regional produzierten Produkten niedrigere THG-Emissionen je Produkteinheit aufweisen, wenn beispielsweise der Energieaufwand für eine Lagerung über mehrere Monate hoch ist (z. B. bei Obst) oder große Unterschiede beim landwirtschaftlichen Energieeinsatz zwischen einheimischen und importierten Produkten bestehen (Gomiero et al. 2011). Zum Vergleich unterschiedlicher Verarbeitungs- und Vermarktungswege ökologischer und konventioneller Lebensmittel wurden keine Studien gefunden.

*Klimabilanzen landwirtschaftlicher Produktionszweige bzw. Betriebe* liegen kaum vor. Vergleichsstudien zu den THG-Emissionen der Pflanzenproduktion (von Fruchtfolgen) auf der Basis von Langzeitversuchen wurden für Dänemark, Deutschland (Bayern) und die Schweiz durchgeführt (Knudsen et al. 2014; Küstermann et al. 2008; Nemecek et al. 2011). In der Tendenz stimmen die Ergebnisse mit denen für einzelne landwirtschaftliche Produkte überein, allerdings mit teilweise ausgeprägteren Differenzen. So betragen bei der ökologischen Fruchtfolge die THG-Emissionen pro Flächeneinheit nur 10 % der Emissionen der konventionellen Fruchtfolge beim Versuchsbetrieb Scheyern in Bayern (Küstermann et al. 2008). Eine dänische Abschätzung kam zu dem Ergebnis, dass die THG-Emissionen der ökologischen Fruchtfolge pro Flächeneinheit bei 34 bis 78 % der konventionellen Fruchtfolge und bei 69 bis 113 % bei der Berechnung je Produkteinheit lagen, in Abhängigkeit vom Standort und der Düngungsvariante. Bei der ökologischen Variante mit Biogaserzeugung wurde durch die Anrechnung des eingesparten fossilen Erdgases sogar fast Klimaneutralität erreicht (Knudsen et al. 2014). Schließlich wurden in der Abschätzung aus der Schweiz auf der Basis des DOK-Versuches bei normalem Düngungsniveau pro Flächeneinheit 37 % und je Produkteinheit 20 % niedrigere THG-Emissionen für die ökologische Fruchtfolge gegenüber der konventionellen bestimmt (Nemecek et al. 2011). Einen anderen Ansatz verfolgte eine Studie aus den Niederlanden mit der Bildung von Modellbetrieben, die typisch für die niederländische Landwirtschaft sind. Danach liegen je Produkteinheit die THG-



Emissionen der ökologischen Milchviehbetriebe um 5 bis 10 % niedriger, dagegen die der ökologischen Pflanzenbaubetriebe um bis zu 15 % und die der ökologischen Gemüsebaubetriebe um 35 bis 40 % höher als bei den entsprechenden konventionellen Vergleichsbetrieben. Das schlechtere Abschneiden der ökologischen Pflanzen- und Gemüsebaubetriebe wird von den Autoren auf die hohe Intensität des Anbaus (Fruchtfolgen mit großem Anteil hochwertiger Kulturen, relativ hohe Düngung und intensive Unkrautbekämpfung) in den Niederlanden zurückgeführt (Bos et al. 2014).

Eine weitere Betrachtungsebene stellt schließlich das gesamte *Ernährungssystem* mit seinen systemaren Zusammenhängen dar. Landwirtschaftliche Produktionssysteme können potenziell mit veränderten Lebensmittelketten und Verbraucherverhalten verbunden sein. Im Hinblick auf THG-Emissionen sind hier insbesondere der Konsum tierischer Lebensmittel und Lebensmittelverschwendung relevant (Godfray et al. 2010). Zusammenhänge zwischen konventioneller bzw. ökologischer Landwirtschaft, verschiedenen Ernährungsweisen und dem Treibhausgaseffekt sind beispielsweise für Deutschland in einer Studie für die Verbraucherorganisation foodwatch untersucht worden (Hirschfeld et al. 2008). Die Szenarienanalyse zeigt, dass die Ernährungsweise mit bzw. ohne Fleisch die THG-Emission deutlich stärker beeinflusst als die landwirtschaftliche Produktionsweise (siehe Ernährungssicherung in Kap. 4.2.2). Der bestehende Zusammenhang zwischen intensiver Nutzung von ökologischen Lebensmitteln und veränderter Ernährungsweise mit weniger Fleischprodukten, wie er in der Nationalen Verzehrstudie II festgestellt wurde (gesundheitliche Wirkungen in Kap. 4.2.2), ist dagegen bisher nicht im Hinblick auf Klimaschutzeffekte untersucht worden.

Im Gegensatz zu Indikatoren des Boden- und Gewässerschutzes sowie zur Biodiversität, die eindeutig einen lokalen Bezug haben, sind THG-Emissionen global wirksam, sodass der Emissionsort keine große Relevanz hat. Deshalb werden als *Bezugseinheit* bei Klimabilanzen in der Regel neben den THG-Emissionen pro Flächeneinheit auch diejenigen je Produkteinheit angegeben. Der Nutzung von Produktionseinheiten als Bezugsmaß liegt allerdings die Annahme zugrunde, dass eine bestimmte Produktionsmenge erzeugt werden muss und diese bei einer Ausweitung des ökologischen Landbaus unverändert bleibt (Sanders/Hess 2019, S. 187). Bei einer Betrachtung des Ernährungssystems zeigt sich hingegen, dass sich Ernährungsweisen und die Nachfrage nach Lebensmitteln im Kontext einer steigenden Nachfrage nach ökologischen Lebensmitteln verändern können.

In der *Gesamtschau* ergibt sich, dass bei den unmittelbaren landwirtschaftlichen THG-Emissionen der Kenntnisstand zur Kohlenstoffspeicherung in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Böden relativ gut ist, zu Lachgasemissionen aufgrund weniger experimenteller Untersuchungen jedoch begrenzt und bei den Methanemissionen unzureichend ist. Mittlerweile gibt es



zahlreiche Studien zur Klimabilanz landwirtschaftlicher Produkte und vereinzelt zur gesamten Lebensmittelkette. Die Ergebnisse dieser Lebenszyklusanalysen sind sehr uneinheitlich, bedingt u. a. durch methodische Schwächen. Im Ergebnis ist der Kenntnisstand hier nicht zufriedenstellend. Im Themenfeld Klimaschutz bestehen besondere Herausforderungen durch den starken Einfluss von Standort (Boden) und Management auf die landwirtschaftlichen THG-Emissionen, Zuordnungsfragen bei Koppelproduktionen und Wechselwirkungen mit der Entwicklung des Ernährungssystem.

---

### Ressourceneffizienz

Der Ressourcenverbrauch der Landwirtschaft ist in den letzten Jahrzehnten infolge der intensivierten Agrarproduktion erheblich gestiegen. Neben mineralischen Rohstoffen (z. B. Rohphosphate, Kalisalz) ist die Landwirtschaft insbesondere auf fossile Energiequellen angewiesen (Sanders/Hess 2019, S.220). Aufgrund der begrenzten Verfügbarkeit bzw. internationalen Abhängigkeit bei wichtigen Ressourcen und den mit der Ressourcennutzung verbundenen Umweltbelastungen ist eine wichtige Zielsetzung, den Ressourcenverbrauch zu verringern bzw. die Ressourceneffizienz zu erhöhen. Im Folgenden werden die Energie- und Stickstoffeffizienz behandelt, da hierzu entsprechende Vergleichsstudien vorliegen.

### Energieeffizienz

Energieeffizienz ist als Verhältnis von Energieinputs und Energieoutputs in der landwirtschaftlichen Produktion definiert. Der Energieinput setzt sich aus direkten und indirekten Energieinputs zusammen. Direkter Energieinput ist die zur Durchführung landwirtschaftlicher Produktionsvorgänge benötigte Energie (Kraftstoff, Strom). Indirekter Energieinput setzt sich zusammen aus dem Energiebedarf im Vorleistungsbereich zur Herstellung von Betriebsmitteln (Dünger, Pflanzenschutzmittel, Saatgut etc.) und Investitionsgütern (Fahrzeuge, Geräte, Maschinen, Gebäude etc.). Als Energieoutput wird der Bruttoenergiegehalt der geernteten bzw. erzeugten Biomasse betrachtet (Sanders/Hess 2019, S. 231).

Der *Energieinput* ist im ökologischen Pflanzenbau deutlich niedriger als im konventionellen. Der Einsatz von synthetischen Düngemitteln und von Pflanzenschutzmitteln in der konventionellen Landwirtschaft benötigt in der Regel deutlich mehr fossile Energie als die höhere Bodenbearbeitungsintensität und mechanische Unkrautregulierung im ökologischen Landbau (Sanders/Hess 2019, S.240; Tuomisto et al. 2012).

Der *Energieoutput* ist im ökologischen Pflanzenbau ebenfalls niedriger. Dies ist durch die niedrigeren Erträge im ökologischen Landbau, den Anbau von Kulturen mit geringerem Ertragspotenzial (z. B. Dinkel) und die Frucht-



folgestaltung (z.B. Anbau von Klee gras ohne Biomasseernte als Mulchsystem) bedingt (Sanders/Hess 2019, S. 241 f.).

Die *Energieeffizienz* des ökologischen Pflanzenbaus ist nach den vorliegenden Metastudien und Reviews in der Größenordnung von 20 bis 25 % höher als im konventionellen Pflanzenbau (Tab. 4.10). Die bessere Energieeffizienz der ökologischen Landwirtschaft trifft für die Mehrheit der Vergleichspaare zu (Sanders/Hess 2019, S. 243; Tuomisto et al. 2012). Außerdem ist die Spannweite der Ergebnisse groß. Dies gilt insbesondere für die tierische Produktion, wo es außer für Milch nur wenige Studien gibt.

Tab. 4.10 Überblick zum Vergleich der Energieeffizienz von ökologischer und konventioneller Landbewirtschaftung

Quelle	Anzahl ausgewerteter Studien/Vergleichspaare	Datengrundlage	Kernaussage ökologischer Landbau (Durchschnitt im Verhältnis zu konventionellem Landbau)
<i>Metaanalyse</i>			
Sanders/Hess 2019	21/42	Fruchtfolge	18 % besser
	1/31	Pilotbetriebe	15 % besser
Tuomisto et al. 2012	k. A./34	LCA-Studien	21 % besser
<i>Review</i>			
Lynch et al. 2011	3	Ackerkulturen	20–24 % besser
Meier et al. 2015 (Energiebedarf je Produkteinheit)	6	Ackerkulturen	56 % besser bis 14 % schlechter
	5	Obst und Gemüse	25 % besser bis 104 % schlechter
	8	Milch	56 % bis 7 % besser
Stolze et al. 2000	12	Pflanzenbaukulturen/landwirtschaftliche Betriebe	in den meisten Fällen besser

Eigene Zusammenstellung

Schließlich ist darauf hinzuweisen, dass Energieeffizienz und Nettoenergieproduktion (je Flächeneinheit in der geernteten Biomasse gebundene Energie abzüglich des Energieinputs) negativ korreliert sind. Mit der Intensivierung der Agrarproduktion in den letzten Jahrzehnten hat sich die Energieeffizienz deutlich verschlechtert, während die Nettoenergieproduktion pro Flächeneinheit



angestiegen ist (Gomiero et al. 2011). Dies bedeutet, dass im Falle einer besseren Energieeffizienz des ökologischen Landbaus die Nettoenergieproduktion nur dann nicht stark beeinträchtigt wird, wenn die Ertragsdifferenz zur konventionellen Landwirtschaft nicht zu groß ist.

### Stickstoffeffizienz

Der Stickstoffinput umfasst die Stickstoffzufuhr im Pflanzenbau durch Saatgut, Deposition von Stickstoff, organische und mineralische Düngung und symbiotische N<sub>2</sub>-Fixierung. Der Stickstoffoutput entspricht dem Stickstoffentzug in der geernteten pflanzlichen Biomasse (Trockenmasseertrag mal Stickstoffgehalt in der Trockenmasse). Stickstoffeffizienz bezeichnet das Verhältnis von Stickstoffinput und -output und ist ein Indikator für die Effizienz der Ressourcennutzung (Sanders/Hess 2019, S.230). Der Stickstoffsaldo wird als Differenz von Stickstoffinput und -output berechnet und ist insbesondere im Hinblick auf potenzielle Umweltwirkungen relevant.

Der *Stickstoffinput* ist im ökologischen Pflanzenbau systembedingt in der Regel deutlich niedriger als im konventionellen Pflanzenbau. Allerdings weisen die in einer Metaanalyse ausgewerteten Untersuchungen eine hohe Spannweite auf. In Einzelfällen können die Stickstoffinputs in ökologischen Fruchtfolgen die Inputs in konventionellen Fruchtfolgen deutlich übersteigen, beispielsweise aufgrund hoher Leguminosenanteile an der Fruchtfolge und/oder hoher Aufwandmengen organischer Dünger (Sanders/Hess 2019, S.232).

Der *Stickstoffoutput* ist im ökologischen Landbau ebenfalls im Durchschnitt niedriger als im konventionellen. Dies ist vor allem auf geringere Erträge und Rohproteingehalte im ökologischen Landbau zurückzuführen (Sanders/Hess 2019, S.234 f.).

Die *Stickstoffeffizienz* ist nach der Metaanalyse von Sanders und Hess (2019, S.236 f.) für Fruchtfolgen (26 Studien, 64 Vergleichspaare) um 12,5% und bei den Pilotbetrieben (1 Studie, 31 Vergleichspaare) um 18% besser im ökologischen Landbau. Insbesondere bei den Vergleichsuntersuchungen zu Fruchtfolgen und einzelnen Kulturen ist relevant, dass in den beiden Landwirtschaftssystemen nicht nur unterschiedliche Stickstoffmengen, sondern auch unterschiedliche Düngerformen genutzt werden. Während im konventionellen Landbau meist schnell wirksame Mineraldünger eingesetzt wurden, waren es im ökologischen Landbau überwiegend längerfristig wirkende organische Dünger. Bei kurzer Versuchslaufzeit können deshalb die Ertragswirkung und die Stickstoffeffizienz organischer Dünger unterschätzt werden, weil organisch gebundener Stickstoff zunächst in der organischen Bodensubstanz gespeichert wird und erst langfristig mineralisiert und pflanzenverfügbar wird (Sanders/Hess 2019, S.237).



Unter den hier diskutierten Stickstoffkenngrößen treten die größten Unterschiede zwischen ökologischem und konventionellem Landbau beim *Stickstoffsaldo* auf. Die Metaanalyse bestimmt für die Fruchtfolgeversuche einen um 45 % niedrigeren Stickstoffsaldo für die ökologischen Varianten und beim Vergleich der Pilotbetriebe einen um 78 % niedrigeren Stickstoffsaldo für die ökologischen Betriebe. Lediglich bei einzelnen Vergleichspaaren wies der ökologische Landbau einen schlechteren Stickstoffsaldo auf (Sanders/Hess 2019, S.239). Damit sind in der Regel die flächenbezogene Stickstoffverlustpotenziale im ökologischen Landbau niedriger (Sanders/Hess 2019, S.245).

*Zusammenfassend* ist zur Ressourceneffizienz festzustellen, dass hinsichtlich der Energie- und Stickstoffeffizienz die Datenlage für grundsätzliche Tendenzaussagen ausreichend ist. Auf der Basis der bisherigen Vergleichsuntersuchungen und ihrer Auswertungen sind allerdings keine differenzierten Aussagen nach Betriebsmerkmalen, wie Rechtsform, Produktionsausrichtung oder -region, möglich. Außerdem entsprechen in den bisherigen Vergleichsanalysen die zugrunde gelegten Bewirtschaftungsintensitäten nicht immer realen Praxisbedingungen, und die analysierten Systeme sind teilweise nicht vergleichbar (z.B. hinsichtlich Stickstoffzufuhr und Fruchtfolgen). Die Langzeitwirkungen organischer Dünger sowie die langfristige Ressourceneffizienz im ökologischen Landbau bedürfen weiterer Untersuchungen mittels Langzeitversuchen und Praxiserhebungen in repräsentativen Betrieben.

---

### 4.2.4 Bewertung der Vergleichsansätze und des Kenntnisstands

Die Auswertung der bisher durchgeführten Vergleichsuntersuchungen von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft ergibt im Hinblick auf eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung folgenden Kenntnisstand:

- › *Abdeckung der Nachhaltigkeitsdimensionen:* Die meisten Vergleichsuntersuchungen sind bisher im Bereich der ökologischen Dimension durchgeführt worden (Kap. 4.2.3). Bei der ökonomischen Dimension besteht eine relativ gute Studienlage hinsichtlich landwirtschaftlicher Erträge und einzelbetrieblicher Wirtschaftlichkeit (Kap. 4.2.1). Vergleichsuntersuchungen fehlen zu einigen wichtigen ökonomischen Aspekten, wie z.B. Liquidität, Investitionen, betriebliche Resilienz und regionale Wertschöpfung. Viele soziale Aspekte der Nachhaltigkeit (z.B. Arbeitsplätze, Arbeitsbedingungen, Hofnachfolge, Kooperationen) sind nicht oder nur selten untersucht worden. Einzig zum Vergleich der Nahrungsmittelqualität liegen relativ viele Untersuchungen vor (Kap. 4.2.2). Insgesamt ist die Anzahl der Studien je nach Themenstellung bzw. Indikator sehr unterschiedlich. Somit besteht kein gleichwertiger Kenntnisstand zu den verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen und hinsichtlich der Indikatoren innerhalb der Dimensionen.

#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

- › *Aussagekraft der Vergleichsuntersuchungen:* Angesichts der zeitlichen Beschränkung der meisten wissenschaftlichen Vergleichsuntersuchungen und der Heterogenität der Untersuchungsansätze sind als Ergebnis von Metaanalysen und Reviews nur grundsätzliche Aussagen möglich, d. h., ob im Durchschnitt bei einem Indikator (mit ausreichender Datengrundlage) der ökologische oder der konventionelle Landbau Vorteile bietet. Nur in Ausnahmefällen liegen bisher kontinuierlich erhobene Daten vor, die auch eine zeitliche Entwicklung abbilden: Dies gilt für den Vergleich des durchschnittlichen Betriebseinkommens in Deutschland auf Basis des Testbetriebsnetzes (Kap. 4.2.2) sowie für Daten aus den wenigen Langzeitversuchen, in denen beispielsweise die Entwicklung des organischen Bodenkohlenstoffgehaltes erfasst wurde. Eine wiederholt vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungssysteme im Sinne eines Monitorings ist somit bislang nicht möglich.
- › *Differenzierungen innerhalb der Landwirtschaftssysteme:* Die Metaanalysen und Reviews geben bisher nur für wenige Indikatoren (z. B. landwirtschaftliche Erträge, Kap. 4.2.1) Hinweise auf Unterschiede bei der Ausprägung der Differenzen zwischen ökologischem und konventionellem Landbau im Hinblick auf Faktoren wie Kulturarten, Betriebstypen oder Ländergruppen. Wünschenswerte bzw. notwendige Differenzierungen nach agrarstrukturellen Merkmalen, wie Betriebsgröße bzw. Rechtsform (juristische Personen versus Einzelbetrieb), Haupt- und Nebenbetrieb, Produktionsausrichtung (Betriebe mit und ohne Viehhaltung) oder regionaler Standort, sind derzeit nicht möglich.
- › *Räumliche Erfassung:* Die große Mehrheit der Vergleichsuntersuchungen (inklusive der Langzeitversuche) ist in der nördlichen Hemisphäre bzw. in Industrieländern durchgeführt worden. Vergleichsergebnisse sind damit auf diesen geografischen Bereich begrenzt. Vergleichsuntersuchungen zu Aspekten der ökologischen gegenüber der konventionellen Landwirtschaft im globalen Süden bzw. Entwicklungsländern sind selten. Bei Untersuchungen in Entwicklungsländern stellt die Wahl des angemessenen konventionellen Vergleichssystem – moderne intensive oder aber traditionelle extensive Landbewirtschaftungssysteme – eine besondere Herausforderung dar (landwirtschaftliche Erträge in Kap. 4.2.1).
- › *Systemare Wirkungen:* Die meisten Erkenntnisse zum Vergleich von ökologischem und konventionellem Landbau liegen für unmittelbare Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion vor. Nur sehr wenige Untersuchungen befassen sich mit systemaren Zusammenhängen, wie z. B. Ernährungssicherung, volkswirtschaftliche Effekte, Auswirkung auf das Ernährungsverhalten oder THG-Emissionen über die gesamte Lebensmittelkette hinweg. Die Ergebnisse solcher Untersuchungen sind in erheblichem Maße von den gewählten Systemgrenzen und -abbildungen sowie Annah-



mesetzungen abhängig. Vergleiche systemarer Wirkungen stehen noch sehr am Anfang.

Vergleichsuntersuchungen beruhen auf Daten von Versuchspartzen bzw. -feldern, Versuchsbetrieben oder landwirtschaftlichen Betrieben. Die Versuchsanordnung und die Datenerhebung sind bisher in vielen Fällen noch mit methodischen Schwächen verbunden, die zu der großen Streuung der Ergebnisse bei vielen der diskutierten Indikatoren führt. Wichtige *methodische Problembereiche* sind:

- > *Repräsentativität der Feldversuche*: Die Forschungsfragen der einzelnen Studien sind oftmals nicht primär auf eine vergleichende Bewertung für Nachhaltigkeitsindikatoren ausgerichtet, sondern behandeln spezifische Problemstellungen der landwirtschaftlichen Anbaupraxis, wie z. B. Düngung, Bodenbearbeitung und Fruchtfolge. Daher entsprechen die verglichenen Bewirtschaftungsausprägungen der ökologischen und konventionellen Versuchsvarianten nicht immer der typischen Praxis in landwirtschaftlichen Betrieben.
- > *Repräsentativität von untersuchten Betrieben*: Vergleichsuntersuchungen landwirtschaftlicher Betriebe umfassen häufig keine repräsentative Stichprobe von Vergleichsbetrieben, sondern einzelne Betriebspaare werden über bestehende Betriebsnetzwerke und Kontakte ausgewählt und sind somit nicht zwangsläufig ein gutes Abbild der landwirtschaftlichen Praxis insgesamt. Außerdem behindert dies eine systematische Evaluation von Einflussfaktoren wie Standort, Produktionsausrichtung, Bewirtschaftungsdauer und andere betriebliche Charakteristika (Wirz et al. 2018, S. 37).
- > *Vergleich gleichwertiger oder typischer Versuchsanordnungen bzw. Betriebe*: In vielen Fällen werden bei Feldversuchen in den ökologischen und konventionellen Varianten möglichst viele Faktoren gleich gestaltet, d. h. beispielsweise die gleichen Kulturen angebaut und ein einheitliches Düngungsniveau angewendet. Die Vergleichsvarianten unterscheiden sich wesentlich in der Art der Düngemittel und des Pflanzenschutzes als zentral unterschiedliche Merkmale von ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung. Dies ist soweit sinnvoll, als vergleichende Aussagen zu den Wirkungen der systemkennzeichnenden Anbauverfahren für einzelne Kulturen getroffen werden sollen. Aussagen zu den Wirkungen der gesamten Landwirtschaftssysteme unter Berücksichtigung unterschiedlicher Fruchtfolgen und Intensitätsniveaus sind damit nicht möglich. Analog werden bei Vergleichsuntersuchungen landwirtschaftlicher Betriebe oftmals Betriebspaare mit weitgehend gleichen Strukturmerkmalen wie Betriebsgröße, Produktionsausrichtung und Viehbesatz gebildet, um Auswirkungen der ökologischen bzw. konventionellen Bewirtschaftung ohne den Einfluss weiterer Faktoren bestimmen zu können. Damit werden allerdings die agrarstruk-

#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

turellen Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft (Kap. 2.2.4) nicht abgebildet.

- › *Vergleichbare Rahmenbedingungen:* Vergleiche sind nur aussagekräftig, wenn die Ausgangsbedingungen der ökologischen und der konventionellen Betriebe vergleichbar sind. Dies gilt insbesondere für die Bodenfruchtbarkeit (bei Untersuchungen zu Ertrag und Bodenparametern) und für die Landschaftsstruktur (bei Untersuchungen zur Biodiversität). Ebenso führt eine Nährstoffzufuhr in der ökologischen Variante via Wirtschaftsdünger aus konventioneller Landwirtschaft zu Verzerrungen (Kirchmann et al. 2016). Außerdem können unterschiedliche Qualifikationen der konventionell und ökologisch wirtschaftenden Betriebsleiter (unterschiedliche Berufserfahrung, unterschiedliche Aus- und Weiterbildungen der Betriebsleiter innerhalb beider Landbausysteme) die Ergebnisse beeinflussen (Wirz et al. 2018, S. 37).
- › *Zeitraum der ökologischen Bewirtschaftung:* Die bisher durchgeführten Vergleichsuntersuchungen analysierten landwirtschaftliche Betriebe bzw. Versuchsbetriebe, deren Umstellung auf ökologischen Landbau unterschiedlich lange zurücklag (Wirz et al. 2019, S. 38). Die Dauer der ökologischen Bewirtschaftung ist jedoch bei einer Reihe von Indikatoren, wie z. B. Erträgen, betrieblichem Einkommen, organischem Bodenkohlenstoffgehalt und Wirkungen auf die Biodiversität, von erheblicher Bedeutung und führt über längere Zeiträume zu besseren Resultaten für die ökologische Bewirtschaftung.
- › *Studiendauer:* Die meisten Parzellen- bzw. Feldversuche laufen nur über wenige Jahre. Solche faktorielle Feldversuche sind geeignet, um Effekte von einzelnen oder einer begrenzten Zahl von Bewirtschaftungsmaßnahmen zu bestimmen. Langzeitversuche sind dagegen der geeignete Untersuchungsansatz, um das Gesamtsystem zu erfassen und Landwirtschaftssysteme einander gegenüberzustellen (Mäder/Mayer 2014). Bisher gibt es allerdings nur sehr wenige Langzeitversuche. Ebenso wären längerfristige Datenerhebungen in landwirtschaftlichen Betrieben wünschenswert, um systemare und über die Zeit eintretende Wirkungen vergleichend bewerten zu können. Erhebungen zu Kenngrößen der Biodiversität wurden aufgrund des hohen Erhebungsaufwands oftmals nur in einem Jahr durchgeführt.
- › *Wahl der Bezugseinheiten:* Die vergleichende Bewertung von Nachhaltigkeitsleistungen erfordert sachgerechte Bezugseinheiten. Für viele Indikatoren sind die Bezugseinheiten unstrittig. So wird die landwirtschaftliche Produktivität in der pflanzlichen Produktion als Ertrag pro ha und in der tierischen Produktion als Leistung pro Tier gemessen. Für die einzelbetriebliche Wirtschaftlichkeit wird üblicherweise das Einkommen auf eine Arbeitskraft, in der sozialen Dimension der Arbeitseinsatz auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche bezogen; hierdurch wird gewährleistet, dass unter-



schiedliche Betriebe (z. B. im Hinblick auf Betriebsgröße und Arbeitskräftebesatz) vergleichbar sind. Teilweise kontrovers diskutiert werden die Bezugseinheiten für die ökologische Dimension. In vielen Publikationen, insbesondere zu LCA-Studien, werden Ergebnisse zu verschiedenen Indikatoren der ökologischen Dimension sowohl je Flächeneinheit als auch je Produkteinheit angegeben. Oftmals wird dabei die Angemessenheit der beiden Bezugsgrößen nicht diskutiert (Sanders/Hess 2019, S. 86). Dabei haben die Indikatoren in den Bereichen Bodenschutz, Gewässerschutz und Biodiversität eindeutig einen lokalen Bezug, sodass sie auf die Flächeneinheit bezogen werden sollten. Bei THG-Emissionen und Ressourceneffizienz besteht dagegen kein lokaler Bezug. Da die global wirksamen THG-Emissionen und der Ressourcenverbrauch von der landwirtschaftlichen Gesamtproduktion bestimmt werden, gibt es hier gute Argumente für die Bezugsgröße je Produkteinheit. Dabei ist zu beachten, dass damit die landwirtschaftliche Produktion als statistisches System betrachtet wird, also die landwirtschaftliche Produktionsmenge als feststehend unterstellt wird. Mögliche parallele Entwicklungen zur Ausweitung des ökologischen Landbaus, wie veränderte Ernährungsweisen oder verringerte Lebensmittelverluste, würden den Bezug zur Produktionseinheit relativieren (Klimaschutz in Kap. 4.2.3).

- › *Berücksichtigung von Wechselwirkungen:* Viele Vergleichsuntersuchungen beschränken sich auf einzelne Indikatoren. Isolierte, disziplinenbasierte Einzeluntersuchungen zu ökologischen Indikatoren ermöglichen alleine nicht, positive und negative Wechselwirkungen innerhalb von Agrarökosystemen, wie beispielsweise zwischen Faktoren des Boden-, Gewässer- und Klimaschutzes, zu analysieren (Wirz et al. 2018, S. 39). Die Abwägung zwischen höherer Flächenproduktivität und negativen ökologischen Effekten (z. B. Bodendegradation und Biodiversitätsverluste), wie sie im konventionellen Landbau bzw. umgekehrt im ökologischen Landbau besteht, ermöglicht unterschiedliche Bewertungen und wird dementsprechend kontrovers diskutiert.
- › *Einbeziehung von vor- und nachgelagerten Bereichen:* Nur in LCA-Studien zu THG-Emissionen und zur Energieeffizienz werden die Vorketten mit ihrem Energieverbrauch einbezogen. Lebenszyklusanalysen enden meist beim landwirtschaftlichen Betrieb (»Hoftor«), Untersuchungen zur gesamten Lebensmittelkette sind sehr selten. Eine vergleichende systematische Analyse der Zusammenhänge zwischen ökologischer bzw. konventioneller Landwirtschaft und ihren Vorketten (z. B. Futtermittelerzeugung, Düngemittelherstellung, Transportaufwand für Inputs) einerseits sowie den nachgelagerten Bereichen von Lagerung, Verarbeitung, Transport, Distribution/Handel bis zum Konsumenten und seinem Lebensstil) andererseits mit Berücksichtigung ökonomischer, sozialer und ökologischer Effekte steht noch aus. Dementsprechend wurde bisher die Nachhaltigkeitsperformance

des gesamten Agro-Food-Systems nicht ausreichend erfasst (Wirz et al. 2018, S. 38).

*Metaanalysen und Reviews* geben einen Überblick über den aktuellen wissenschaftlichen Kenntnisstand. Eine quantitative und statistische Auswertung von Daten aus Vergleichsuntersuchungen mittels Metaanalyse ist nur möglich, wenn Studien in ausreichender Anzahl und Güte vorliegen. Metaanalysen existieren zum Vergleich pflanzlicher Erträge, betrieblicher Gewinne, Lebensmittelqualität, Bodenparameter (organischer Bodenkohlenstoffgehalt, Bodenmikrobiologie, Regenwürmer), Stickstoffaustrag, Wirkung auf Biodiversität (Ackerflora, Gliederfüßer bzw. Insekten, Vögel), THG-Emissionen sowie Energie- und Stickstoffeffizienz. Diese und weitere Themenfelder werden außerdem in einer Reihe von Reviews, also qualitativen Analysen vorliegender Publikationen, behandelt (Kap. 4.2.1 bis 4.2.3). Nur zwei Reviews geben einen gemeinsamen Überblick zu Vergleichen in der ökonomischen, sozialen und ökologischen Dimension (Reganold/Wachter2016; Seufert/Ramankutty 2017). Gemeinsam ist allen diesen Arbeiten, dass sie sehr unterschiedliche Vergleichsuntersuchungen zusammenführen. Wichtige Problembereiche sind:

- › Vergleichsuntersuchungen, basierend auf Versuchsfeldern, Versuchsbetrieben und landwirtschaftlichen Betrieben, werden in Metaanalysen gemeinsam ausgewertet. Die verschiedenen Datenquellen werden nur selten in den Veröffentlichungen quantitativ dokumentiert und getrennt ausgewertet.
- › Insbesondere Metaanalysen führen Daten von unterschiedlichen Ländern und Standorten, betrieblichen Bedingungen sowie Bewirtschaftungsvarianten zusammen. Diese Vielfalt erschwert es, die Repräsentativität der Ergebnisse zu beurteilen und Differenzierungen innerhalb der Landwirtschaftssysteme zu bestimmen. Dies ist außerdem eine wesentliche Ursache für die große Spannweite der Ergebnisse bei vielen Indikatoren.
- › Die Versuchsdesigns und Untersuchungsmethoden weisen teilweise starke Unterschiede auf. Systemübergreifende Faktoren (Boden, Klima) der Vergleichspaare sollten übereinstimmen, systemspezifische Faktoren (z. B. Düngeart und -niveau, Fruchtfolge) sollten charakteristisch für das Bewirtschaftungssystem gestaltet sein. Deshalb ist ein kritischer Punkt bei Metaanalysen, welche Studien einbezogen werden. Die Metaanalyse von Sanders und Hess (2019, S. 75 ff.) für die Stickstoffauswaschung zeigt beispielsweise, dass bei Anlegung strengerer Qualitätskriterien und damit einer Reduktion der einbezogenen Studien die Spannweite der Ergebnisse kleiner und der durchschnittliche Unterschied zwischen ökologischem und konventionellem Landbau größer wird.

Vergleichende *LCA-Studien* zu verschiedenen Indikatoren ökologischer Nachhaltigkeit kommen zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen (Kap. 4.2.3), sodass auf dieser Basis gesicherte Aussagen zu den Umweltauswirkungen ökologischer



gegenüber konventioneller Bewirtschaftung schwierig sind. Relevante Problem-bereiche bei Lebenszyklusanalysen sind (Meier et al. 2015; Wirz et al. 2018, S.38):

- › *Betriebliche Datenbasis:* In vielen Fällen liegen nur wenige Vergleichsbe-triebe zugrunde, sodass die Repräsentativität für die Landwirtschaftssys-teme unsicher ist.
- › *Systemgrenzen:* Die meisten LCA-Studien enden am »Hoftor« und unter-stellen, dass die nachgelagerten Verarbeitungs-, Transport- und Vermark-tingswege von ökologischen und konventionellen Lebensmitteln gleich sind. Diese Annahme ist problematisch, aber derzeit ist der Kenntnisstand für eine Differenzierung nicht ausreichend.
- › *Inventardaten:* In vielen LCA-Studien wird beim Inventar nicht adäquat zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft differenziert. Beispielsweise werden bei den N-Emissionen oft für die extensive ökologi-sche Landwirtschaft die gleichen Annahmen wie bei der intensiven konven-tionellen Landwirtschaft getroffen, weil für die ökologische Landwirtschaft verlässliche Backgrounddaten fehlen (Wirz et al. 2018, S.19).
- › *LCA-Ansatz:* Die meisten Studien verwenden einen attributiven Ansatz, d.h., sie betrachten nur den Lebensweg des untersuchten Produktes bei einer Status-quo-Situation. Damit bleiben Veränderungen bei Koppelpro-dukten und andere Veränderungen bei einer Ausweitung des ökologischen Landbaus unberücksichtigt.

---

### 4.2.5 Fazit

Aus der Analyse der vorliegenden Vergleichsuntersuchungen zwischen ökolo-gischer und konventioneller Landwirtschaft ergibt sich zusammenfassend fol-gender Kenntnisstand (Tab. 4.11): Die Größenordnung der durchschnittlichen Unterschiede ist für pflanzenbauliche Erträge und einige ökologische Indikato-ren wissenschaftlich abgesichert. Danach sind die Erträge im ökologischen Landbau durchschnittlich um 20 bis 25% niedriger als im konventionellen Landbau, während bei einer Reihe von ökologischen Indikatoren der ökologi-sche Landbau besser abschneidet. Diese Aussagen basieren auf zahlreichen Ver-gleichsuntersuchungen, die in mehreren Metaanalysen und Reviews ausgewer-tet wurden.

Qualitative Aussagen ohne genaue Größenordnung sind für einige weitere Indikatoren möglich. Die ökologische Landwirtschaft verursacht niedrigere ex-terne Kosten, und ökologische Lebensmittel weisen höhere Gehalte an einigen ernährungsphysiologisch relevanten Inhaltsstoffen auf.



#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

Tab. 4.11 Überblick zu den Vergleichsergebnissen ökologische versus konventionelle Landwirtschaft

Themenfeld	Nachhaltigkeitsindikator	Relation ökologischer zu konventionellem Landbau (Durchschnitt)	Anmerkungen
<i>ökonomische Nachhaltigkeitsdimension</i>			
landwirtschaftliche Produktivität	Erträge im Pflanzenbau	20–25% niedriger	abhängig u. a. von Kulturart, Dauer der ökologischen Bewirtschaftung, Intensität der konventionellen Bewirtschaftung
einzelbetriebliche Wirtschaftlichkeit	betrieblicher Gewinn (bzw. Einkommen)	meistens höher	abhängig von Preispremium und staatlicher Förderung
volkswirtschaftliche Wirkungen	externe Kosten	niedriger	Umfang unsicher, wenige Abschätzungen
Verbraucherpreise und Kosten für Haushalte	Lebensmittelpreise für Warenkorb	deutlich höher	unveränderter Warenkorb unterstellt, wenige Abschätzungen
regionale Ökonomie	Anteil regionaler Vermarktung	keine Aussage möglich	keine Vergleichsstudien
	regionale Wertschöpfung	keine Aussage möglich	keine Vergleichsstudien
<i>soziale Nachhaltigkeitsdimension</i>			
Arbeitsplätze	betrieblicher Arbeitseinsatz	keine Aussage möglich	keine aktuellen Vergleichsstudien
Arbeitsbedingungen und Soziales	verschiedene Indikatoren	keine Aussage möglich	wenige Fallstudien, keine Verständigung zu Indikatoren
globale Ernährungssicherheit	Lebensmittelproduktion entsprechend Bedarf	unsicher, nur bei geändertem Ernährungsverhalten	zwei Szenarienstudien, abhängig von vielen Faktoren
Nahrungsmittelqualität	Gehalte an ernährungsphysiologisch relevante Inhaltsstoffen	höhere für einige Inhaltsstoffen	hohe Heterogenität der Ergebnisse, Datenlage nicht für alle Lebensmittelgruppen und wichtigen Inhaltsstoffen ausreichend
	Pestizidrückstände	erheblich niedriger	

## 4.2 Kenntnisstand aus Vergleichsuntersuchungen



gesundheitliche Wirkungen	Biomarker bzw. Gesundheitszustand	keine Aussage möglich	wenige Vergleichsstudien, grundsätzlich schwierig zu bestimmen
<i>ökologische Nachhaltigkeitsdimension</i>			
Bodenschutz	organischer Bodenkohlenstoffgehalt	6–28 % höher	Bodenbearbeitung wichtiger Einflussfaktor
	Regenwürmer	80–90 % höher	Individuenzahl und Biomasse
	Bodenmikrobiologie	positive Wirkung	verschiedene Kenngrößen
	Bodenerosion Bodenverdichtung	niedriger niedriger	deutliche Hinweise Hinweise
Gewässerschutz	Stickstoffaustrag	ca. 30 % niedriger (je Flächeneinheit)	Spannweite der Ergebnisse groß, Einfluss der Studienqualität
	Phosphorausstrag	keine Aussage möglich	Studien zur P-Auswaschung nicht vergleichbar, keine Studien zum Austrag über Bodenerosion
Biodiversität	Ackerflora	Artenzahl und Abundanz deutlich höher	
	Vögel	Artenzahl und Abundanz höher	abhängig von Landschaftsstruktur
	Gliederfüßer, Insekten, Bestäuber	Artenzahl und Abundanz höher	hohe Heterogenität der Vergleichsstudien
Klimaschutz	Lachgasemission	ca. 25 % niedriger	relativ wenige experimentelle Studien
	THG-Emissionen insgesamt	niedriger je Flächeneinheit, vermutlich höher je Produkteinheit	uneinheitliche Ergebnisse der LCA-Studien
Ressourceneffizienz	Energieeffizienz	20–25 % besser	Spannweite der Ergebnisse groß, tierische Produktion außer Milch kaum untersucht
	Stickstoffeffizienz	12–18 % besser	längerfristige Wirkung organischer Dünger unzureichend berücksichtigt
	Stickstoffsaldo	45–80 % besser	

Eigene Zusammenstellung



#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

Die Verbraucherpreise und Kosten für die Haushalte sind bei ökologischen Lebensmitteln deutlich höher. Aufgrund der geringen Studienzahl bzw. der Heterogenität der Untersuchungen kann die Größenordnung der Unterschiede jedoch nicht genauer abgeschätzt werden. Schließlich sind für einige der untersuchten Themenfelder keine abgesicherten Aussagen möglich, weil keine oder zu wenige Vergleichsuntersuchungen vorliegen oder Untersuchungsansätze bzw. Ergebnisse zu unterschiedlich sind.

Die drei Dimensionen der Nachhaltigkeit sind bisher sehr unterschiedlich untersucht worden. Die meisten Vergleichsstudien wurden zu Themenfeldern und Indikatoren der ökologischen Dimension durchgeführt. Eine gute Datenlage besteht auch hinsichtlich der landwirtschaftlichen Erträge sowie der betrieblichen Einkommen. Themenfelder der sozialen Dimension sind bisher sehr unzureichend vergleichend untersucht worden, mit Ausnahme der Nahrungsmittelqualität. Außerdem ist auffällig, dass sich die Vergleichsstudien auf die pflanzliche Produktion konzentrieren.

Die zuvor getroffenen inhaltlichen Aussagen beschreiben prinzipielle Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft. Die Durchschnittswerte bedeuten, dass in unterschiedlichem Umfang einzelne Betriebe bzw. Betriebsgruppen auch gegenläufige Ausprägungen aufweisen können.

Differenzierungen der Vergleichsergebnisse nach wichtigen naturräumlichen und ökonomischen Bedingungen der landwirtschaftlichen Betriebe, wie Betriebstypen, Standorten, Regionen und Ländern, können derzeit nicht vorgenommen werden. Ebenso ist eine Abbildung zeitlicher Entwicklungen der Nachhaltigkeitsperformance von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft nicht möglich; eine Ausnahme stellt der Vergleich der betrieblichen Gewinne in Deutschland dar.

Die durchgeführten Vergleichsuntersuchungen weisen teilweise methodische Schwächen bzw. Defizite auf, die ihre Interpretation und ihre Auswertung in Metaanalysen erschweren. Relevante methodische Problembereiche sind:

- › *Repräsentativität*: Das Design von Feldversuchen bzw. die Auswahl landwirtschaftlicher Vergleichsbetriebe spiegelt nicht immer die typische landwirtschaftliche Praxis wider.
- › *Vergleichbare Rahmenbedingungen*: Die Standort- und Betriebsbedingungen beim Vergleich ökologischer und konventioneller Betriebe sind nicht immer gut dokumentiert bzw. gleichwertig.
- › *Zeitraum der ökologischen Bewirtschaftung*: Vergleichsuntersuchungen erfolgen auf Feldern bzw. Betrieben, deren Umstellung auf ökologischen Landbau unterschiedlich lange zurückliegt, was bei einigen Indikatoren die Ergebnisse beeinflusst.
- › *Studiendauer*: Kurz-, mittel- und längerfristige Erhebungsdauern zu ansonsten gleichen Fragestellungen erschweren den Vergleich der Ergebnisse.



- › *Untersuchungsparameter und Erhebungsmethoden:* In einigen Themenbereichen fehlt eine Verständigung auf einheitliche Untersuchungsparameter und Erhebungsmethoden.
- › *Bezugseinheit:* Bei einigen Indikatoren ist die angemessene Bezugseinheit – Flächeneinheit oder Produkteinheit – umstritten.
- › *Wechselwirkungen:* Viele Vergleichsstudien untersuchen nur einen oder wenige Wirkungsparameter, sodass gegenseitige Abhängigkeiten zwischen Indikatoren nicht gut bearbeitet sind.
- › *Systemgrenzen und Inventardaten von LCA-Studien:* Unterschiedliche Systemgrenzen, das Ende am »Hoftor« ohne Berücksichtigung nachgelagerter Bereiche und die unzureichende Berücksichtigung der Spezifika des ökologischen Landbaus bei der Wirkungsabschätzung führen häufig zu unterschiedlichen, nicht vergleichbaren Ergebnissen.

Einige wichtige Fragestellungen der Nachhaltigkeit lassen sich nicht alleine auf der Ebene der landwirtschaftlichen Produktion, sondern nur in ihren systemaren Zusammenhängen beantworten. Dies gilt beispielsweise für Ernährungssicherung, volkswirtschaftliche Wirkungen, Auswirkung auf das Ernährungsverhalten und THG-Emissionen über die gesamte Lebensmittelkette hinweg. Entsprechende Abschätzungen sind bisher selten durchgeführt worden und in besonderem Maße von den gewählten Systemgrenzen und -abbildungen sowie Annahmesetzungen abhängig.

---

### 4.3 Potenzielle Datenquellen für systematische Vergleichsuntersuchungen von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

Daten zur Landwirtschaft werden in vielfältiger Form erhoben und aufbereitet. Die vorliegenden Daten sind aber nicht per se auf eine Bestimmung landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit oder gar auf eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft ausgerichtet.

Geeignete Datenquellen sind jedoch die Voraussetzung für systematische Vergleichsuntersuchungen. Daten werden für eine adäquate Abbildung aller Nachhaltigkeitsdimensionen, eine repräsentative Erfassung der Landwirtschaftssysteme und eine Darstellung zeitlicher Entwicklungen benötigt. In diesem Kapitel wird diskutiert, welche Datenquellen zur Verfügung stehen und welche Nachhaltigkeitsaspekte damit erfasst werden können sowie welche Ansatzpunkte zur Weiterentwicklung und Nutzung bestehen.

### 4.3.1 Buchführungsergebnisse (Testbetriebsnetz)

Im Testbetriebsnetz des BMEL werden jährlich Daten zur wirtschaftlichen Lage der Landwirtschaft einschließlich des Garten- und Weinbaus erhoben. Dazu werden Buchführungsabschlüsse von repräsentativ ausgewählten Betrieben nach Rechtsform- und Erwerbstyp, Betriebsformen, Betriebsgrößen und Gebieten gegliedert und ausgewertet. Die Gruppenbildung für die Auswahl und Auswertung der Testbetriebe erfolgt auf der Grundlage der Verordnung (EG) Nr. 1242/2008.<sup>41</sup> Dieses Klassifizierungssystem basiert auf wirtschaftlichen Kriterien für die beiden Merkmale Betriebsform (betriebswirtschaftliche Produktionsausrichtung) und wirtschaftliche Betriebsgröße. Die Betriebsform eines landwirtschaftlichen Betriebs wird durch den Anteil einzelner Produkte und Betriebszweige am gesamten Standardoutput, die wirtschaftliche Betriebsgröße durch die Höhe des gesamten Standardoutputs des Betriebs bestimmt (Wirz et al. 2018, S. 41).

Die Buchführungsergebnisse der Betriebsstichprobe werden mittels Hochrechnung auf die repräsentierte Gesamtheit der landwirtschaftlichen Betriebe bezogen, indem die jeweiligen Durchschnittswerte von Testbetriebsgruppen mit der Zahl der zugehörigen Betriebe gemäß der Agrarstrukturerhebung gewichtet werden (BMEL 2018c, S. 39). Zielsetzung der Auswertung der Buchführungsergebnisse ist, die wirtschaftliche Situation und die Einkommenslage der Landwirtschaft darzustellen.

Die im Testbetriebsnetz erfassten Buchführungsergebnisse beinhalten Bilanzergebnis, Anlage-, Tier-, Umlauf- und Bilanzvermögen, Eigenkapital, Verbindlichkeiten, Investitionen, Umsatzerlöse, Material- und Personalaufwand, Rentabilität und Cashflow, Fremdkapital und Verschuldungsgrad. Daraus werden Jahresüberschuss, Gewinn plus Personalaufwand je Arbeitskraft, Gesamteinkommen sowie die Eigenkapitalveränderung der Betriebe berechnet. Die Ergebnisauswertung des Testbetriebsnetzes liefert somit einen umfangreichen Einblick in die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland (Wirz et al. 2018, S. 42).

Ein Vergleich von Betrieben des ökologischen Landbaus mit vergleichbaren konventionell wirtschaftenden Betrieben auf der Basis der Buchführungsergebnisse des Testbetriebsnetzes wird für die Vergleichsbetriebe insgesamt und für verschiedene Betriebsformen im Statistischen Jahrbuch des BMEL, das jährlich erscheint, veröffentlicht (BMEL 2018d, S. 133 ff.).

Im Wirtschaftsjahr 2016/2017 waren von den 8.329 Testbetrieben 472 ökologisch wirtschaftende Betriebe (BMEL 2018c). Die regionale Verteilung der ökologisch wirtschaftenden Betriebe im Testbetriebsnetz und ihre Zusammensetzung nach Betriebsform und wirtschaftlicher Betriebsgröße repräsentieren

<sup>41</sup> Verordnung (EG) Nr. 1242/2008 zur Errichtung eines gemeinschaftlichen Klassifizierungssystems der landwirtschaftlichen Betriebe



nicht unbedingt die sektoralen Gegebenheiten, da die ökologische Bewirtschaftung beim Stichprobenplan kein Auswahlkriterium ist. Außerdem erfolgt die Auswertung für die Ökobetriebe nur für Haupterwerbsbetriebe in ihrer Gesamtheit und wesentliche Betriebsformen, da die Stichprobe für weitere Untergliederungen noch zu klein ist (Wirz et al. 2018, S. 41 f.).

Wenn zukünftig eine repräsentative Stichprobe der ökologischen Betriebe erhoben werden sollte, dann stellen die Buchführungsergebnisse eine wichtige Datenquelle für einen Vergleich von konventionellen und ökologischen Betrieben in der Nachhaltigkeitsdimension Ökonomie dar. Um weitere Themenbereiche der ökonomischen Dimension abzudecken, wäre die Erhebung weiterer Daten z. B. zu regionalen Wertschöpfungsketten notwendig (Wirz et al. 2018, S. 42).

---

#### 4.3.2 Farm Accountancy Data Network

Die Daten des Farm Accountancy Data Network (FADN) auf EU-Ebene werden aus Buchführungsdaten repräsentativ ausgewählter landwirtschaftlicher Betriebe in jedem Mitgliedstaat gebildet. In Deutschland ist das Thünen-Institut für das Sammeln und Aufbereiten nationaler Daten verantwortlich. Dafür werden die Buchführungsdaten von Haupterwerbsbetrieben aus dem deutschen Testbetriebsnetz genutzt, gemäß der FADN-Methodik aufbereitet und mit weiteren Daten, z. B. vom statistischen Amt der Europäischen Union, Eurostat, ergänzt. Betriebe werden nach geografischem Gebiet, wirtschaftlicher Betriebsgröße und betriebswirtschaftlicher Ausrichtung gruppiert. Die FADN-Daten geben einen umfassenden Überblick über die wirtschaftliche Lage landwirtschaftlicher Betriebe der gesamten Europäischen Union (Wirz et al. 2018, S. 42).

In der FADN-Datenbank sind ökologisch wirtschaftende Betriebe vertreten. Es bestehen dieselben Schwachstellen wie bei der Erhebung der Buchführungsergebnisse des deutschen Testbetriebsnetzwerkes. Die Daten sind potenziell geeignet, um Vergleiche der Wirtschaftlichkeit von konventionellen und ökologischen Betrieben auch über Nationalstaaten hinaus vorzunehmen (Wirz et al. 2018, S. 42).

---

#### 4.3.3 Zentrale InVeKoS-Datenbank

Das Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS) wurde im Zuge der GAP-Reform seit 1992 schrittweise eingeführt und dient der Meldung und Dokumentation von Zahlungsansprüchen im Rahmen der EU-Basisprämienregelung. Es ist somit ein Kontrollinstrument für die Agrarausgaben der EU (Wirz et al. 2018, S. 47). Von allen Betrieben mit Zahlungsansprüchen liegen Informationen vor:

^  
> 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft  
v

- > zur Lage und Größe aller Acker- und Grünlandflächen,
- > eine Übersicht über Fruchtfolgenanteile,
- > zum Umfang und zu der Art der ökologischen Vorrangflächen (Stilllegung, Randstreifen, Zwischenfrucht etc.) sowie
- > zum Umfang und zu der Art weiterer Agrarumweltmaßnahmen.

Die Zentrale InVeKoS-Datenbank (ZID) ist aufgrund des Datenschutzes nicht öffentlich zugänglich. Die ZID kann eine wichtige Informationsquelle zu Flächennutzungen und Transferzahlungen darstellen.

---

#### 4.3.4 Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere

Mit dem Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere (HIT oder HI-Tier) werden in Deutschland der Tierbestand und die Bewegungen zwischen Betrieben von Rindern, Schweinen, Schafen, Ziegen und Pferden erfasst. Landwirte, Viehhändler und Schlachthöfe sind meldepflichtig. Die Datenbank wird vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (StMELF) betrieben und soll eine höhere Transparenz über die Herkunft und den Lebenslauf der Tiere schaffen, um die Rückverfolgbarkeit gewährleisten sowie Tierseuchen bekämpfen zu können (Wirz et al. 2018, S. 44).

Außerdem besteht nach dem Tierarzneimittelgesetz eine Meldepflicht für den Einsatz von Antibiotika, die in der Tierarzneimittel(TAM)-Datenbank dokumentiert werden. Bei jeder Meldung an HI-Tier- und TAM-Datenbanken gibt ein Tierhalter Daten zur Nutzungsart, zum Tierbestand und zu Bestandsänderungen sowie zur eingesetzten Substanz ein (Wirz et al. 2018, S. 44).

Die HI-Tier- und TAM-Datenbanken sind nicht öffentlich zugänglich, d. h., Forschungseinrichtungen und Privatpersonen haben keinen Zugriff. Grundsätzlich sollte es aber möglich sein, die Betriebe anhand der Betriebsnummern in ökologisch und konventionell zu clustern und die Daten entsprechend auszuwerten, was von einer staatlichen Stelle beauftragt werden müsste (Wirz et al. 2018, S. 44).

---

#### 4.3.5 Agrarstatistik des Bundes und der Länder – Landwirtschaftszählung, Agrarstrukturerhebung und weitere

Landwirtschaftszählungen werden rund alle 10 Jahre, Agrarstrukturerhebungen im 3-jährigen Rhythmus durchgeführt. Im Jahr 2010 wurde eine allgemeine Agrarstrukturerhebung als Hauptbestandteil der Landwirtschaftszählung und im Jahr 2013 als Stichprobenerhebung durchgeführt (Destatis 2019b). Die letzte Agrarstrukturerhebung 2016 war eine Kombination aus allgemeiner und Stichprobenerhebung. Landwirtschaftszählung und Agrarstrukturerhebung sind gemäß dem Agrarstatistikgesetz Erhebungen mit Auskunftspflicht. Agrarstruk-



turerhebungen werden gemeinsam vom Statistischen Bundesamt und den Statistischen Ämtern der Länder durchgeführt. Die Daten liegen auf Bundes-, Landes- und Kreisebene vor. Folgende Bereiche werden erfasst:

- > Betriebsstruktur (Betriebsgrößenklassen, betriebswirtschaftliche Ausrichtung, sozialökonomische Betriebstypen und Rechtsformen)
- > Flächennutzung und Viehhaltung
- > Arbeitskräfte

Zu diesen Kennzahlen aus der ökonomischen Dimension liegen Auswertungen zur Landwirtschaft insgesamt und gesondert zur ökologischen Landwirtschaft vor. Außerdem werden im Rahmen der Agrarstrukturerhebung Daten zu einzelnen landwirtschaftlichen Produktionsmethoden erfasst:

- > Bodenbearbeitungsverfahren
- > Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdünger
- > Bewässerung

Zu diesen Bereichen, die von Relevanz für Wirkungen in der ökologischen Dimension sind, gibt es keine gesonderte Auswertung für den ökologischen Landbau. Weiterhin werden in den Landwirtschaftszählungen bzw. Agrarstrukturerhebungen einige Kennzahlen für den sozialen Bereich erhoben:

- > demografische Daten (Altersstruktur; Frauenanteil)
- > Hofnachfolger
- > Qualifikation der Betriebsleiter/Geschäftsführer (höchster Abschluss der landwirtschaftlichen Berufsbildung)
- > Eigentums- und Pachtverhältnisse in den landwirtschaftlichen Betrieben
- > Einkommenskombinationen in landwirtschaftlichen Betrieben

Auch in den Veröffentlichungen zu diesen Datenreihen wird nicht zwischen konventioneller und ökologischer Landwirtschaft unterschieden. Regelmäßige statistische Erhebungen liegen außerdem vor zu:

- > Anbauflächen nach Kulturarten (jährliche Bodennutzungshaupterhebung)
- > Erntemengen und Hektarerträge (Ernteerhebungen für Feldfrüchte, Gemüse, Obst, Reben bzw. Trauben)
- > Schlachtungen und Fleischerzeugung (sekundärstatistisch auf Basis der Meldungen der amtlichen Veterinäre)

Für die Anbauflächen gibt es getrennte Auswertung für den ökologischen Landbau, bei Erntemengen und Erträgen nur bei Gemüse, bei der Fleischerzeugung nicht.

Die Agrarstatistik des Bundes und der Länder stellt somit umfangreiche Informationen zur Agrarstruktur und Flächennutzung, zur pflanzlichen und tierischen Produktion, zu ausgewählten landwirtschaftlichen Produktionsme-



thoden sowie zu einigen sozialen Indikatoren bereit. Nur für einige Parameter liegt eine gesonderte Auswertung für den ökologischen Landbau vor. Voraussetzung für Vergleiche von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft wäre, dass die jeweiligen Erhebungsparameter in ökologische und konventionelle Untergruppen differenziert werden, was bisher nicht der Fall ist.

---

### 4.3.6 Europäische Agrarstatistik

Aufgabe des statistischen Amtes der Europäischen Union, Eurostat, ist die Verarbeitung und Veröffentlichung vergleichbarer statistischer Daten auf europäischer Ebene. Die Datenerhebung erfolgt durch die Statistikbehörden der EU-Mitgliedstaaten. Einheitliche Informationen zur Agrarstruktur werden im Rahmen der Landwirtschaftszählungen (Agricultural Census) und landwirtschaftlichen Betriebsstrukturerhebungen (Farm Structure Survey – FSS) erhoben. Die Statistiken von Eurostat umfassen folgende Bereiche:

- > Struktur der landwirtschaftlichen Betriebe
- > landwirtschaftliche Erzeugnisse
- > Agrarpreise und Agrarpreisindizes
- > landwirtschaftliche Gesamtrechnung
- > ökologische Landwirtschaft
- > Landwirtschaft und Umwelt (Agrarumweltindikatoren)

Zum ökologischen Landbau stehen derzeit folgende Daten zur Verfügung:

- > Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe
- > Anzahl der Hersteller (verarbeitende Betriebe, Importeure, Exporteure, Großhändler, Einzelhändler etc.)
- > landwirtschaftliche Fläche
- > Tierhaltung (Anzahl Tiere)
- > Pflanzenproduktion (Produktionsmengen)
- > Tierproduktion (Produktionsmengen)
- > Produktion aus Aquakultur
- > Anzahl der Betriebe, die Produkte aus dem ökologischen Landbau verarbeiten, basierend auf der Klassifizierung der statistischen Systematik der Wirtschaftszweige in der Europäischen Gemeinschaft (Nomenclature statistique des activités économiques dans la Communauté européenne – NACE)

Die verfügbaren Daten zum ökologischen Landbau sind somit begrenzt. Für die Landwirtschaft der Mitgliedstaaten insgesamt stehen dagegen umfangreiche Daten zur ökonomischen Dimension (z. B. Agrarstruktur, Produktion, Wertschöpfung, Handel) und begrenzt zur sozialen Dimension (z. B. Beschäftigung, Ausbildung) zur Verfügung, die einen Vergleich zwischen verschiedenen Ländern und Regionen ermöglichen. Wie bei der nationalen Agrarstatistik fehlt



bisher eine Auswertung nach konventioneller und ökologischer Landwirtschaft für die Kennzahlen, sodass Vergleiche auf dieser Basis derzeit nicht möglich sind. Die Agrarumweltindikatoren sind noch im Aufbau. Sie beziehen sich auf den Agrarsektor und erlauben keine Zuordnung zur konventionellen bzw. ökologischen Bewirtschaftung.

In der Agrarstatistikstrategie für 2020 wird betont, dass sich die Bedarfe an landwirtschaftlichen Daten ändern und künftig Indikatoren aus ökonomischen, ökologischen und sozialen Bereichen abgefragt werden sollten (Eurostat 2015). Als ersten Schritt dahin hat die Europäische Kommission einen Vorschlag für eine flexible und modulare Agrarstatistik vorgelegt. Die Verordnung (EU) 2018/1091<sup>42</sup> wurde 2018 verabschiedet und ersetzt die Verordnung (EG) Nr. 1116/2008. Im Jahr 2020 wird erstmals die Landwirtschaftszählung unter dem neuen Rechtsrahmen durchgeführt.

### **Agri benchmark**

Das beim Thünen-Institut angesiedelte »agri benchmark«, ist ein globales Netzwerk von Forschungseinrichtungen, die eng mit lokalen Produzenten und Beratern zusammenarbeiten. Es nutzt international standardisierte Methoden zur Analyse der Wirtschaftlichkeit landwirtschaftlicher Betriebe und Produktionssysteme. Die Umsetzung dieser Methode führt innerhalb der Expertenpanels immer wieder zu Diskussionen, da international unterschiedliche Buchhaltungs- und Erfassungssysteme angewendet werden (Wirz et al. 2018, S. 40).

Dabei wird der Ansatz »typischer Betriebe« genutzt: Ähnliche Betriebe in einem Staat oder einer Region werden aggregiert und durch Experteninputs ergänzt, um regionale Produktionssysteme zu identifizieren und zu charakterisieren. Die Datenerhebung erfolgt auf wenigen ausgewählten Betrieben. In Deutschland wird zwischen verschiedenen typischen Betrieben im Bereich Rindermast (6 für Deutschland), Mutterkuhhaltung (4), Schweinehaltung (11) und Ackerbau (14) unterschieden. Diese typischen Betriebe bilden jeweils eine größere Zahl ähnlicher Betriebe ab (Wirz et al. 2018, S. 40).

Eine explizite Unterscheidung zwischen konventionell und ökologisch wirtschaftenden Betrieben gibt es nicht. Für Deutschland sind sechs Regionen mit typischen Ökobetrieben festgelegt. Diese regionenspezifischen Betriebe können nicht mit konventionellen Betrieben verglichen werden, da im konventionellen Bereich nur produktionsspezifische typische Betriebe erfasst werden (Wirz et al. 2018, S. 40).

Eine Aggregation auf Deutschland bzw. auf ein Landwirtschaftssystem ist nicht vorgesehen, da die Erhebung auf individuellen Betrieben basiert und dies nicht Zielsetzung von agri benchmark ist. Zusätzlich sind die erhobenen Daten

---

<sup>42</sup> Verordnung (EU) 2018/1091 über integrierte Statistiken zu landwirtschaftlichen Betrieben und zur Aufhebung der Verordnungen (EG) Nr. 1166/2008 und (EU) Nr. 1337/2011



aus Datenschutzgründen nur zu einem geringen Anteil frei zugänglich (Wirz et al. 2018, S. 40).

### Netzwerk ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe

Das 2009 begonnene und 2019 abgeschlossene Projekt wurde von der Technischen Universität München, dem Thünen-Institut sowie dem Ingenieurbüro für Ökologie und Landwirtschaft gemeinsam bearbeitet und umfasste ein Netzwerk von 80 vollerwerblichen Pilotbetrieben mit ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung in regionalen Clustern. Das Netzwerk lieferte betriebliche Daten zu Stoff- und Energieflüssen auf Betriebsebene, Ressourceneffizienz sowie Tierwohl und Tierarzneimittelleinsatz. Zielsetzung war, Erkenntnisse zum Einfluss von Entwicklungen in der Landwirtschaft auf Stoff-, Energie- und Nährstoffeffizienz zu gewinnen (Wirz et al. 2018, S. 43 f.).

Ökologisch und konventionell wirtschaftende Betriebe wurden in diesem Projekt explizit nach ökologischen Parametern verglichen. Diesem Vergleich lag eine einheitliche Erhebungsmethode der Daten zugrunde. Weiterhin wurde darauf geachtet, dass sich immer zwei zu vergleichende Betriebe im gleichen Naturraum befanden. Eine Aggregation auf die Gesamtheit der beiden Systeme ist jedoch aufgrund der geringen Stichprobengröße nicht möglich (Wirz et al. 2018, S. 44).

Insgesamt erlauben die Projektergebnisse allgemeine Aussagen zum Systemvergleich ökologischer und konventioneller Landbau. Sie dienen der Methodenentwicklung für ein Monitoringsystem basierend auf »on-farm research« (Hülsbergen 2019). Ein solches aufzubauendes Monitoringsystem wäre mit entsprechendem organisatorischem und finanziellem Aufwand verbunden.

### Daten des Umweltbundesamtes

Das Umweltbundesamt stellt für die verschiedenen Bereiche der Ökologie Daten zur Verfügung. Die Daten werden aus Umweltmessprogrammen, statistischen Erhebungen, eigenen Berechnungen und Forschungsvorhaben zusammengetragen. Folgende Bereiche werden abgedeckt (UBA 2018):

- › *Klima*: Treibhausgasemissionen
- › *Biodiversität*: ausgewählte Vogelarten im Agrarland, Dauergrünlandflächen, Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert, ökologisch hochwertige Brachen und andere Stilllegungsflächen, Absatz von Pflanzenschutzmitteln
- › *Stickstoff*: Düngemittelleinsatz, Stickstoffbilanz, Eintrag Stickstoff in Oberflächengewässer, Eutrophierung von Nord- und Ostsee, Nitrat im Grundwasser, Ammoniakemissionen in die Luft, Eutrophierung und Versauerung von Landökosystemen

### 4.3 Potenzielle Datenquellen für systematische Vergleichsuntersuchungen



- > *Böden*: Humusgehalte, Verdichtung, Erosion durch Wasser und Wind
- > *Luft*: Emission von Schadstoffen in die Luft
- > *Wasser*: Pflanzenschutzmittel im Grundwasser, Antibiotikaeinsatz in der Tiermedizin, ökologischer und chemischer Zustand der Fließgewässer, Zustand Nord- und Ostsee
- > *Flächennutzung*: ökologischer Landbau, virtueller Flächenimport, virtuelles Wasser

Daten zum Zustand der Umwelt werden dadurch mit Entwicklungen in der landwirtschaftlichen Produktion in Verbindung gesetzt. Eine Zuordnung der Umweltwirkungen zur ökologischen bzw. konventionellen Landbewirtschaftung ist nicht möglich (Wirz et al. 2018, S. 47).

#### **Sozialversicherung für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau**

Die Sozialversicherung für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau (SVLFG) ist eine bundesunmittelbare Körperschaft des öffentlichen Rechts mit Selbstverwaltung als Träger für die landwirtschaftliche Sozialversicherung. Die SVLFG ist zuständig für die Durchführung der landwirtschaftlichen Unfallversicherung, der Alterssicherung der Landwirte, der landwirtschaftlichen Krankenversicherung und der landwirtschaftlichen Pflegeversicherung. Statistiken liegen u. a. vor zu (SVLFG 2018; Wirz et al. 2018, S. 48):

- > Mitgliedsunternehmen und Altersstruktur der Mitglieder
- > Versicherte und Rentenempfänger
- > Arbeits- und Wegeunfälle
- > Betriebs- und Haushaltshilfe
- > Rehabilitations- und Vorsorgemaßnahmen

Eine Unterscheidung zwischen konventionell und ökologisch bewirtschafteten Betrieben wird nicht vorgenommen.

---

#### **4.3.7 Fazit**

Nachhaltigkeitsbewertungen sollten die ökonomische, die soziale und die ökologische Dimension gleichermaßen abdecken. Die Agrarstatistik und andere Datensammlungen sind allerdings traditionell auf andere Ziele ausgerichtet, wie die Bereitstellung von Informationen beispielsweise zur Agrarstruktur und zur wirtschaftlichen Entwicklung der Landwirtschaft. Die Analyse potenzieller Datenquellen zeigt, dass eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft über alle Dimensionen derzeit nur sehr begrenzt möglich ist. Die wichtigsten Ursachen sind:

#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

- *Begrenzte Auswertungen zur ökologischen Landwirtschaft:* Nur zu einer begrenzten Anzahl von Nachhaltigkeitsindikatoren liegen Datenauswertungen für den ökologischen Landbau vor. Nicht in allen Fällen, wo dies schon jetzt mit den vorhandenen Daten möglich wäre, erfolgt eine getrennte Auswertung und Veröffentlichung.
- *Keine Daten zur konventionellen Landwirtschaft alleine:* Soweit Daten zum ökologischen Landbau veröffentlicht sind, können diese derzeit in der Regel nur mit der Grundgesamtheit, also mit den Daten für konventionelle und ökologische Landwirtschaft insgesamt, verglichen werden. Ausnahme sind die Buchführungsergebnisse vergleichbarer konventioneller und ökologischer Betriebe aus dem Testbetriebsnetz und das Projekt Pilotbetriebe. Für Vergleiche wäre eine grundsätzliche Differenzierung der verfügbaren Daten in solche für den ökologischen und den konventionellen Landbau notwendig.
- *Unzureichende räumliche und betriebliche Differenzierung:* Während Agrarstrukturdaten zum ökologischen Landbau auch für die Ebene der Bundesländer vorliegen, stehen die meisten anderen Daten nur für die Bundesebene zur Verfügung. In der Regel fehlen ebenso Differenzierungen nach Betriebsform und wirtschaftlicher Betriebsgröße. Deshalb können nur sehr begrenzt Aussagen zu Unterschieden innerhalb der ökologischen Landwirtschaft getroffen werden. Bei den Buchführungsergebnissen des Testbetriebsnetzes stößt eine differenzierte Auswertung an Grenzen, da die ökologischen Teilgruppen der Stichprobe dann zu klein werden.
- *Zeitabstände der Erhebungen:* Ein Teil der Daten wird nur in größeren Intervallen erhoben. So wird in der sozialen Dimension nur alle 10 Jahre im Rahmen der Landwirtschaftszählung nach der Hofnachfolge gefragt. Die für die ökologische Dimension relevanten Bereiche Stallhaltungsverfahren und Düngemittel, Bewässerung sowie Bodenbewirtschaftungspraktiken sollen nach der Verordnung (EU) 2018/1091 nur alle 6 Jahre erhoben werden.
- *Fehlende Daten für Nachhaltigkeitsindikatoren:* In allen drei Dimensionen stehen derzeit zu einzelnen Indikatoren keine Daten zur Verfügung. In der ökonomischen Dimension gilt dies beispielsweise für die regionale Vermarktung. In der sozialen Dimension betrifft dies u. a. die Entlohnung und Qualifikation (Aus- und Fortbildung) von abhängig Beschäftigten, Arbeitsbedingungen und Nahrungsmittelqualität. Daten fehlen für eine Reihe von Indikatoren in der ökologischen Dimension, u. a. zu Humusbilanz, Stickstoffsaldo, Agrobiodiversität und Tierwohl.
- *Zugänglichkeit von Daten:* Ein Teil der erhobenen Daten (z. B. ZID, HI-Tier) ist aus Datenschutzgründen nicht frei zugänglich.

Insbesondere bei bestimmten Indikatoren der ökologischen Dimension sind die entsprechenden Daten in den allermeisten Fällen in den landwirtschaftlichen Betrieben nicht vorhanden und abrufbar. Dies gilt beispielsweise für den



organischen Bodenkohlenstoffgehalt sowie für Indikatoren der Biodiversität, wie Artenzahl und Abundanz von Feldvögeln oder Bodenerosion. Aufgrund des Erhebungsaufwands wäre es unverhältnismäßig, landwirtschaftliche Betriebe zu einer Datenerhebung zu verpflichten. In diesen Fällen kann nur über das staatliche Umweltmonitoring und Forschungsprojekte eine Datenbasis geschaffen werden.

In Einzelfällen verfügen landwirtschaftliche Betriebe über Daten, die bisher nicht erfasst werden, aber für vergleichende Nachhaltigkeitsbewertungen relevant sind, beispielsweise betriebliche Stickstoff- und Phosphorsalden sowie Humusbilanzen. Der jährliche Stickstoffüberschuss des Sektors Landwirtschaft ist ein Indikator der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (Kap. 3.4) und wird aus der Stickstoffzufuhr abzüglich der Abfuhr von Stickstoff auf Sektorebene berechnet (Destatis 2018f, S. 12). Landwirtschaftliche Betriebe ab 15 ha LF sind nach § 8 der Düngeverordnung (DüV)<sup>43</sup> verpflichtet, einen betrieblichen Nährstoffvergleich für Stickstoff und Phosphor zu erstellen, und verfügen somit über Betriebssalden für Stickstoff und Phosphor. Diese Betriebssalden werden allerdings stark von Richt- und Schätzwerten der DüV, insbesondere zu Abfuhr und Verlusten, beeinflusst (Landwirtschaftskammer NRW 2018, S. 48) und sind daher in ihrer Aussagekraft eingeschränkt.

Bei einzelbetrieblichen Nachhaltigkeitsbewertungen mit Instrumenten wie DLG, KSNL, RISE oder SMART (Kap. 3.2) werden auf der Betriebsebene Primärdaten zu allen drei Dimensionen der Nachhaltigkeit erhoben. Da die Anzahl der anwendenden Betriebe gering ist und die teilnehmenden Betriebe nicht repräsentativ sind, ist auf Basis einzelbetrieblicher Nachhaltigkeitsbewertungen eine Hochrechnung auf das gesamte landwirtschaftliche System und damit ein Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft nicht möglich. Zudem sind diese Informationen nicht frei zugänglich (Wirz et al. 2018, S. 50).

Nicht alle Nachhaltigkeitsindikatoren lassen sich alleine mit in der Landwirtschaft erhobenen Daten bestimmen, da sie systemare Zusammenhänge abbilden. So muss beispielsweise für die Bestimmung der Energieeffizienz bei der Erzeugung landwirtschaftlicher Produkte der Energieverbrauch der Vorketten mittels Lebenszyklusanalyse bestimmt und einbezogen werden. Dies gilt ebenso für andere Umweltindikatoren, wenn sie auf ökologische bzw. konventionelle Lebensmittel bzw. Lebensmittelketten bezogen werden. Die Qualität einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung für diese Indikatoren hängt damit nicht alleine von den landwirtschaftlichen Primärdaten, sondern gleichermaßen von der Zuverlässigkeit der Lebenszyklusanalyse (z. B. im Hinblick auf Systemgrenzen oder Inventardaten; Kap. 4.2.3) ab.

Indikatoren wie Ernährungssicherheit und regionale Wertschöpfung lassen sich nur mit entsprechenden Modellanalysen abschätzen. Die Ergebnisse

---

43 Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV)



solcher Modellanalysen werden erheblich von Systemgrenzen, der Modellierung der Systemzusammenhänge und von Annahmesetzungen beeinflusst. Da hier insbesondere die Folgen von Veränderungsprozessen wie die Zunahme der ökologischen Landbewirtschaftung interessieren, handelt es sich dann um Abschätzungen zukünftiger Situationen, die in der Regel mit Szenarien analysiert werden müssen.

Schließlich sind eine erweiterte Nutzung vorhandener Daten und ein Ausbau der Datenbasis vom gewählten Vergleichsansatz abhängig. Zwei Vergleichsansätze, die beide ihre Berechtigung haben, sind zu unterscheiden:

- › *Vergleich von vergleichbaren Betrieben bzw. Betriebsgruppen:* Hierbei werden konventionelle und ökologische Betriebe mit ähnlichen Standortbedingungen und Produktionsfaktoren miteinander verglichen, wie beispielsweise die Buchführungsergebnisse des Testbetriebsnetzes. Die große Mehrheit der wissenschaftlichen Vergleichsuntersuchungen auf der Basis von Feldversuchen beruht ebenfalls auf diesem Ansatz bzw. strebt ihn an. Damit können Aussagen getroffen werden, wie sich konventionelle und ökologische Bewirtschaftung bei vergleichbaren Rahmenbedingungen auf Nachhaltigkeitsindikatoren auswirken. Die Zugrundelegung gleicher Rahmenbedingungen impliziert allerdings, dass die Struktur des Agrarsektors insgesamt als statisch angesehen wird, sich also durch Umstellung auf ökologischen Landbau nicht verändert. Dieser Vergleichsansatz ist insbesondere für prinzipielle Vergleiche der Nachhaltigkeitsperformance bei einzelnen Indikatoren geeignet.
- › *Vergleich von typischen Betrieben bzw. Betriebsgruppen:* Hier geht es darum, Nachhaltigkeitseffekte unter Berücksichtigung der strukturellen Unterschiede zwischen konventioneller und ökologischer Landwirtschaft zu erfassen. Dabei sollten die Vergleichsgruppen die typischen Unterschiede bei Standorten, Produktionsfaktoren und Betriebsformen berücksichtigen. Langzeitversuche folgen häufig diesem Vergleichsansatz, indem sie die typische Produktionstechnik der jeweiligen Systeme mit ihren Veränderungen über die Zeit abbilden (Mäder/Mayer 2014). Dieser Vergleichsansatz ermöglicht den Vergleich repräsentativer Konstellationen. Bei Vollerhebungen oder Hochrechnungen von Daten in den drei Dimensionen sind Aussagen zur Nachhaltigkeitsperformance von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft über die Zeit im Sinne eines Monitorings möglich.

---

### 4.4 Möglichkeiten und Grenzen des Vergleichs von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

Zum Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft liegt eine große Anzahl von Studien zu verschiedenen Themenfeldern vor. Vergleichsun-



tersuchungen zu einigen Themenfeldern bzw. Indikatoren sind mit Metaanalysen ausgewertet worden, sodass in diesen Fällen auch quantitative Aussagen möglich sind. Gleichzeitig gibt es für die Nachhaltigkeitsbewertung wichtige Themenfelder, für die keine Vergleichsuntersuchungen vorliegen oder die Datenlage ungenügend ist. Nur wenige Reviews haben bisher versucht, die Ergebnisse zu einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung über die ökonomische, die soziale und die ökologische Dimension hinweg zusammenzufassen. Insgesamt können derzeit nur grundsätzliche Aussagen zur Nachhaltigkeitsperformance der ökologischen im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft getroffen werden.

Aus der Analyse der vorliegenden Vergleiche von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft können wichtige Herausforderungen bei einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme abgeleitet werden. Diese Herausforderungen sind:

- > *Systemdefinition:* Für Nachhaltigkeitsbewertungen auf einer Aggregationsstufe zwischen dem einzelnen landwirtschaftlichen Betrieb und dem gesamten Agrarsektor sind prinzipiell verschiedene Abgrenzungen von landwirtschaftlichen Systemen denkbar. Beispielsweise ist eine Unterteilung der deutschen Landwirtschaft nach Betriebsform (bzw. Produktionsrichtung; Kap. 2.2.3) und wirtschaftlicher Betriebsgröße gängig, um die wirtschaftliche Lage der Landwirtschaft zu erfassen (Kap. 4.3). Eine vergleichbare Systembildung für ökologische und soziale Fragen der Nachhaltigkeit existiert dagegen nicht. Für einen Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft spricht, dass damit gut an gesellschaftliche Diskurse angeknüpft und eine agrarpolitisch relevante Unterteilung vorgenommen wird sowie hierzu die meisten Vorarbeiten und Ergebnisse vorliegen.
- > *Zielsetzung:* Eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung kann einerseits auf grundsätzliche Aussagen und andererseits auf ein Monitoring der Nachhaltigkeitsperformance über die Zeit zielen. Daraus ergeben sich unterschiedliche Untersuchungsansätze, mit differierenden Anforderungen an die Datenerfassung und -auswertung. Die Zielsetzung von Nachhaltigkeitsbewertungen landwirtschaftlicher Systeme sollte eindeutig festgelegt sein.
- > *Systemdifferenzierung:* Mit dem Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft wird der gesamte Agrarsektor in nur zwei landwirtschaftliche Systeme unterteilt, basierend auf der jeweiligen Produktionsweise. Damit werden die große Vielfalt landwirtschaftlicher Betriebe und die Variationen bei den Effekten jeweils in einem System zusammengefasst. Unterschiede in den Nachhaltigkeitswirkungen, bedingt durch naturräumliche Bedingungen, wirtschaftliche Betriebssituation und Qualität des Betriebsmanagements, können stärker sein als der Einfluss der konventionellen bzw. ökologischen Produktionsweise. Deshalb sollten neben den durchschnittlichen Nachhaltigkeitseffekten wichtige Differenzierungen innerhalb der beiden Landwirtschaftssysteme erfasst werden.

#### 4 Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft

- › *Nachhaltigkeitsdimensionen und -indikatoren:* Die vorliegenden Ansätze zur Nachhaltigkeitsbewertung auf allen Aggregationsebenen erfassen die ökonomische, die soziale und die ökologische Dimension unterschiedlich gut. Insbesondere die soziale Dimension der Nachhaltigkeit wird bisher unzureichend abgebildet. Zusätzlich stehen nicht für alle als wünschenswert betrachteten Indikatoren Daten zur Verfügung. Eine systematische vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung erfordert also eine Weiterentwicklung der Indikatorsysteme, um Nachhaltigkeit umfassend abbilden zu können. Bei der Auswahl von Indikatoren für Themen und Unterthemen sollte auf bestehende Nachhaltigkeitsbewertungssysteme im Bereich Landwirtschaft aufgebaut werden.
- › *Zielwerte:* In der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung sind für jeden Indikator Zielwerte formuliert. Ebenso setzen die betrieblichen Nachhaltigkeitsbewertungssysteme die betrieblichen Ergebnisse in Relation zu vorgegebenen Zielwerten. Bei vergleichbaren Indikatoren sind die Zielwerte nicht immer identisch: Beispielsweise ist in der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie der Zielwert für den Stickstoffüberschuss 70 kg N/ha und Jahr, in mehreren betrieblichen Bewertungssystemen dagegen nur 50 kg N/ha und Jahr (Christinck et al. 2018, S. 102). Eine Herausforderung besteht darin, für verschiedene Aggregationsebenen möglichst zu einheitlichen Zielwerten zu gelangen. Zielwerte sollten gut, d.h. wissenschaftlich begründet sein und durch einen möglichst breiten Konsens der betroffenen gesellschaftlichen Gruppen getragen werden.
- › *Interaktionen und Zielkonflikte:* Viele Nachhaltigkeitsindikatoren sind nicht unabhängig voneinander, sondern es bestehen systemare Zusammenhänge zwischen ihnen. Beispielsweise besteht ein Zusammenhang zwischen der Entwicklung des organischen Bodenkohlenstoffgehalts und der Klimabilanz. Zwischen der einzelbetrieblichen Wirtschaftlichkeit in der ökonomischen Dimension und der Entlohnung bzw. den Arbeitsbedingungen abhängig Beschäftigter in der sozialen Dimension kann es potenziell zu einem Zielkonflikt kommen. Nachhaltigkeitsbewertungen sollten diese Interaktionen und möglicherweise daraus resultierende Zielkonflikte transparent machen.
- › *Datenverfügbarkeit und -quellen:* Eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung wird auf die Nutzung verschiedener Datenquellen wie Agrarstatistik, Test- bzw. Modellbetriebe, Umweltmonitoring und wissenschaftliche Vergleichsuntersuchungen angewiesen sein. Teilweise können benötigte Informationen durch eine entsprechende Auswertung vorhandener Daten, z. B. der Agrarstatistik, gewonnen werden. Für eine Reihe von Indikatoren sind aber neue Datenquellen bzw. -erhebungen notwendig. Die Kompatibilität verschiedener Datenquellen sollte gewährleistet werden.



- > *Repräsentativität und Vergleichbarkeit:* Die Ausgestaltung von Feldversuchen bzw. die Auswahl landwirtschaftlicher Betriebe in wissenschaftlichen Vergleichsuntersuchungen ist nicht immer repräsentativ für die ökologische und die konventionelle Landwirtschaft. Es bestehen Mängel sowohl hinsichtlich gleichwertiger Versuchsanordnungen als auch bei der Abbildung der für den ökologischen und den konventionellen Landbau typischen Konstellationen. Repräsentativität ist eine zentrale Voraussetzung, um Ergebnisse aus Vergleichsuntersuchungen bzw. -erhebungen verallgemeinern und zu zuverlässigen Vergleichen kommen zu können.
- > *Räumliche Systemgrenzen:* Eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung sollte sich auf Deutschland beziehen. Die landwirtschaftliche Produktion ist aber national und international mit vor- und nachgelagerten Wertschöpfungsketten vernetzt. Diese systemaren Zusammenhänge sind bei einem Teil der Indikatoren, z. B. bei der Energieeffizienz, einzubeziehen, insbesondere über Lebenszyklusanalysen. Dabei gibt es bisher keine einheitliche Vorgehensweise bei der Festlegung von Systemgrenzen, sodass die Ergebnisse von LCA-Studien sehr unterschiedlich ausfallen. Insbesondere mögliche Fernwirkungen, wie z. B. potenzielle indirekte Landnutzungsänderungen bei Futtermittelimporten, sind nicht einfach zu erfassen.
- > *Zeitliche Systemgrenzen:* Landwirtschaftssysteme entwickeln sich dynamisch, und Wirkungen entfalten sich teilweise erst mit Zeitverzug. Deshalb sind die Erhebungsdauer von Vergleichsuntersuchungen und der Zeitraum seit der Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung von Relevanz. Wünschenswert wäre die Festlegung von Mindeststandards für Vergleichsuntersuchungen, die in Nachhaltigkeitsbewertungen einbezogen werden sollen.
- > *Interpretierbarkeit:* Nachhaltigkeitsbewertungen benötigen für jeden Indikator eine sachgerechte Bezugseinheit. Für viele Indikatoren sind die Bezugseinheiten unstrittig. In einigen Fällen werden allerdings die Bezugsgrößen Flächeneinheit und Produkteinheit parallel genutzt und kontrovers diskutiert. Hierzu sind wissenschaftliche und gesellschaftliche Verständigungsprozesse notwendig, um die jeweils adäquate Bezugseinheit festzulegen.

Insgesamt sind somit noch viele Aufgaben zu lösen, um zu einer umfassenden Nachhaltigkeitsbewertung von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft zu gelangen, insbesondere wenn ein kontinuierliches Monitoring aufgebaut werden soll.



## 5 Handlungsoptionen

Ein globaler Rahmen für die Nachhaltigkeitspolitik besteht mit der »Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung« der Vereinten Nationen für die Periode von 2015 bis 2030. Die Agenda umfasst 17 Nachhaltigkeitsziele (SDGs), 169 Kriterien und 232 Indikatoren, wobei die erzielten Fortschritte mit nationalen Fortschrittsberichten dokumentiert werden (Kap. 3.4). Eine Reihe von SDGs sind für eine nachhaltige Landwirtschaft von hoher Relevanz. Die nationale Umsetzung der SDGs erfolgt mit der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung und ihren Indikatoren. Davon stehen 15 Indikatoren mit dem deutschen Agrarsektor in Verbindung, mit einem Schwerpunkt auf den Themenfeldern Emissionen und Energie. Nur drei Indikatoren (Stickstoffüberschuss, landwirtschaftliche Fläche unter ökologischer Bewirtschaftung, Teilindikator Bestand Vogelarten in der Agrarlandschaft) erfassen unmittelbar Entwicklungen in der Landwirtschaft. Die Entwicklung der deutschen Landwirtschaft im Hinblick auf Nachhaltigkeit wird somit nur sehr undifferenziert abgebildet.

Neben der nationalen Berichterstattung der Bundesregierung zur Nachhaltigkeit existieren mittlerweile einige Nachhaltigkeitsbewertungssysteme für landwirtschaftliche Betriebe (Kap. 3.2), Wertschöpfungsketten und Produkte (Kap. 3.3) sowie den gesamten Agrarsektor (Kap. 3.4). Diese sind sehr verschiedenartig ausgestaltet, weil sie unterschiedliche Zielsetzungen verfolgen und verschiedene Zielgruppen adressieren (Kap. 3.5). Betriebliche Nachhaltigkeitsbewertungssysteme dienen der Identifikation individueller Verbesserungspotenziale und einer Selbstreflexion durch die Betriebsleiter (Status- und Fortschrittsanalyse). Bei der Nachhaltigkeitsbewertung von Wertschöpfungsketten spielen die Erschließung neuer Märkte und die Koordination internationaler Netzwerke eine zentrale Rolle (Zertifizierung). Auf der sektoralen Ebene bildet die Status- und Fortschrittsanalyse von aggregierten und komplexen Systemen vor dem Hintergrund politischer Zielsetzungen den Schwerpunkt. Zusätzlich gibt es bei den Bewertungssystemen der jeweiligen Ebenen keine einheitliche Begriffssystematik und -hierarchie sowie Auswahl und Zuordnung von Indikatoren. Über alle Ebenen hinweg werden insbesondere die soziale Dimension von Nachhaltigkeit, das Tierwohl und die biologische Vielfalt unzureichend erfasst.

Bei den Auswirkungen des Agrarstrukturwandels auf die ökonomische, die soziale und die ökologische Nachhaltigkeit der Landwirtschaft ergibt sich ein heterogenes Bild (Kap. 2.5). Gleiches gilt für den Zusammenhang zwischen Betriebsgröße und Nachhaltigkeit der Betriebe. Bei der ökologischen Nachhaltigkeit ist neben der Betriebsgröße die Intensität der Produktion von erheblicher Relevanz, wobei nicht alle Aspekte der ökologischen Wirkungen bisher ausreichend untersucht worden sind. Die grundsätzliche Schwierigkeit besteht darin, dass technische Entwicklungen und die durch sie bewirkte Intensivierung und

Spezialisierung der Agrarproduktion mit steigender Flächen- und Arbeitsproduktivität einerseits und der landwirtschaftliche Strukturwandel andererseits sich gegenseitig bedingen. Außerdem finden Intensivierung und Spezialisierung mit ihren negativen Wirkungen in verschiedenen Betriebsstrukturen und -größen statt. Daher ist keine einfache und pauschale Einschätzung der Nachhaltigkeitswirkungen des Agrarstrukturwandels möglich, sondern eine differenzierte Betrachtung ist notwendig.

Eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme unterhalb der Ebene des gesamten Agrarsektors stellt potenziell eine Möglichkeit dar, um zu einem differenzierten Bild landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit zu gelangen. Dies wurde exemplarisch am Beispiel des Vergleichs von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft untersucht (Kap. 4). Zu diesem Vergleich gibt es eine große Anzahl von Studien in verschiedenen Themenfeldern. Vergleichsuntersuchungen zu einigen Themenfeldern bzw. Indikatoren sind durch Metaanalysen und Reviews ausgewertet worden. Auf dieser Basis sind einige grundsätzliche Aussagen zur Nachhaltigkeitsperformance der ökologischen im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft möglich. Gleichzeitig liegen für einige Themenfelder, die für eine Nachhaltigkeitsbewertung wichtig sind, keine Vergleichsuntersuchungen vor, oder die Datenlage ist ungenügend (Kap. 4.2.5). Über grundsätzliche Aussagen zu Nachhaltigkeitswirkungen der konventionellen bzw. ökologischen Landwirtschaft hinaus ist es derzeit nicht möglich, eine differenzierte Analyse und Darstellung der Nachhaltigkeitsperformance der beiden Landwirtschaftssysteme einschließlich ihrer zeitlichen Entwicklung in Deutschland vorzunehmen. Angesichts der Vielfalt der Strukturen und Produktionsbedingungen in der deutschen Landwirtschaft (Kap. 2.2) ist die Bestimmung durchschnittlicher Nachhaltigkeitseffekte nicht ausreichend. Naturräume bzw. Regionen, Betriebsformen (Produktionsausrichtung) sowie (wirtschaftliche) Betriebsgröße wären wichtige Ansatzpunkte für Differenzierungen.

Eine umfassende und systematische Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme, wie des konventionellen und ökologischen Landbaus, könnte einen wichtigen Beitrag zu einer besseren Erkenntnislage liefern. Mit einer Weiterentwicklung der Nachhaltigkeitsbewertungssysteme auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen, und noch mehr mit einer Abstimmung und gegebenenfalls Integration über Ebenen hinweg, ist umfangreicher Entwicklungs- und Handlungsbedarf verbunden. Eine Reihe von Maßnahmen wäre notwendig, um eine solche Nachhaltigkeitsbewertung zukünftig durchführen zu können. Handlungsbedarf kann in drei Bereichen identifiziert werden:

- > politischer Dialog zum Konzept der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft (Kap. 5.1),
- > Forschung zur Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme (Kap. 5.2),



- › Monitoring zur Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme als Erweiterung des Bioökonomie-Monitorings (Kap. 5.3).

Für diese Bereiche werden im Folgenden Handlungsoptionen herausgearbeitet.

---

## 5.1 Politischen Dialog zum Konzept der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft führen

In Politik, Gesellschaft und Wissenschaft bestehen unterschiedliche Vorstellungen, wie eine nachhaltige Entwicklung der Landwirtschaft zu gestalten ist. Handlungsbedarf, Ziele und Instrumente sind umstritten. Es macht beispielsweise einen Unterschied, ob man als Leitbild eine exportorientierte, hochspezialisierte und an Wettbewerbsgesichtspunkten orientierte Landwirtschaft vor Augen hat oder eine, die von kleinen, kooperierenden Einheiten ausgeht und auf regionale Versorgung hin ausgerichtet ist (Christinck et al. 2018, S. 97).

Unterschiedliche Sichtweisen auf Nachhaltigkeit bzw. voneinander abweichende Nachhaltigkeitsverständnisse beeinflussen die Ausgestaltung der Nachhaltigkeitsbewertungssysteme auf den verschiedenen Betrachtungsebenen. Dies zeigt sich insbesondere bei der Auswahl der Themen bzw. Unterthemen und Indikatoren (Kap. 3.5). Unterschiede beim Nachhaltigkeitsverständnis wirken sich bei der Konkretisierung aller Nachhaltigkeitsdimensionen sowie bei ihrer Gewichtung aus.

Ein Dialogprozess zum Verständnis und zu grundlegenden konzeptionellen Fragen der Nachhaltigkeit wäre eine wichtige Grundlage für die Weiterentwicklung von Nachhaltigkeitsbewertungen der deutschen Landwirtschaft. Gleichzeitig könnte ein solcher Dialog dazu beitragen, die Nachhaltigkeitspolitik zur Landwirtschaft weiterzuentwickeln. Die folgenden Handlungsoptionen beschreiben wichtige Elemente eines solchen Dialogs.

---

### 5.1.1 Dialog zum Verständnis von landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit initiieren

Nachhaltigkeit ist ein offener und dynamischer Begriff, hinter dem sich vielfältige und zum Teil gegensätzliche Interessen und Vorstellungen verbergen können. Die Folge ist, dass konkurrierende Visionen bzw. Leitbilder einer nachhaltigen Landwirtschaft im politischen und gesellschaftlichen Raum existieren, die nicht immer explizit formuliert werden. Nachhaltigkeitsbewertungen sind nicht unabhängig hiervon, vielmehr liegt ihnen jeweils ein bestimmtes Nachhaltigkeitsverständnis zugrunde. Dies spiegelt sich in der Strukturierung der Themen und Unterthemen, der Auswahl von Indikatoren und der Festlegung von Zielwerten wider.

Die Nachhaltigkeitssituation der deutschen Landwirtschaft wird mit den Indikatorberichten zur Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung als Gesamtstrategie nur unzureichend abgebildet. Der DLG-Nachhaltigkeitsbericht hat einen dezidierten Landwirtschaftsfokus und basiert auf einem multidimensionalen Nachhaltigkeitsverständnis, deckt aber nicht alle gesellschaftlichen Leitbilder und Zielvorstellungen ab (Kap. 3.4). Weiterentwicklungen der Nachhaltigkeitsbewertung des gesamten Agrarsektors ebenso wie auf anderen Betrachtungsebenen sollten mit einer Diskussion des Nachhaltigkeitsverständnisses beginnen. Auf der anderen Seite würden agrarpolitische Debatten und Entscheidungen gewinnen, wenn die ihnen zugrundeliegenden Wertvorstellungen und Leitbilder sowie die sich daraus abgeleiteten Ziele, die politischen Entscheidungen und der Ausgestaltung von Förderprogrammen zugrunde liegen, transparent gemacht würden.

Das Verständnis von landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit kann nicht alleine wissenschaftlich bestimmt werden. Vielmehr ist ein breiter Dialogprozess erforderlich, der verschiedene Sichtweisen und Interessen einbezieht. An einem Dialog zum Verständnis von landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit sollte deshalb ein breites Spektrum von Stakeholdern aus Wissenschaft, landwirtschaftlicher Praxis, Verwaltung, Verbänden, Politik und Verbrauchern beteiligt werden. Im Mittelpunkt sollte die Offenlegung und Diskussion unterschiedlicher Problemeinschätzungen und Nachhaltigkeitsverständnisse stehen. Leitfragen könnten sein:

- > Wie wird die Entwicklung der Landwirtschaft in Deutschland in den letzten Jahren und Jahrzehnten wahrgenommen?
- > Welche aktuellen Nachhaltigkeitsprobleme werden als besonders schwerwiegend angesehen?
- > Welches Konzept der Nachhaltigkeit wird präferiert?
- > Welchem Leitbild sollte die zukünftige Entwicklung der Landwirtschaft folgen?
- > Welcher prioritäre Handlungsbedarf ergibt sich daraus?

Mit einem solchen Dialog sollte angestrebt werden, ein gegenseitiges Verständnis für unterschiedliche Sichtweisen, Motivlagen und Interessen zu entwickeln. Es kann nicht erwartet werden, dass sich alle Akteure auf ein verbindliches und widerspruchsfreies Leitbild einer nachhaltigen Landwirtschaft einigen können. Aber trotzdem sollte angestrebt werden, eine Verständigung zumindest über einige gemeinsame Zielvorstellungen und Elemente eines Leitbildes für eine nachhaltige Landwirtschaft zu erzielen.



### 5.1.2 Verständigung über Grundsätze für Indikatoren und Zielwerte anstreben

Nachhaltigkeitsbewertungen benötigen ein Set von Indikatoren, strukturiert nach Themen und Unterthemen. Die verschiedenen Nachhaltigkeitsbewertungssysteme weisen teilweise deutliche Unterschiede bei den verwendeten Indikatoren und ihrer Zuordnung zu Themen und Unterthemen auf. Dies erschwert einen Vergleich von Ergebnissen. Für eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft sind bisher bei Weitem nicht alle relevanten Indikatoren untersucht worden. Insgesamt besteht somit noch Verständigungsbedarf bei der Auswahl und Zuordnung von Nachhaltigkeitsindikatoren.

Mit den SAFA-Leitlinien liegt ein international abgestimmter Ansatz für Nachhaltigkeitsbewertungen im Agrar- und Lebensmittelsektor vor (Kap. 3.2). Sie bieten einen globalen Rahmen für die Strukturierung von Dimensionen, Themen, Unterthemen und Indikatoren. Dieser Rahmen muss auf die Fragestellungen der deutschen Landwirtschaft bzw. landwirtschaftlicher Systeme angepasst und weiterentwickelt werden. Außerdem sollte die Entwicklung eines Indikatoren-systems für Deutschland mit den Indikatoren der SDGs abgestimmt werden.

Nachhaltigkeit sollte immer im Hinblick auf klar definierte Ziele bewertet werden. Die Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung beinhaltet Zielwerte für ihre Indikatoren. Die betrieblichen Nachhaltigkeitsbewertungssysteme verwenden Zielwerte als Bewertungsmaßstab. Zielwerte verschiedener Betrachtungsebenen sind allerdings bisher nicht immer aufeinander abgestimmt. Außerdem sind einzelne Zielwerte umstritten. Vergleichende Bewertungen von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft werden bisher nicht auf Zielwerte bezogen. Insgesamt gibt es fehlende oder unklare Zieldefinitionen bei vielen Aspekten bzw. Indikatoren landwirtschaftlicher Nachhaltigkeit.

Ein Beispiel für unklare oder fehlende Zieldefinitionen ist im ökologischen Bereich das Thema Biodiversität. So wird in der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung der Teilindikator Agrarvögel verwendet, für den der Zielwert sich auf die Häufigkeit des Vorkommens der betrachteten Vogelarten in der Vergangenheit bezieht. Jedoch bleibt unklar, wie relevant ein solcher Zielwert für die ökologische Tragfähigkeit von Agrarlandschaften tatsächlich ist und wie für weitere Aspekte der Agrobiodiversität sinnvolle Zielgrößen definiert werden können (Christinck et al. 2018, S. 99).

Ebenso besteht bei ökonomischen und sozialen Aspekten eine Problematik unklarer Zieldefinition. Ein Beispiel im ökonomischen Bereich ist die Frage, inwieweit regionale Versorgung – und damit Wertschöpfung – ein Ziel nachhaltiger Landwirtschaft ist. Einige Bewertungsinstrumente setzen stark auf dieses Thema, andere hingegen bewerten eine Einbindung der deutschen Landwirtschaft in den internationalen Agrarhandel und die internationale Wettbe-

werbsfähigkeit der Betriebe als positiv im Hinblick auf Nachhaltigkeit. Eine klare Zieldefinition, in welchem Umfang regionale Versorgung und Einbindung in internationale Handelsstrukturen jeweils angestrebt werden sollten oder konstituierend für ein nachhaltiges Agrar- und Ernährungssystem wären, existiert nicht (Christinck et al. 2018, S. 99). Diese Unterschiede und Unklarheiten sind eng mit unterschiedlichen Leitbildern und Nachhaltigkeitsverständnissen (Kap. 5.1.1) verknüpft.

In einem zweiten Schritt eines Dialogs zur Nachhaltigkeit der deutschen Landwirtschaft sollten Verständigungsprozesse zu Grundsätzen für Nachhaltigkeitsindikatorensysteme und -zielwerte angestoßen werden, um eine Einigung auf eine Grundstruktur der Themen und Unterthemen sowie einen Kernsatz von Indikatoren zu erreichen. Dieses Indikatorenset sollte als Mindestanforderung möglichst in allen Nachhaltigkeitsbewertungssystemen über alle Betrachtungsebenen hinweg verwendet werden. Dabei sollte eine ausgewogene Berücksichtigung der Nachhaltigkeitsdimensionen angestrebt werden.

Für alle wichtigen Indikatoren, die in Nachhaltigkeitsbewertungen in Deutschland verwendet werden, sollten grundsätzlich Zielwerte benannt und zeitlich definiert werden. Nur so lässt sich beurteilen, ob und inwieweit Entwicklungen sich auf den gewünschten Zustand hinbewegen. Dies gilt auch für vergleichende Bewertungen von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft. Denn es kommt nicht nur auf die Unterschiede zwischen den beiden Landbewirtschaftungssystemen an, sondern ebenso auf ihre Entwicklung hin zu den gesetzten Nachhaltigkeitszielen. Eine Verständigung über Zielwerte zwischen den verschiedenen Stakeholdern bzw. gesellschaftlichen Gruppen ist nicht einfach. Deshalb sollte sich der Dialog zunächst auf Grundsätze (z. B. Ableitung aus Belastungsgrenzen oder Nachhaltigkeitszielen) und Verfahren (z. B. iterative Vorgehensweise mit Experten verschiedener Disziplinen, Stakeholdern und Praktikern), die auf verschiedenen Betrachtungsebenen anwendbar sind und Akzeptanz finden, konzentrieren.

---

### 5.1.3 Interaktionen und Zielkonflikte zwischen Nachhaltigkeitsdimensionen und -indikatoren diskutieren

Die Relevanz der für jede Nachhaltigkeitsdimension gewählten Indikatoren für andere Dimensionen ist bisher nicht ausreichend betrachtet worden. Einige Indikatoren stehen in engen Wirkungszusammenhängen zueinander, was aber nicht in allen Bewertungsinstrumenten systematisch berücksichtigt wird. Klassisches Beispiel ist der Einsatz von Stickstoffdünger, der eng mit den Erträgen korreliert. Ein hohes Ertragsniveau als ökonomischer Indikator wird positiv bewertet, ein damit verbundener hoher Stickstoffüberschuss, der zur Belastung von Gewässern, Atmosphäre und Ökosystemen führt, hingegen negativ im ökologischen Bereich.



Interaktionen und Zielkonflikte können weiterhin zwischen verschiedenen Ebenen vom landwirtschaftlichen Betrieb hin zum nationalen Agrarsektor und der internationalen Ebene bestehen. Beispielsweise kann auf der betrieblichen Ebene eine unzureichende einzelbetriebliche Wirtschaftlichkeit zur Betriebsaufgabe führen, was aus der Betriebssicht in der Regel negativ bewertet wird. Auf der Ebene des Agrarsektors können ausscheidende Betriebe, also der Agrarstrukturwandel, dagegen zur Stärkung der verbleibenden Betriebe und damit zur ökonomischen Nachhaltigkeit des Gesamtsektors beitragen. Die Identifikation von Wechselwirkungen und Rückkopplungseffekten im Gesamtsystem ist eine Grundvoraussetzung, um Konflikte erkennen zu können.

In einem weiteren Schritt des Dialogprozesses sollten deshalb Interaktionen und Zielkonflikte diskutiert werden. Es ist davon auszugehen, dass nicht von allen Akteuren die gleichen Zielkonflikte als besonders relevant angesehen werden. Zunächst würde es darum gehen, relevante Interaktionen und Zielkonflikte zu identifizieren. Auf dieser Basis sollte eine offene Debatte über Wechselwirkungen und potenzielle Zielkonflikte geführt werden, um bewusst entscheiden zu können, welche Pfadentwicklungen angestrebt und wo Prioritäten gesetzt werden sollen, denn die Debatte wird nicht zur Auflösung aller Konfliktfelder führen können.

---

### 5.1.4 Weiterentwicklung des landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsmonitorings anstoßen

Das im Aufbau befindliche Bioökonomie-Monitoring wird nur allgemeine Ergebnisse zur Nachhaltigkeit des Sektors Landwirtschaft insgesamt liefern und ist für eine detaillierte Erfassung der Situation nicht ausreichend differenziert. Politisches Handeln im Hinblick auf nachhaltige Entwicklung bedarf einer vertieften Betrachtung von Nachhaltigkeitsproblemen über verschiedene Ebenen hinweg. Wichtige Grundsatzfragen des Monitorings, wie Repräsentativität (z. B. vergleichbare bzw. typische Betriebe), räumliche Differenzierung (z. B. Bundesland bzw. Agrarregion), Bezugseinheit (z. B. Fläche bzw. Produkt) und Abbildung von systemaren Zusammenhängen, sind teilweise ungeklärt (Kap. 4.2.4). Schließlich gibt es derzeit nicht für alle relevanten Themen der Nachhaltigkeit geeignete und nach Möglichkeit quantitative Indikatoren und Daten.

Als letzter Schritt des Dialogprozesses sollte eine Verständigung über Notwendigkeit und Richtung einer Erweiterung des Bioökonomie-Monitorings (Kap. 5.3) um eine differenzierte Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme, gegebenenfalls unter Einbeziehung einer vergleichenden Bewertung von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft, angestrebt werden. Ein Monitoring der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme müsste einen anderen Ansatz als das bisher auf Stoffströme bzw. Wertschöpfungsketten ausge-

richtete Bioökonomie-Monitoring beinhalten. Anstelle der Bezugseinheit Produkt würden die Bezugseinheiten Fläche bzw. Betrieb im Vordergrund stehen.

Berichtssysteme, insbesondere wenn sie für die politische Entscheidungsfindung herangezogen werden, sollten verschiedene Betrachtungsebenen berücksichtigen oder so ausgestaltet werden, dass sie mit Berichtssystemen auf anderen Ebenen kompatibel sind. Im Fokus sollte die grundsätzliche Ausrichtung eines kontinuierlichen Nachhaltigkeitsmonitorings zur Landwirtschaft stehen, inklusive der Formulierung von übergreifenden Anforderungen an Indikatoren, Daten und Berichterstattung sowie der Identifikation offener Forschungsfragen. Zur Umsetzung wäre dann eine Reihe von Schritten notwendig, die in Kapitel 5.3 vorgestellt werden.

---

## 5.2 Forschung zur Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme weiterentwickeln

Der Vergleich von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft stellt eine wichtige Möglichkeit dar, eine Nachhaltigkeitsbewertung unterhalb der Ebene des gesamten Agrarsektors durchzuführen. Einerseits sind hierzu erhebliche Vorarbeiten durchgeführt worden, andererseits bestehen teilweise noch relevante Defizite (Kap. 4.2.4; Wirz et al. 2018, S. 70 f.):

- > unzureichende bzw. fehlende Repräsentativität von Erhebungen
- > ungenügende Vergleichbarkeit von Rahmenbedingungen
- > kurze Betrachtungs- bzw. Untersuchungsdauer
- > unterschiedliche Systemgrenzen
- > fehlende Betrachtung von systemaren Zusammenhängen
- > unzureichende Betrachtung von Wechselwirkungen und Zielkonflikten
- > uneinheitliche Verwendung von Bezugsgrößen
- > Verwendung verschiedener Datenquellen unterschiedlicher Qualität

Ausgehend von diesen Untersuchungsdefiziten werden im Folgenden mögliche Forschungsschwerpunkte aufgezeigt, wenn die Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme weiterentwickelt werden soll.

---

### 5.2.1 Inter- und transdisziplinäre Forschungsprozesse zur vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung starten

Nur für eine begrenzte Anzahl von Nachhaltigkeitsindikatoren sind bisher prinzipielle Unterschiede zwischen ökologischer und konventioneller Landwirtschaft gesichert nachgewiesen. Die ökonomische, die soziale und die ökologische Dimension der Nachhaltigkeit sind bisher nicht in gleicher Detaillierung untersucht worden. Weiterhin dominieren faktorielle Vergleichsuntersuchungen; systemare Betrachtungen (z. B. Wirkungen auf Ernährungssicherung und



-verhalten; Kap. 4.2.4) wurden bisher noch kaum durchgeführt. Differenzierungen innerhalb der beiden Landwirtschaftssysteme (z. B. nach Betriebsformen bzw. Produktionsausrichtung; Kap. 4.3) sind nur ansatzweise vorhanden, so dass die Vielfalt der deutschen Agrarstruktur (Kap. 2.2) nur sehr unzureichend abgebildet wird.

Daher sind weitere konzeptionelle Forschungsarbeiten zur vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung notwendig. Die Weiterentwicklung einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung ist als inter- und transdisziplinärer Forschungsprozess zu gestalten. Da Nachhaltigkeitsbewertungen im Hinblick auf ihre Nutzer zu konzipieren sind, sollten neben einem breiten Spektrum wissenschaftlicher Experten und Expertinnen Vertreter und Vertreterinnen folgender Gruppen involviert werden:

- > Politik (z. B. Bundestag, Bundesministerien, Landesministerien)
- > Verbände (z. B. aus Landwirtschaft, Umwelt- und Naturschutz)
- > Verwaltung (z. B. Landwirtschaftsämtler bzw. -kammern, Statistikämter)
- > landwirtschaftliche Beratung
- > interessierte Landwirte und Landwirtinnen

Im Rahmen der konzeptionellen Arbeiten sollten insbesondere folgende Forschungsaufgaben bearbeitet werden:

- > Entwicklung eines Rahmenkonzepts für eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung
- > Erarbeitung von Ansätzen einer systemorientierten Betrachtung und Festlegung zeitlicher Systemgrenzen
- > systematische Evaluation von Indikatoren und Datenquellen
- > Regeln zur Repräsentativität von Feldversuchen und Vergleichsbetrieben
- > Evaluation der Möglichkeiten einer Nutzung verschiedener Datenquellen wie Vollerhebungen, Testbetriebe bzw. Modellbetriebe, Versuchsbetriebe, Feldforschung

---

### 5.2.2 Ökonomische Nachhaltigkeit: Indikatorlücken schließen

Bei der ökonomischen Dimension der Nachhaltigkeit sind bisher vor allem die Produktivität im Pflanzenbau und die einzelbetriebliche Wirtschaftlichkeit relativ gut mit Vergleichsuntersuchungen von konventioneller und ökologischer Landwirtschaft erfasst. Allerdings mangelt es auch bei diesen Indikatoren an räumlicher und betrieblicher Differenzierung. Ein Problem ist beispielsweise, dass eine differenzierte Auswertung bei Buchführungsergebnissen ökologischer Testbetriebe aufgrund der Stichprobengröße an Grenzen stößt.

Eine Reihe wichtiger ökonomischer Indikatoren ist bisher nicht oder nur unzureichend untersucht worden. Dies gilt beispielsweise für die Bedeutung regionaler Vermarktung bzw. Wertschöpfung, die Auswirkungen auf Verbrau-



cherpreise bzw. Lebensmittelausgaben der Haushalte sowie volkswirtschaftliche Wirkungen. Alle diese Themenbereiche umfassen Systemzusammenhänge über die Landwirtschaft hinaus, mit entsprechenden Fragen der Systemabbildung bzw. -grenzen. Die Bestimmung von biobasierten und fossilen Stoffströmen bzw. Wertschöpfungsketten (z. B. die sektorübergreifende Zuordnung von biobasierten und fossilen Kunststoffen für verschiedene Nutzungsbereiche) ist eine zentrale Herausforderung des Bioökonomie-Monitorings. Vergleichbare Probleme bestehen bei der Abgrenzung von konventionellen und ökologischen Wertschöpfungsketten in der Lebensmittelwirtschaft. Daraus ergeben sich folgende prioritäre Forschungsschwerpunkte:

- › Entwicklung und Erprobung einer räumlich und betrieblich differenzierten sowie repräsentativen Erfassung von Produktionsleistungen und ökonomischen Kenndaten des konventionellen und ökologischen Landbaus
- › Definition und Bestimmung systemarer ökonomischer Indikatoren, unter Berücksichtigung der Wertschöpfungsketten und erschließbarer Datenquellen
- › Entwicklung eines Konzepts zur Bestimmung von ökonomischen Zielwerten bzw. -korridoren

---

### 5.2.3 Soziale Nachhaltigkeit: Indikatoren zur umfassenden Abbildung entwickeln

Soziale Nachhaltigkeit wird in der Mehrzahl der Bewertungssysteme an Einkommen, Aus- und Weiterbildung sowie Arbeitseinsatz (der Betriebsleiter) festgemacht; nicht selten werden eigentlich ökonomische Kriterien herangezogen. Die heutigen Bewertungssysteme sind weitgehend »blind« für Aspekte der sozialen Differenz (Christinck et al. 2018, S. 104). Dazu gehören Fragen wie: Welche Unterschiede gibt es zwischen Betriebsleitern und Beschäftigten? Wie ist die unterschiedliche Situation von Frauen und Männern, Kindern, Jugendlichen und älteren Menschen auf den Betrieben und in der Landwirtschaft insgesamt? Wie stellen sich Arbeitszeiten, Arbeitsbelastung und Arbeitszufriedenheit dar?

Ein weiterer meist vernachlässigter Bereich sind die Beziehungen zum sozialen Umfeld und die sozialen Leistungen der Landwirtschaft (Christinck et al. 2018, S. 104). Beispiele sozialer Aktivitäten sind Angebote für Schulklassen und Kindergärten, Tage der »offenen Hofstore« und kulturelle Veranstaltungen oder neue Modelle der Bürgerbeteiligung und der solidarischen Landwirtschaft.

Somit sind bislang bei weitem nicht alle wichtigen Aspekte des sozialen Lebens in der Landwirtschaft abgedeckt. Es muss ein Kompromiss gefunden werden zwischen Datenverfügbarkeit und Quantifizierbarkeit einerseits und einer möglichst disaggregierten und umfassenden Bewertung andererseits. Zielwerte für soziale Indikatoren fehlen bisher vollständig. Zentrale Forschungsschwerpunkte zur sozialen Nachhaltigkeit sind:



- › grundlegende konzeptionelle Arbeiten zu Verständnis und Abbildung der sozialen Dimension der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft
- › Definition und Bestimmung von Indikatoren zur umfassenden Abbildung der sozialen Nachhaltigkeit
- › Entwicklung eines Konzepts zur Bestimmung von sozialen Zielwerten bzw. -korridoren

---

### 5.2.4 Ökologische Nachhaltigkeit: Praxis der Landbewirtschaftung und Erfassung von Umweltwirkungen stärker miteinander in Verbindung setzen

Die ökologische Nachhaltigkeit wird für viele Aspekte nur auf Sektorebene bewertet. Die Praxis der Landbewirtschaftung und ökologische Wirkungen bzw. Daten des Umweltmonitorings werden bisher unzureichend in eine konkrete Beziehung zueinander gesetzt. Eine Weiterentwicklung der Informationslage ist von zwei Seiten aus denkbar: Zum einen liegen in vielen landwirtschaftlichen Betrieben Daten zu einigen ökologischen Kenngrößen (z. B. Humus- und Stickstoffbilanz) vor, die prinzipiell für Nachhaltigkeitsbewertungen auf aggregierter Ebene nutzbar sind. Zum anderen wäre zu prüfen, inwieweit vorliegende Erhebungen für andere Zwecke mit der konkreten landwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraxis verbunden oder diese Erhebungen mit zusätzlichen Merkmalerfassungen angepasst werden können.

Weiterhin liegen bei der ökologischen Dimension derzeit nicht für alle Themen bzw. Unterthemen geeignete bzw. vereinheitlichte Indikatoren vor. Ein Beispiel hierfür ist die (Agro-)Biodiversität, die verschiedene Ebenen umfasst, von der genetischen Vielfalt über die Artenvielfalt bis hin zur Vielfalt der Ökosysteme und Landschaften. Wichtige Artengruppen, wie z. B. Bodenlebewesen oder bestäubende Insekten, die von großer Bedeutung für die Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme sind, werden bisher nicht systematisch und kontinuierlich erfasst.

Schließlich fehlen Zielwerte für Indikatoren der ökologischen Nachhaltigkeit bzw. vorhandene Zielwerte sind unzureichend begründet. Zielwerte sollten wissenschaftlich fundiert, z. B. am Konzept der ökologischen Tragfähigkeit orientiert, und nachvollziehbar sein (Christinck et al. 2018, S. 100). Zentrale Forschungsschwerpunkte zur ökologischen Nachhaltigkeit sollten somit sein:

- › konzeptionelle Weiterentwicklung des Sets ökologischer Indikatoren
- › Entwicklung und Erprobung von Ansätzen zur Erhebung und Auswertung von in landwirtschaftlichen Betrieben vorhandenen ökologischen Daten, wie Humusbilanz, Stickstoffbilanz, Energieverbrauch
- › Evaluierung von Möglichkeiten der Verknüpfung von Umweltdatenerhebungen mit der landwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraxis



- › Entwicklung eines Konzepts zur Bestimmung von ökologischen Zielwerten bzw. -korridoren

---

### 5.2.5 Standards für Lebenszyklusanalysen landwirtschaftlicher Wertschöpfungsketten entwickeln

Die Ergebnisse von LCA-Untersuchungen weisen eine große Spannweite auf, beispielsweise bei den THG-Emissionen, der Stickstoff- und der Energieeffizienz. Viele LCA-Untersuchungen enden am »Hoftor«, umfassen also nicht die gesamte Lebensmittelkette. Zusammenhänge zwischen Landwirtschaftssystem und Ausprägung der verbundenen Wertschöpfungsketten bleiben somit weitgehend unberücksichtigt. Eine Datenbasis hierfür fehlt bisher weitestgehend. Insgesamt werden die Systemgrenzen uneinheitlich gehandhabt.

Weitere Kritikpunkte an den vorliegenden Lebenszyklusanalysen sind mangelnde Repräsentativität der betrieblichen Datenbasis, inadäquate Inventardaten bzw. unzureichende Berücksichtigung der Spezifika verschiedener landwirtschaftlicher Produktionssysteme sowie problematische Zuordnungen von Koppelprodukten. Schließlich basieren die meisten LCA-Studien auf einer statischen Betrachtung, d. h., die durch eine Umstellung auf ökologischen Landbau bewirkten Veränderungen im Landwirtschaftssystem bleiben bei der Bilanzierung unberücksichtigt. Wichtige Forschungsschwerpunkte im Kontext der Lebenszyklusanalyse sind:

- › Verbesserung der Inventardaten und Wirkungsmodelle differenziert nach landwirtschaftlichen Produktionssystemen
- › Ausarbeitung von Standards für Lebenszyklusanalysen, die für vergleichende Nachhaltigkeitsbewertungen konventioneller und ökologischer Wertschöpfungsketten genutzt werden sollen
- › Vergleichsuntersuchungen zur tatsächlichen Ausgestaltung von Wertschöpfungsketten konventioneller und ökologischer Lebensmittel bis zum Endverbraucher

---

### 5.2.6 Langzeitversuche zum systemaren Vergleich durchführen

Die meisten Vergleichsuntersuchungen sind faktorielle Vergleiche, die jeweils nur einzelne Elemente aus den landwirtschaftlichen Produktionssystemen (z. B. eine Kulturart, Varianten der Bodenbearbeitung oder Düngung) sowie wenige Indikatoren bzw. eng eingegrenzte Themenbereiche (z. B. Bodenparameter) behandeln. Außerdem sind sie oftmals zeitlich begrenzt. Damit sind die Gesamtkonstellationen von Landwirtschaftssystemen und ihre kumulativen Effekte nicht oder nur begrenzt erfassbar.



Auswirkungen der konventionellen bzw. ökologischen Bewirtschaftung manifestieren sich teilweise erst mittel- bzw. langfristig. Zur Beobachtung dieser Effekte wären eine kontinuierliche Erhebung von Daten in der landwirtschaftlichen Praxis und/oder Langzeitversuche notwendig. Nur auf dieser Basis kann die zeitliche Entwicklung der Nachhaltigkeitsperformance von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft beschrieben werden. Bisher gibt es nur sehr wenige Langzeitversuche zum systemischen Vergleich von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft. Ergebnisse von Langzeitversuchen sind in einem mehr oder weniger starken Umfang nur für den entsprechenden Standort gültig, weshalb der Repräsentativität der Versuchsstandorte und -anordnung eine hohe Bedeutung zukommt. Daraus ergeben sich folgende Forschungsaufgaben:

- › Initiierung neuer Langzeitversuche zum systemaren Vergleich von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft
- › Sicherstellung der Repräsentativität der Untersuchungsstandorte und Systemvergleiche als wichtige Voraussetzungen für die Übertragbarkeit bzw. Verallgemeinerbarkeit der Versuchsergebnisse
- › ergänzende Durchführung von vergleichenden Untersuchungen von längerfristigen Effekten in landwirtschaftlichen Betrieben, um Veränderungen im Zeitverlauf zu erfassen

---

### 5.2.7 Ansätze zur Abbildung von sektorübergreifenden, systemaren Zusammenhängen erarbeiten

Landwirtschaftliche Nachhaltigkeitsindikatoren sowie die meisten Erkenntnisse zum Vergleich von ökologischem und konventionellem Landbau betreffen unmittelbare Auswirkungen der landwirtschaftlichen Produktion. Lebenszyklusanalysen beziehen zwar bis zu einem gewissen Grad vor- und nachgelagerte Bereiche mit ein, betrachten aber in der Regel nicht Veränderungen des Gesamtsystems (z. B. des Ernährungssystems). Systemare Zusammenhänge, wie z. B. Ernährungssicherung, volkswirtschaftliche Effekte und Auswirkungen auf das Ernährungsverhalten, sind bisher kaum untersucht.

Die Ergebnisse solcher Untersuchungen sind in erheblichem Maße von den gewählten Systemgrenzen und -abbildungen sowie von Annahmesetzungen und der Gestaltung von Szenarien abhängig. Vergleichende Abschätzungen systemarer Wirkungen stehen noch sehr am Anfang. Wichtige Forschungsaufgaben, um hier Fortschritte zu erzielen, sind:

- › Erarbeitung eines Inventars der wichtigsten systemaren Zusammenhänge der Landwirtschaft mit dem Ernährungssystem und anderen gesellschaftlichen Bereichen



- › Entwicklung und Erprobung von Ansätzen zur Bestimmung systemarer Auswirkungen von Landwirtschaftssystemen z. B. auf Ernährungssicherheit oder Ernährungsverhalten
- › Evaluierung vorhandener Szenarienansätze und -annahmen sowie Erarbeitung von Best Practices für Szenarienuntersuchungen zur vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung systemarer Zusammenhänge

---

### 5.2.8 Möglichkeiten einer Verknüpfung von Nachhaltigkeitsbewertungen auf den Ebenen Betrieb, Wertschöpfungskette, Landwirtschaftssystem und Sektor prüfen

Es existieren auf jeder Betrachtungsebene verschiedene Nachhaltigkeitsbewertungssysteme, insbesondere auf der betrieblichen Ebene, und schon sie weisen Unterschiede auf. Die Nachhaltigkeitsbewertungssysteme der verschiedenen Aggregations- bzw. Betrachtungsebenen beziehen sich nur begrenzt aufeinander und sind nicht abgestimmt. Aktuell vorliegende Ergebnisse von Nachhaltigkeitsbewertungen landwirtschaftlicher Betriebe sind für eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme nicht nutzbar, da sie keine repräsentative Stichprobe darstellen.

Darüber hinaus besteht das Problem, dass einzelne Entwicklungen auf verschiedenen Betrachtungsebenen unterschiedliche Nachhaltigkeitswirkungen aufweisen können und daher zu inkonsistenten oder widersprüchlichen Bewertungen führen können. Beispielsweise kann es für die Betrachtung auf sektoraler Ebene der Nachhaltigkeit zuträglich sein, wenn einzelne Betriebe aufgeben – für die betroffenen Dörfer oder Regionen stellt sich die Situation jedoch ganz anders dar (Christinck et al. 2018, S.100). Solche potenziellen Ebenenkonflikte sind bisher unzureichend untersucht worden. Forschungsschwerpunkte zu diesem Fragenkomplex sollten sein:

- › Prüfung der Kompatibilität von Nachhaltigkeitsbewertungssystemen verschiedener Ebenen, insbesondere im Hinblick auf Datenauswahl und -verfügbarkeit
- › systematische Erfassung und Diskussion potenzieller Ebenenkonflikte
- › Untersuchung der Möglichkeiten und Grenzen eines Mehrebenenmodells einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung



---

### **5.3 Monitoring zur Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme als Erweiterung des Bioökonomie-Monitorings aufbauen**

Die Bundesregierung strebt den Aufbau eines umfassenden Monitorings der Bioökonomie an, das den Transformationsprozess hin zu einer biobasierten Wirtschaftsweise beobachten, messen und bewertbar machen soll. In der 3-jährigen Pilotphase (2016 bis 2019) sollen vorliegende Daten identifiziert und analysiert, auf Basis wissenschaftlicher Forschung Kriterien und Indikatoren entwickelt und Verfahren zur Erhebung von Daten etabliert werden, um möglichst alle Dimensionen der Bioökonomie messbar zu machen und Wirkmechanismen und Zusammenhänge durch eine systemische Modellierung abzubilden (BMBF 2016). Die Arbeiten konzentrieren sich auf Stoffströme und Wertschöpfungsketten sowie den Sektor Bioökonomie insgesamt.

Eine Nachhaltigkeitsbewertung verschiedener landwirtschaftlicher Systeme ist in den bisherigen Ansätzen zum Bioökonomie-Monitoring nicht angelegt. Eine Erweiterung des Bioökonomie-Monitorings um eine differenzierte Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme, wie der konventionellen und ökologischen Landwirtschaft, böte die Chance, ein kontinuierliches und differenziertes Nachhaltigkeitsmonitoring zur deutschen Landwirtschaft aufzubauen. Damit würde ein zentrales Konfliktfeld adressiert, in dem unterschiedliche Vorstellungen zur Ausgestaltung der Bioökonomie bestehen und potenziell Zielkonflikte (z. B. Landnutzungskonkurrenzen) auftreten können.

Ein Nachhaltigkeitsmonitoring landwirtschaftlicher Systeme sollte eine Betrachtung über mehrere Ebenen hinweg umfassen, vom einzelnen landwirtschaftlichen Betrieb über typische Regionen, Betriebstypen, Erwerbs- und Rechtsformen bis zum Produktionssystem auf der Ebene des Agrarsektors. Dabei sollten die SAFA-Leitlinien und die SDG-Indikatoren als allgemeine Orientierung einbezogen werden. Die notwendigen Schritte zum Aufbau eines solchen landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsmonitorings werden im Folgenden diskutiert.

---

#### **5.3.1 Entwicklung von Monitoring als partizipativen Prozess gestalten**

Eine vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Produktionssysteme, die die Vielfalt der landwirtschaftlichen Produktion und Betriebe ausreichend widerspiegelt, ist bisher nicht durchgeführt worden. Die veröffentlichten Daten zum ökologischen Landbau können derzeit in der Regel nur mit der Grundgesamtheit, also mit den Daten für konventionelle und ökologische

Landwirtschaft insgesamt, verglichen werden. Außerdem fehlt es an einer Verständigung über die einzubeziehenden Indikatoren der ökonomischen, der sozialen und der ökologischen Dimension der Nachhaltigkeit, und nicht für alle wünschenswerten Indikatoren liegen Daten vor.

Die Ausgestaltung der Agrarstatistik und des Bioökonomie-Monitorings erfolgt bisher wesentlich durch Experten aus Wissenschaft, Statistik und Ministerien. Der Aufbau eines Nachhaltigkeitsmonitorings landwirtschaftlicher Systeme sollte die Expertise eines breiten Spektrums von Stakeholdern einbeziehen. Außerdem sollten die Monitoringergebnisse nützliche Informationen für verschiedene Nutzer bereitstellen.

Aufbauend auf dem Verständigungsprozess zur Nachhaltigkeit in der deutschen Landwirtschaft (Kap. 5.1), sollten daher in einem partizipativen Prozess mit Stakeholdern aus Wissenschaft, Verwaltung, Statistik, Landwirtschaft, Verbänden und Politik Vorschläge zur Ausgestaltung einer kontinuierlichen vergleichenden Nachhaltigkeitsberichterstattung zu ökologischer und konventioneller Landwirtschaft ausgearbeitet werden. Der erste Schritt wäre die Erarbeitung einer Roadmap zur Umsetzung eines Nachhaltigkeitsmonitorings landwirtschaftlicher Systeme.

---

### 5.3.2 Vorhandene Daten für vergleichende Nachhaltigkeitsbewertung nutzen

Die vorliegenden statistischen Daten werden nicht in allen Fällen getrennt für die konventionelle und ökologische Landwirtschaft ausgewertet und veröffentlicht. Außerdem fehlt es oftmals bei den vorliegenden Auswertungen an räumlichen und betrieblichen Differenzierungen, z. B. nach Bundesländern und Betriebsformen. Die derzeit erhobenen Daten bergen jedoch durchaus ein noch ungenutztes Potenzial für vergleichende Nachhaltigkeitsbewertungen.

Ein Teil der erhobenen Daten (z. B. InVeKoS, HI-Tier) ist aus Datenschutzgründen nicht frei zugänglich. Mit anonymisierten Auswertungen unter Beachtung der Datenschutzanforderungen könnten weitere Daten für ein Nachhaltigkeitsmonitoring landwirtschaftlicher Systeme erschlossen werden.

Ein erster Schritt zu einer kontinuierlichen vergleichenden Nachhaltigkeitsberichterstattung wäre die Entwicklung eines Konzepts zur vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung auf Basis der vorhandenen Daten. Dies sollte die Einbeziehung und Auswertung nicht öffentlich zugänglicher Datenquellen einschließen. Das Ergebnis sollte eine regelmäßige und systematische Auswertung und Veröffentlichung vorhandener statistischer und sonstiger Daten getrennt für konventionelle und ökologische Landwirtschaft, bei angemessener Differenzierung, sein. Angemessene Differenzierung bedeutet hier, dass einerseits die Vielfalt der deutschen Agrarstruktur (Kap. 2.2) adäquat wiedergegeben und andererseits eine statistisch ausreichende Gruppengröße beachtet wird.



---

### 5.3.3 Neue Indikatoren und Daten generieren

Zur Weiterentwicklung und zum Ausbau der kontinuierlichen vergleichenden Nachhaltigkeitsberichterstattung wäre eine systematische Prüfung möglicher Datenquellen auf Repräsentativität, Validität und Praktikabilität sowie eine inhaltliche Prioritätensetzung für neue Indikatoren vorzunehmen. Ergebnis sollte eine schrittweise Erhebung und Auswertung von Daten für neue Nachhaltigkeitsindikatoren sein.

---

### 5.3.4 Systemzusammenhänge erfassen

Zum einen sind Wechselwirkungen und Zielkonflikte zwischen Indikatoren bisher nicht ausreichend bearbeitet worden. Solche Zusammenhänge und Zielkonflikte können einerseits zwischen den verschiedenen Nachhaltigkeitsdimensionen und andererseits zwischen Betrachtungsebenen bestehen. Zum anderen steht die Nachhaltigkeit von Landwirtschaftssystemen in einem systemaren Zusammenhang mit vor- und nachgelagerten Bereichen und wird von diesen beeinflusst. Diese Systemzusammenhänge werden bisher unzureichend erfasst.

In diesem Kontext sollten folgende Arbeiten zur Weiterentwicklung des Nachhaltigkeitsmonitorings landwirtschaftlicher Systeme durchgeführt werden:

- › konzeptionelle Arbeiten zur Erfassung und Darstellung von Systemzusammenhängen
- › Nutzung der im Bioökonomie-Monitoring entwickelten Modelle und erarbeiteten Stoffströme und gegebenenfalls Differenzierung nach Produkten aus konventioneller und ökologischer Landwirtschaft
- › Weiterentwicklung und Nutzung von Lebenszyklusanalysen
- › Entwicklung und Erprobung von Konzepten für systemare Indikatoren, wie Ernährungssicherung und Veränderungen des Ernährungsverhaltens

---

## 5.4 Schlussbetrachtung

Die Umsetzung der zuvor skizzierten Handlungsmöglichkeiten hinsichtlich eines Dialogprozesses über Nachhaltigkeitskonzeptionen, der Bearbeitung von Forschungslücken sowie eines Monitorings der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme könnte dazu beitragen, die Zusammenhänge zwischen Technikentwicklungen, Strukturwandel und Nachhaltigkeitsproblemen in der Landwirtschaft fundierter und differenzierter zu verstehen. Daraus resultiert die Chance, politische und gesellschaftliche Debatten differenzierter führen zu können und konkrete politische Entscheidungen besser auf die bestehenden Problemstellungen auszurichten.



Die Handlungsoptionen werden zumindest teilweise nicht kurzfristige Wirkungen zeigen, sondern stellen eher einen mittel- bis langfristigen Handlungsrahmen dar. Dies steht in einem Spannungsverhältnis zum bestehenden aktuellen Handlungsdruck, auf Basis des jetzigen Wissens zu einer nachhaltigeren Landwirtschaft in Deutschland (wie in der EU) zu gelangen. Längerfristige Aktivitäten zur besseren Erfassung der landwirtschaftlichen Nachhaltigkeitsperformance machen kurzfristige Entscheidungen weder in der Agrarpolitik noch beim Management landwirtschaftlicher Betriebe obsolet. Die vorliegenden Ergebnisse zur Nachhaltigkeit des deutschen Agrarsektors sowie die zahlreichen umfassenden Abschätzungen zu spezifischen Problemfeldern bilden eine ausreichende Grundlage, um politische Entscheidungen treffen zu können. Diese könnten dann später bei Umsetzung der hier vorgestellten Handlungsoptionen verfeinert und gegebenenfalls korrigiert werden.

Abschließend ist noch darauf hinzuweisen, dass die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft und die des Ernährungssystems insgesamt eng miteinander verknüpft sind. Ein nachhaltigerer und gleichzeitig gesünderer Ernährungsstil mit beispielsweise weniger Fleischkonsum und geringeren Lebensmittelabfällen hat Rückwirkungen auf die Landwirtschaft und könnte potenziell zu einer nachhaltigeren Landwirtschaft beitragen. Genauso sind Ansätze einer nachhaltigeren Lebensmittelwirtschaft und die Ausgestaltung von (internationalen) Wertschöpfungsketten von Relevanz für die Landwirtschaft. Dieser Bericht beschränkt sich auftragsgemäß auf Fragen der landwirtschaftlichen Nachhaltigkeit. Eine verstärkte Beschäftigung mit der Nachhaltigkeit von Ernährungssystemen erscheint jedoch wünschens- und lohnenswert. Mittlerweile befasst sich eine ganze Reihe von Studien mit der Nachhaltigkeit bzw. Resilienz von Ernährungssystemen (EC 2018b; EC-SAM 2020; EEA 2017; Halberg/Westhoek 2019; IPES FOOD 2019; POST 2020; SAPEA 2020; WBAE 2020).



---

## 6 Literatur

---

### 6.1 In Auftrag gegebene Gutachten

- Christinck, A.; Camacho-Henriquez, A.; Doluschitz, R. (2017): Stand und Perspektiven der Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme und des Agrarsektors – in Deutschland und international. Gersfeld
- Theuvsen, L.; Schaper, C.; Rübcke von Veltheim, F.; Thies, A. (2017): Analyse des landwirtschaftlichen Strukturwandels. Arbeitsbereich Betriebslehre des Agribusiness, Department Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Georg-August-Universität Göttingen, Göttingen
- Wirz, A.; Tennhardt, L.; Lindenthal, T.; Griese, S.; Opielka, M.; Peter, S. (2018): Vergleich von ökologischer und konventioneller Landwirtschaft als Beispiel einer vergleichenden Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Systeme. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Bioland Beratung GmbH, Institut für Sozialökologie (ISÖ), Frankfurt a. M.

---

### 6.2 Weitere Literatur

- ABL (Arbeitsgemeinschaft bäuerliche Landwirtschaft) (2015): Bäuerliche Landwirtschaft ist unsere Zukunftslandwirtschaft. Hamm. [www.abl-ev.de/uploads/media/15-03-B%C3%A4uerliche\\_Landwirtschaft\\_AbL-Positionspapier.pdf](http://www.abl-ev.de/uploads/media/15-03-B%C3%A4uerliche_Landwirtschaft_AbL-Positionspapier.pdf) (22.2.2021)
- AgrarBündnis (2001): Leitbild bäuerliche Landwirtschaft. Positionspapier des AgrarBündnis e. V. Kassel. [www.kasseler-institut.org/fileadmin/kasins/Pospap\\_AB\\_Buerlich.pdf](http://www.kasseler-institut.org/fileadmin/kasins/Pospap_AB_Buerlich.pdf) (22.2.2021)
- AgrarBündnis (2010): Nebenerwerb hat Zukunft. Gegenwart und Potenziale einer unterschätzten Betriebs- und Lebensform. In: AgrarBündnis (Hg.): Kritischer Agrarbericht 2010, Konstanz/Hamm, S. 51–56
- Albrecht, S.; Stirn, S.; Meyer, R. (2014): Global Versus Regional Food. In: Technikfolgenabschätzung Theorie und Praxis 23(3), S. 41–51
- Alexandratos, N.; Bruinsma, J. (2012): World Agriculture: Towards 2030/2050. The 2012 Revision. ESA Working Paper No. 12–03. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Rom
- Alfvén, T.; Braun-Fahrländer, C.; Brunekreef, B.; von Mutius, E.; Riedler, J.; Scheynius, A.; van Hage, M.; Wickman, M.; Benz, M.; Budde, J.; Michels, K. et al. (2006): Allergic diseases and atopic sensitization in children related to farming and anthroposophic lifestyle – the PARSIFAL study. In: Allergy 61(4), S. 414–421
- AMI (Agrarmarktinformations GmbH) (2016): Marktbilanz Milch 2016. Bonn
- Andert, S.; Bürger, J.; Gerowitt, B. (2016): Bestimmungsfaktoren für regionale Unterschiede in der Glyphosat-Intensität im Ackerbau Norddeutschlands. Tagungsband Nr. 452 der 27. Deutsche Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung, 23.–25. Februar 2016 in Braunschweig. S. 263–269
- Andreatta, S.; Rhyne, M.; Dery, N. (2008): Lessons Learned from Advocating CSAs for Low-Income and Food Insecure Households. In: Southern Rural Sociology 23(1), S. 116–148



- Arndt, J. (2006): Haupt- und Nebenerwerb in der Landwirtschaft – Unterschiede in den Betriebsstrukturen. In: Statistisches Monatsheft Baden-Württemberg 6/2006, Stuttgart, S. 35–40
- Badgley, C.; Moghtader, J.; Quintero, E.; Zakem, E.; Jahi Chappell, M.; Avilés-Vázquez, K.; Samulon, A.; Perfecto, I. (2007): Organic agriculture and the global food supply. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* 22(02), S. 86–108
- Bai, Z.; Caspari, T.; Ruiperez Gonzalez, M.; Batjes, N.; Mäder, P.; Bünemann, E.; de Goede, R.; Brussaard, L.; Xu, M.; Santos Ferreira, C.; Reintam, E.; Fan, H. et al. (2018): Effects of agricultural management practices on soil quality: A review of long-term experiments for Europe and China. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 265, S. 1–7
- Balmann, A. (1996): Druck, Sog und die Einkommenssituation in der westdeutschen Landwirtschaft. In: *Berichte über Landwirtschaft* 74(4), S. 497–513
- Balmann, A.; Schaft, F. (2008): Zukünftige ökonomische Herausforderungen der Agrarproduktion: Strukturwandel vor dem Hintergrund sich ändernder Märkte, Politiken und Technologien. In: *Archiv für Tierzucht – Archives of Animal Breeding* 51(Sonderheft), S. 13–24
- Barański, M.; Srednicka-Tober, D.; Volakakis, N.; Seal, C.; Sanderson, R.; Stewart, G.; Benbrook, C.; Biavati, B.; Markellou, E.; Giotis, C.; Gromadzka-Ostrowska, J. et al. (2014): Higher antioxidant and lower cadmium concentrations and lower incidence of pesticide residues in organically grown crops: a systematic literature review and meta-analyses. In: *British Journal of Nutrition* 112(5), S. 794–811
- Bartel-Kratochvil, R.; Leitner, H.; Axmann, P. (2009): Was regionale Bioproduktketten erfolgreich macht – Stärken, Schwächen, Chancen und Risiken regionaler Bio-brotgetreide-Produktketten in Niederösterreich (AT). In: *Berichte über Landwirtschaft* 87(2), S. 323–342
- Batáry, P.; Báldi, A.; Kleijn, D.; Tschardtke, T. (2011): Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. In: *Proceedings of the Royal Society B* 278, S. 1894–1902
- Bätzing, W. (2015): *Die Alpen. Geschichte und Zukunft einer europäischen Kulturlandschaft*, München
- Baudry, J.; Assmann, K.; Touvier, M.; Allès, B.; Seconda, L.; Latino-Martel, P.; Ezzedine, K.; Galan, P.; Hercberg, S.; Lairon, D.; Kesse-Guyot, E. (2018): Association of Frequency of Organic Food Consumption with Cancer Risk. Findings from the NutriNet-Santé Prospective Cohort Study. In: *JAMA Internal Medicine* 178(12), S. 1597–1606
- Baur, P. (2000): Agrarstrukturwandel – das Ergebnis von Druck oder Sog? In: *AGRARForschung* 7(2), S. 76–81
- Beckmann, M.; Gerstner, K.; Akin-Fajiyé, M.; Ceaușu, S.; Kambach, S.; Kinlock, N.; Phillips, H.; Verhagen, W.; Gurevitch, J.; Klotz, S.; Newbold, T. et al. (2019): Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. In: *Global Change Biology* 25(6), S. 1941–1956
- Benbrook, C.; Zhao, X.; Yáñez, J.; Davies, N.; Andrews, P. (2008): *New Evidence Confirms the Nutritional Superiority of Plant-Based Organic Foods*. The Organic Center, Washington, D.C.
- Bendixen, E.; Clausen, H.; Götting, M.; Steinhauer, G. (1984): *Umweltrelevanz der Agrarstruktur – Eine explorative Studie zum Umweltverhalten von Landwirten in Abhängigkeit von agrarstrukturellen Verhältnissen*. ASG-Materialsammlung Nr. 168. Agrarsoziale Gesellschaft, Göttingen



- Bengtsson, J.; Ahnström, J.; Weibull, A.-C. (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. In: *Journal of Applied Ecology* 42(2), S. 261–269
- Benninger, T.; Sundrum, A. (2006): Betriebliche Maßnahmen zur Gesundheitsvorsorge und Qualitätsverbesserung bei ökologisch wirtschaftenden Schweinemastbetrieben. BÖL-Bericht 13589, Universität Kassel, Fachgebiet Tierernährung und Tiergesundheit, Witzenhausen
- Benton, T.; Vickery, J.; Wilson, J. (2003): Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? In: *Trends in Ecology and Evolution* 18, S. 182–188
- Bergschmidt, A.; Lindena, T.; Neuenfeldt, S.; Tergast, H. (2018): Folgenabschätzung eines Verbots der ganzjährigen Anbindehaltung von Milchkühen. Thünen Working Paper 111, Braunschweig
- Berk, J.; Hinz, T.; Wartemann, S. (2006): Tierverhalten, Tierleistungen und Tiergesundheit in einem Putenmaststall mit Außenklimabereich. In: *Landbauforschung Völkenrode* 56(3/4), S. 159–171
- Besser, T.; Mann, S. (2015): Which farm characteristics influence work satisfaction? An analysis of two agricultural systems. In: *Agricultural Systems* 141, S. 107–112
- Beyer, L.; Peters, M.; Blume, H.-P. (1989): Humuskörper und mikrobielle Aktivität von schleswig-holsteinischen Parabraunerden. In: *Mitteilung der DBG* 59/I, S. 299–302
- BfN (Bundesamt für Naturschutz) (2017): *Agrar-Report 2017: Biologische Vielfalt in der Agrarlandschaft*. Bonn
- Bioland (2017a): *Bioland Richtlinien*. Fassung vom 28. November 2017. Bioland e. V. – Verband für organisch-biologischen Landbau, Mainz
- Bioland (2017b): *Wesentliche Unterschiede zwischen den Bioland-Richtlinien und der EG-Öko-Verordnung*. Stand 09/2017. Bioland e. V. – Verband für organisch-biologischen Landbau, Mainz, [www.bioland.de/fileadmin/dateien/HP\\_Dokumente/Richtlinien/Vergleich-Bioland-EU-Bio.pdf](http://www.bioland.de/fileadmin/dateien/HP_Dokumente/Richtlinien/Vergleich-Bioland-EU-Bio.pdf) (6.6.2019)
- Bioökonomierat (2010): *Innovation Bioökonomie. Forschung und Technologieentwicklung für Ernährungssicherung, nachhaltige Ressourcennutzung und Wettbewerbsfähigkeit*, Berlin
- Birkhofer, K.; Smith, H.; Rundlöf, M. (2016): *Environmental Impacts of Organic Farming*. In: eLS. John Wiley & Sons, Chichester
- BLAG (Bund-Länder-Arbeitsgruppe) »Bodenmarktpolitik« (2015): *Landwirtschaftliche Bodenmarktpolitik: Allgemeine Situation und Handlungsoptionen*. Berlin
- Blaha, T.; Meiners, C.; Tölle, K.; Otto, G. (2014): *Abschlussbericht des Projekts »Erprobung von praxistauglichen Lösungen zum Verzicht des Kupierens der Schwänze bei Schweinen unter besonderer Betrachtung der wirtschaftlichen Folgen«*. Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Blumöhr, T.; Brand, R.; Gurrath, P. (2010): Die Landwirtschaftszählung 2010. In: *Wirtschaft und Statistik* 3/2010, S. 248–254
- BMBF (Bundesministerium für Bildung und Forschung) (2016): *Förderrichtlinien zum Aufbau eines systemischen Monitorings der Bioökonomie (Modul IV im Rahmen des Konzepts »Bioökonomie als gesellschaftlicher Wandel«*, Bundesanzeiger vom 16.03.2016) vom 29. Februar 2016. [www.bmbf.de/foerderungen/bekanntmachung-1158.html](http://www.bmbf.de/foerderungen/bekanntmachung-1158.html) (25.2.2021)
- BMEL (Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2014): *Nationale Politikstrategie Bioökonomie*. Berlin



- BMEL (2015): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Wirtschaftsjahres 2013/14, Bonn
- BMEL (2016): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Wirtschaftsjahres 2014/15, Bonn
- BMEL (2017a): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten der Bundesrepublik Deutschland 2017. 61. Jahrgang, Bonn
- BMEL (2017b): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe – Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Wirtschaftsjahres 2015/2016. Bonn.
- BMEL (2017c): Agrarexporte 2017 – Daten und Fakten. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL), Berlin
- BMEL (2018a): Ökologischer Landbau in Deutschland. Stand: Januar 2018, Berlin
- BMEL (2018b): Humus in landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands. Ausgewählte Ergebnisse der Bodenzustandserhebung, Bonn
- BMEL (2018c): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Wirtschaftsjahres 2016/17, Bonn
- BMEL (2018d): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 2018. Bonn
- BMEL (2020): Ökobarometer 2019. Umfrage zum Konsum von Biolebensmitteln. [www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/oekobarometer-2019.html](http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/Broschueren/oekobarometer-2019.html) (26.4.2021)
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft) (2015): 5. Aktionsprogramm biologische Landwirtschaft 2015–2020, Wien
- BMLFUW (2018): Grüner Bericht 2017. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft im Jahr 2016, Wien
- BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) (2016): Informationspapier: Zahlen und Fakten zu aktuellen Problemen der Intensivhaltung in Deutschland. Berlin
- Böhme, K. (2013): Familienbetrieb – Renaissance einer Betriebsform? Zum Platz in der agrarstrukturellen Diskussion. In: Briefe zum Agrarrecht 10/2013, S. 405–413
- Böhme, K. (2014): »Bäuerlicher Familienbetrieb« – zur agrarrechtlichen Relevanz eines vielgebrauchten Begriffes. In: Briefe zum Agrarrecht 10/2014, S. 394–401
- Bokkers, E.; de Boer, I. (2009): Economic, ecological, and social performance of conventional and organic broiler production in the Netherlands. In: *British Poultry Science*, 50(5), S. 546–557
- BÖLW (Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft) (2018): Die Bio-Branche 2018. Zahlen, Daten, Fakten, Berlin
- Bos, J.; de Haan, J.; Sukkel, W.; Schils, R. (2014): Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. In: *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences* 68, S. 61–70
- Bradbury, K.; Balkwill, A.; Spencer, E.; Roddam, A.; Reeves, G.; Green, J.; Key, T.; Beral, V.; Pirie, K.; The Million Women Study Collaborators (2014): Organic food consumption and the incidence of cancer in a large prospective study of women in the United Kingdom. In: *British Journal of Cancer* 110(9), S. 2321–2326
- Brady, M.; Hristov, J.; Höjgård, S.; Jansson, T.; Johansson, H.; Larsson, C.; Nordin, I.; Rabinowicz, E. (2017): Impacts of Direct Payments. Lessons for CAP post-2020 from a quantitative analysis. Report 2017:2. AgriFood Economics Centre, Lund



- Brandt, K.; Leifert, C.; Sanderson, R.; Seal, C. (2011): Agroecosystem management and nutritional quality of plant foods: the case of organic fruits and vegetables. In: *Critical Reviews in Plant Sciences* 30(1-2), S. 177–197
- Brantsæter, A.; Ydersbond, T.; Hoppin, J.; Haugen, M.; Meltzer, H. (2017): Organic Food in the Diet: Exposure and Health Implications. In: *Annual Review of Public Health* 38, S. 295–313
- Breitschuh, G.; Eckert, H.; Matthes, I.; Strümpfel, J.; Bachmann, G.; Herold, M.; Breitschuh, T.; Gernand, U. (2008): Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft (KSNL). KTBL-Schrift 466. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V., Darmstadt
- Brendel, F. (2012): Sojaboom in deutschen Ställen. World Wide Fund for Nature (WWF) Deutschland, Berlin
- Breustedt, G.; Glauben, T. (2007): Driving Forces behind Exiting from Farming in Western Europe. In: *Journal of Agricultural Economics* 58(1), S. 115–127
- Bronsema, H.; Stratmann, J.; Schlosser, K.; Theuvsen, L. (2015): Wachstumsstrategien von familiengeführten Milchviehbetrieben mit Fremdarbeitskräften. In: Mußhoff, O.; Brümmer, B.; Hamm, U.; Marggraf, R.; Möller, D.; Qaim, M.; Spiller, A.; Theuvsen, L.; von Cramon-Taubadel, S.; Wollni, M. (Hg.): *Neuere Theorien und Methoden in den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus. Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus, Band 50*, Münster, S. 111–123
- Brown, C.; Sperow, M. (2005): Examining the Cost of an All-Organic Diet. In: *Journal of Food Distribution Research* 36(1), S. 20–26
- Bührer, W. (2001): 50 Jahre Düngemittelstatistik in Deutschland. *Statistisches Bundesamt, Wirtschaft und Statistik* 5/2001, S. 367–371
- BUND/MISEREOR (Hg.) (1996): *Zukunftsfähiges Deutschland. Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung. Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie*. Basel u. a. O.
- Bundesregierung (2002): *Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung*. Berlin
- Bundesregierung (2011): *Nationale Nachhaltigkeitsstrategie – Fortschrittsbericht 2012*. Presse- und Informationsamt der Bundesregierung, Berlin
- Bundesregierung (2017a): *Agrarstrukturwandel und flächenabhängige Agrarzahlungen. Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Friedrich Ostendorff, Harald Ebner, Nicole Maisch, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 18/12712 –*. Deutscher Bundestag, Drucksache 18/13062, Berlin
- Bundesregierung (2017b): *Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Neuauflage 2016*. Berlin
- Bundesregierung (2018a): *Zukunft der deutschen Ferkelerzeugung nach dem 31. Dezember 2018. Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Carina Konrad, Grigorios Aggelidis, Christine Aschenberg-Dugnus, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der FDP – Drucksache 19/1895 –*. Deutscher Bundestag, Drucksache 19/2202, Berlin
- Bundesregierung (2018b): *Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie. Aktualisierung 2018*, Berlin
- Bünemann, E.; Bongiorno, G.; Bai, Z.; Creamer, R.; De Deyn, G.; de Goede, R.; Flesskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.; Mäder, P.; Pulleman, M. et al. (2018): Soil quality – A critical review. In: *Soil Biology and Biochemistry* 120, S. 105–125



- Busch, G. (2016): Nutztierhaltung und Gesellschaft. Kommunikationsmanagement zwischen Landwirtschaft und Öffentlichkeit. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen
- Busse, T. (2015): Die Wegwerfkühe: Wie unsere Landwirtschaft Tiere verheizt, Bauern ruiniert, Ressourcen verschwendet und was wir dagegen tun können. München
- Caldbeck, J.; Sumption, P. (2016): Mind the gap – exploring the yield gaps between conventional and organic arable and potato crops. In: *ORC Bulletin* 121, S. 12–15
- Carlson, A.; Jaenicke, E. (2016): Changes in Retail Organic Price Premiums from 2004 to 2010. *USDA Economic Research Report Number 209*, Washington, D. C.
- Christen, O. (2008): Langfristige Trends und Anpassung der Anbausysteme an den Klimawandel. In: von Tiedemann, A.; Heitefuss, R.; Feldmann, F. (Hg.): *Pflanzenproduktion im Wandel – Wandel im Pflanzenschutz*. Deutsche Phytomedizinische Gesellschaft, Braunschweig, S. 57–64
- Christen, O.; Deumelandt, P.; Erdle, K.; Packeiser, M.; Reinicke, F.; von Daniels-Spangenberg, H. (2013): Nachhaltiger Ackerbau – Effizienz steigern, Image pflegen, Ressourcen schonen. *DLG-Merkblatt 369*, Stand 01/2013, Frankfurt a. M.
- Ciutacu, C.; Chivu, L.; Andrei, J. (2015): Similarities and dissimilarities between the EU agricultural and rural development model and Romanian agriculture. Challenges and perspectives. In: *Land Use Policy* 44, S. 169–176
- Coenen, R.; Grunwald, A. (Hg.) (2003): *Nachhaltigkeitsprobleme in Deutschland. Analyse und Lösungsstrategien*, Berlin
- Conner, D. (2008): Organic agriculture cannot feed the world. In: *Field Crops Research* 106(2), S. 187–190
- Cooper, J.; Baranski, M.; Stewart, G.; Nobel-de Lange, M.; Barberi, P.; Fließbach, A.; Peigné, J.; Berner, A.; Brock, C.; Casagrande, M.; Crowley, O. et al. (2016): Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. In: *Agronomy for Sustainable Development* 36, Artikel Nr. 22
- Crowder, D.; Reganold, J. (2015): Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(24), S. 7611–7616
- Dachbrodt-Saaydeh, S.; Sellmann, J.; Strassemeyer, J.; Schwarz, J.; Klocke, B.; Krengel, S.; Kehlenbeck, H. (2018): *Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz, Zwei-Jahresbericht 2015 und 2016, Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2016*. Berichte aus dem Julius Kühn-Institut 194, Kleinmachnow
- Dangour, A.; Dodhia, S.; Hayter, A.; Allen, E.; Lock, K.; Uauy, R. (2009): Nutritional quality of organic foods: a systematic review. In: *American Journal of Clinical Nutrition* 90(3), S. 680–685
- Dangour, A.D.; Lock, K.; Hayter, A.; Aikenhead, A.; Allen, E.; Uauy, R. (2010): Nutrition-related health effects of organic foods: a systematic review. In: *American Journal of Clinical Nutrition* 92, S. 203–210
- Darnhofer, I.; Gibbon, D.; Dedieu, B. (2012): *Farming Systems Research: An approach to inquiry*. In: Darnhofer, I.; Gibbon, D.; Dedieu, B.: *Farming Systems Research into the 21<sup>st</sup> Century: The New Dynamic*, Dordrecht
- Davidova, S. (2011): Semi-Subsistence Farming: An Elusive Concept Posing Thorny Policy Questions. In: *Journal of Agricultural Economics* 62(3), S. 503–524
- Davidova, S.; Bailey, A.; Dwyer, J.; Erjavec, E.; Gorton, M.; Thomson, K. (2013): *Semi-subsistence Farming – Value and Directions of Development*. Study for the European Parliament's Committee on Agriculture and Rural Development. PE 495.861. European Parliament, Directorate General for Internal Policies, Policy



- Department B: Structural and Cohesion Policies, Agriculture and Rural Development, Brüssel
- DBV (Deutscher Bauernverband) (2011): Leitbild des Deutschen Bauernverbandes. Unsere Werte und Orientierung für die Zukunft, Berlin, <https://media.repro-mayr.de/79/542779.pdf> (3.3.2021)
- DBV (2014): Situationsbericht 2013/14. Berlin
- DBV (2017): Situationsbericht 2017/18. Trends und Fakten zur Landwirtschaft, Berlin
- De Devitiis, B.; Maietta, O. (2013): Chapter 8: Regional Patterns of Structural Change in Italian Agriculture. In: Ortiz-Miranda, D.; Moragues-Faus, A.; Arnalte-Alegre, E. (Hg.): Agriculture in Mediterranean Europe: Between Old and New Paradigms. In: Research in Rural Sociology and Development 19, Bingley, S. 173–205
- De Jonge, J.; van Trijp, H. (2013): Meeting Heterogeneity in Consumer Demand for Animal Welfare: A Reflection of Existing Knowledge and Implications for the Meat Sector. In: Journal of Agricultural and Environmental Ethics 26(3), S. 629–661
- De Ponti, T. de; Rijk, B.; van Ittersum, M. (2012): The crop yield gap between organic and conventional agriculture. In: Agricultural Systems 108, S. 1–9
- Deblitz, C.; Rohlmann, C.; Efken, J. (2017): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Mastschweine. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Demeter (2017a): Erzeugung und Verarbeitung. Richtlinien für die Zertifizierung »Demeter« und »Biodynamisch«. Demeter e. V., Darmstadt
- Demeter (2017b): Unterschied von Bio zu Demeter. Demeter e. V., Darmstadt. [www.demeter.de/unterschied-bio-demeter](http://www.demeter.de/unterschied-bio-demeter) (6.6.2019)
- Destatis (Statistisches Bundesamt) (2010a): Methodische Grundlagen der Landwirtschaftszählung 2010. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 2. S. 6, Wiesbaden
- Destatis (2010b): Hofnachfolge in landwirtschaftlichen Betrieben der Rechtsform Einzelunternehmen. Landwirtschaftszählung 2010. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Heft 4, Wiesbaden
- Destatis (2011a): Betriebswirtschaftliche Ausrichtung und Standardoutput, Landwirtschaftszählung/Agrarstrukturerhebung 2010. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 2.1.4
- Destatis (2011b): Viehhaltung der Betriebe. Agrarstrukturerhebung 2007. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 2.1.3, Wiesbaden
- Destatis (2014): Betriebswirtschaftliche Ausrichtung und Standardoutput, Agrarstrukturerhebung 2013. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 2.1.4, Wiesbaden
- Destatis (2016a): Bodennutzung der Betriebe (Struktur der Bodennutzung). Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 2.1.2, Wiesbaden
- Destatis (2016b): Arbeitskräfte und Berufsbildung der Betriebsleiter/Geschäftsführer, Agrarstrukturerhebung. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei Fachserie 3 Reihe 2.1.8, Wiesbaden
- Destatis (2016c): Betriebe mit ökologischem Landbau, Agrarstrukturerhebung. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei Fachserie 3 Reihe 2.2.1, Wiesbaden
- Destatis (2017a): Statistisches Jahrbuch 2017. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden
- Destatis (2017b): Landwirtschaftliche Betriebe. Betriebsgrößenstruktur landwirtschaftlicher Betriebe nach Bundesländern. [www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/LandwirtschaftlicheBetriebe/Tabellen/BetriebsgroessenstrukturLandwirtschaftlicheBetriebe.html](http://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/LandwirtschaftlicheBetriebe/Tabellen/BetriebsgroessenstrukturLandwirtschaftlicheBetriebe.html) (6.6.2019)



- Destatis (2017c): Betriebswirtschaftliche Ausrichtung und Standardoutput, Agrarstrukturenerhebung 2016. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 2.1.4, Wiesbaden
- Destatis (2017d): Betriebe mit ökologischem Landbau, Agrarstrukturenerhebung 2016. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 2.2.1, Wiesbaden
- Destatis (2017e): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2016
- Destatis (2017f): Viehhaltung der Betriebe. Agrarstrukturenerhebung 2016. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 2.1.3, Wiesbaden
- Destatis (2017g): Rechtsformen und Erwerbscharakter. Agrarstrukturenerhebung 2016. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 2.1.5, Wiesbaden
- Destatis (2017h) Bei der Bodenbearbeitung dominiert der Pflug. [www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/aktuell-bodenbearbeitung.html](http://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Produktionsmethoden/aktuell-bodenbearbeitung.html) (21.9.2017)
- Destatis (2018a): Viehbestand 3. November 2017. Land- und Forstwirtschaft, Fischerei, Fachserie 3 Reihe 4.1, Wiesbaden
- Destatis (2018b): Umweltnutzung und Wirtschaft. Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen, Teil 2: Vorbericht Energie. Berichtszeitraum 2000–2016, Wiesbaden
- Destatis (2018c): Produzierendes Gewerbe, Düngemittelversorgung, 2. Vierteljahr 2018. Fachserie 4, Reihe 8.2, Wiesbaden
- Destatis (2018d): Indikatoren der UN-Nachhaltigkeitsziele. Für Deutschland verfügbare Indikatoren der globalen UN-Agenda 2030 für nachhaltige Entwicklung. Statistisches Bundesamt (Destatis), Wiesbaden
- Destatis (2018e): Wie wird die Umsetzung der SDGs überprüft? [www.destatis.de/DE/UeberUns/UnsereAufgaben/InternationaleKooperation/Agenda2030/UmsetzungSDGsUberpruefung.html](http://www.destatis.de/DE/UeberUns/UnsereAufgaben/InternationaleKooperation/Agenda2030/UmsetzungSDGsUberpruefung.html) (6.6.2019)
- Destatis (2018f): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2018
- Destatis (2019a): Private Konsumausgaben (Lebenshaltungskosten) – Deutschland. [www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Einkommen-Konsum-Lebensbedingungen/Konsumausgaben-Lebenshaltungskosten/Tabellen/listegebietsstaende.html](http://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Einkommen-Konsum-Lebensbedingungen/Konsumausgaben-Lebenshaltungskosten/Tabellen/listegebietsstaende.html) (6.6.2019)
- Destatis (2019b): Agrarstrukturenerhebung 2016. Historie der Erhebung. [www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/Agrarstrukturenerhebung2016/Historie.html](http://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/Agrarstrukturenerhebung2016/Historie.html) (6.6.2019)
- Destatis (2019c): Entwicklung globaler Nachhaltigkeitsziele: Deutsche Online-Plattform geht an den Start. Pressemitteilung Nr. 261 vom 9. Juli 2019
- Diez, T.; Beck, T.; Borchert, H.; Capriel, P.; Krauss, M.; Bauchhenß, J. (1991): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen, 2. Mitteilung. In: Bayerisches landwirtschaftliches Jahrbuch 68, S. 409–443
- Diez, T.; Weigelt, H.; Borchert, H.; Beck, T.; Bauchhenß, J.; Herr, S.; Amman, J.; Pommer, G. (1986): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen. In: Bayerisches landwirtschaftliches Jahrbuch 63, S. 979–1019
- Dixon, J.; Gulliver, A.; Gibbon, D. (2001): *Farming Systems and Poverty: Improving Farmers' Livelihood in a Changing World*. FAO, Rome, World Bank, Washington, D.C.
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft) (2013): *DLG-Zertifikat Nachhaltige Landwirtschaft. Prüfbestimmungen*, Frankfurt a. M.



- DLG (2015): Landwirtschaft in Deutschland. DLG-Nachhaltigkeitsbericht 2015, Frankfurt a. M.
- DLG (2016): Landwirtschaft in Deutschland. DLG-Nachhaltigkeitsbericht 2016, Frankfurt a. M.
- Drinkwater, L.; Wagoner, P.; Sarrantonio, M. (1998): Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. In: *Nature* 396, S. 262–265
- Dusseldorp, M. (2017): Zielkonflikte der Nachhaltigkeit. Zur Methodologie wissenschaftlicher Nachhaltigkeitsbewertungen, Wiesbaden
- EC (European Commission) (2013): Organic versus conventional farming, which performs better financially? An overview of organic field crop and milk production in selected Member States. Farm Economics Brief No. 4, Brüssel
- EC (2015): CAP Context Indicators 2014–2020. 17. Agricultural Holdings. 2015 update, Brüssel, [https://ec.europa.eu/agriculture/cap-indicators/context/2015/c18\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/agriculture/cap-indicators/context/2015/c18_en.pdf) (6.6.2019)
- EC (2016): The Netherlands. CAP in your country. Brussels, [https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/by\\_country/documents/cap-in-your-country-nl\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/by_country/documents/cap-in-your-country-nl_en.pdf) (6.6.2019)
- EC (2017): Romania. CAP in your country. Brussels, [https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/by\\_country/documents/cap-in-your-country-ro\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/info/sites/info/files/food-farming-fisheries/by_country/documents/cap-in-your-country-ro_en.pdf) (6.6.2019)
- EC (2018a): Farm structures. DG Agriculture and Rural Development, Unit Farm Economics, Brüssel. <https://ec.europa.eu/agriculture/sites/agriculture/files/statistics/facts-figures/f,rm-structures.pdf> (6.6.2019)
- EC (2018b): Recipe for change: An agenda for a climate-smart and sustainable food system for a healthy Europe. Report of the EC FOOD 2030 Independent Expert Group. Brussels: European Commission, Directorate-General for Research and Innovation, Directorate F – Bioeconomy. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/d0c725de-6f7c-11e8-9483-01aa75ed71a1/language-en> (26.4.2021)
- EC-SAM (European Commission's Scientific Advice Mechanism) (2020): Auf dem Weg zu einem nachhaltigen Lebensmittelsystem. Wissenschaftliche Stellungnahme Nr. 8, März 2020. <https://op.europa.eu/en/web/eu-law-and-publications/publication-detail/-/publication/ca8ffeda-99bb-11ea-aac4-01aa75ed71a1> (26.4.2021)
- EEA (European Environment Agency) (2017): Food in a green light. A systems approach to sustainable food. EEA Report No 16/2017, <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/5b03ef03-c8f0-11e7-9b01-01aa75ed71a1> (26.4.2021)
- Elsässer, M.; Herrmann, K.; Jilg, T. (2013): The DAIRYMAN-Sustainability Index (DSI) as a possible tool for the evaluation of sustainability of dairy farms in North-west-Europe. DAIRYMAN-Report, Nr. 3, 2013, LAZBW, Aulendorf
- Emmann, C.; Surmann, D.; Theuvsen, L. (2015): Charakterisierung und Bedeutung außerlandwirtschaftlicher Investoren: Empirische Ergebnisse aus Sicht des landwirtschaftlichen Berufsstandes. Diskussionspapier 1504, Department für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung, Georg-August-Universität Göttingen
- Eurostat (2017a): Farm structure survey – survey coverage. Statistics Explained, [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Farm\\_structure\\_survey\\_%E2%80%93\\_survey\\_coverage](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Farm_structure_survey_%E2%80%93_survey_coverage) (21.9.2017)



- Eurostat (2017b): Agriculture, forestry and fishery statistics. 2017 edition. Luxemburg, <https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3217494/8538823/KS-FK-17-001-EN-N.pdf/c7957b31-be5c-4260-8f61-988b9c7f2316> (16.3.2021)
- Eurostat (2017c): Organic farming statistics. Statistics Explained, [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Organic\\_farming\\_statistics](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Organic_farming_statistics) (6.6.2019)
- Eurostat (2018a): Farm structure (ef), Reference Metadata in Euro SDMX Metadata Structure (ESMS) [http://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/ef\\_esms.htm](http://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/ef_esms.htm) (6.6.2019)
- Eurostat (2018b): Indikatoren landwirtschaftlicher Betriebe nach landwirtschaftlicher Fläche, betriebswirtschaftlicher Ausrichtung, Standardproduktion, Rechtsform und NUTS-2-Regionen (ef\_m\_farmleg). [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=ef\\_m\\_farmleg&lang=de](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=ef_m_farmleg&lang=de) (6.6.2019)
- Eurostat (2018c): Ökologische Unternehmen nach Status des Registrierungsprozesses (ab 2012) (org\_coptyp) [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=org\\_coptyp&lang=de](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=org_coptyp&lang=de) (6.6.2019)
- Eurostat (2018d): Ökologische Anbaufläche nach landwirtschaftlichen Produktionsmethoden und Kulturen (ab 2012) (org\_cropar) [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=org\\_cropar&lang=de](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=org_cropar&lang=de) (6.6.2019)
- Eurostat (2018e): Erhebung über die Struktur der landwirtschaftlichen Betriebe 2016. Von den 10,3 Millionen landwirtschaftlichen Betrieben in der EU weisen zwei Drittel eine Größe von weniger als 5 ha auf. Pressemitteilung 105/2018, 28. Juni 2018
- Eurostat (2018f): Hauptbodennutzung nach NUTS-2-Regionen (ef\_lus\_main) [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=ef\\_lus\\_main&lang=de](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=ef_lus_main&lang=de) (6.6.2019)
- Eurostat (2018g): Rinderbestand – jährliche Daten (apro\_mt\_lscatl) [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=apro\\_mt\\_lscatl&lang=de](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=apro_mt_lscatl&lang=de) (6.6.2019)
- Eurostat (2018h): Landwirtschaftliche Betriebe mit Viehbestand (TAG00124) <https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/tag00124/default/table?lang=de> (6.6.2019)
- Eurostat (2018i): Schweinebestand – jährliche Daten (apro\_mt\_lspig) [http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=apro\\_mt\\_lspig&lang=de](http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=apro_mt_lspig&lang=de) (6.6.2019)
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) (2013): SAFA Indicators – Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems. Rom
- FAO (2014): Short History of SAFA. [www.fao.org/fileadmin/templates/nr/sustainability\\_pathways/docs/SAFA\\_History10.9.14.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/templates/nr/sustainability_pathways/docs/SAFA_History10.9.14.pdf) (16.3.2021)
- FAO (2014): International Year of Family Farming 2014. <http://www.fao.org/3/as281e/as281e.pdf> (16.3.2021)
- FEFAC (European Feed Manufacturers' Federation) (2015): FEFAC Leitlinien für die Sojabeschaffung. Fassung vom 27.08.2015, Brüssel
- Feher, A.; Goşa, V.; Raicov, M.; Haranguş, D.; Condea, B. (2017): Convergence of Romanian and Europe Union agriculture – evolution and prospective assessment. In: Land Use Policy 67, S. 670–678
- FiBL (Forschungsinstitut für biologischen Landbau) (2018): Data on organic agriculture 2005–2016. The Statistics, <http://statistics.fibl.org/europe.html> (6.6.2019)
- FiBL; IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements) (2018): The World of Organic Agriculture. Statistics & Emerging Trends 2018, Frick, <https://shop.fibl.org/chde/mwdownloads/download/link/id/1093/> (16.3.2021)



- Fliessbach, A.; Mäder, P.; Pfiffner, L.; Dubois, D.; Gunst, L. (2000): Bio fördert Bodenfruchtbarkeit und Artenvielfalt. Erkenntnisse aus 21 Jahren DOK-Versuch. FiBL-Dossier Nr. 1, Frick
- Fliessbach, A.; Oberholzer, H.-R.; Gunst, L.; Mäder, P. (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118(1-4), S. 273–284
- Fock, T. (2012): Zu viel Geld von außen? Über Strukturentwicklung und Bodenmärkte in Ostdeutschland und die Rolle externer Investoren. In: *AgrarBündnis e. V. (Hg.): Kritischer Agrarbericht 2012*, Konstanz/Hamm, S. 118–121
- Forstner, B. (2017): Praxis der Erfassung von Betrieben und Gesamtbetrieben in der offiziellen Agrarstatistik. In: Forstner, B.; Zavyalova, E. (Hg.): *Thünen Working Paper 80*, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, S. 33–36
- Forstner, B.; Duden, C.; Ellßel, R.; Gocht, A.; Hansen, H.; Neuenfeldt, S.; Offermann, F.; de Witte, T. (2018): Wirkungen von Direktzahlungen in der Landwirtschaft – ausgewählte Aspekte mit Bezug zum Strukturwandel. *Thünen Working Paper 96*, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Forstner, B.; Tietz, A. (2013): Kapitalbeteiligung nichtlandwirtschaftlicher und überregional ausgerichteter Investoren an landwirtschaftlichen Unternehmen in Deutschland. *Thünen Report 5*, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Forstner, B.; Tietz, A.; Klare, K.; Kleinhanss, W.; Weingarten, P. (2011): Aktivitäten von nichtlandwirtschaftlichen und überregional ausgerichteten Investoren auf dem landwirtschaftlichen Bodenmarkt in Deutschland. Endbericht, 2. aktualisierte Fassung. *Landbauforschung Sonderheft 352*, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Forstner, B.; Zavyalova, E. (Hg.) (2017): Betriebs- und Unternehmensstrukturen in der deutschen Landwirtschaft: Workshop zu vorläufigen Ergebnissen und methodischen Ansätzen. *Thünen Working Paper 80*, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Frank, H.; Schmid, H.; Hülsbergen, K.-J. (2015): Energie- und Treibhausgasbilanz der Milchviehhaltung – Untersuchungen im Netzwerk der Pilotbetriebe. In: Hülsbergen, K.-J.; Rahmann, G. (Hg.): *Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme – Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben*. Forschungsergebnisse 2013–2014. *Thünen Report 29*, Technische Universität München, Thünen-Institut für Ökologischen Landbau, Freising-Weihenstephan/Westerau, S. 25–48
- Frentrup, M.; Bronsema, H.; Pohl, C.; Theuvsen, L. (2014): Risikotragfähigkeit im Risikomanagementprozess: Konzeption und praktische Anwendung eines kennzahlengestützten Scoring-Systems zur Analyse landwirtschaftlicher Familienbetriebe. In: *Bericht über Landwirtschaft* 92(1), S. 1–21
- Frieben, B.; Prolingheuer, U.; Wildung, M.; Meyerhoff, E. (2012a): Aufwertung der Agrarlandschaft durch ökologischen Landbau. Eine Möglichkeit der produktionsintegrierten Kompensation? (Teil 1). In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44(4), S. 108–114
- Frieben, B.; Prolingheuer, U.; Meyerhoff, E. (2012b): Aufwertung der Agrarlandschaft durch ökologischen Landbau. Eine Möglichkeit der produktionsintegrierten Kompensation? (Teil 2). In: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 44(5), S. 154–160
- Friedel, J.; Gabel, D.; Ehrmann, O.; Stahr, K. (1999): Auswirkungen unterschiedlich langer ökologischer Bode



- nbewirtschaftung auf Nährstoffverfügbarkeit und bodenbiologische Eigenschaften. In: Hoffmann, H.; Müller, S. (Hg.): Beiträge zur 5. Wissenschaftlichen Tagung zum Ökologischen Landbau. Berlin, S. 182–185
- Friedrich, N.; Theuvsen, L. (2012): Der Markt für Obst und Gemüse. In: *German Journal of Agricultural Economics* 61 Supplement, S. 73–82
- Fürste, A.; Prell, J.; Toschki, A. (2017): Bestandstrend sowie Ursachen für die Bestandsentwicklung von ausgewählten Feldvogelarten. Literaturstudie. Forschungsinstitut für Ökosystemanalyse und -bewertung e. V., Aachen
- Gabanyi, A. (2003): Die Landwirtschaft im Prozeß der EU-Integration Rumäniens. SWP-Studie S38, Stiftung Wissenschaft und Politik, Berlin
- Garming, H. (2016): Ein Jahr Mindestlohn – Kosteneffekte, Anpassungsmaßnahmen und praktische Probleme im deutschen Gartenbau. In: Dirksmeyer, W.; Schulte, M.; Theuvsen, L. (Hg.): Aktuelle Forschung in der Gartenbauökonomie: Nachhaltigkeit und Regionalität – Chancen und Herausforderungen für den Gartenbau. Thünen Report 44, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, S. 175–195
- Garner, E.; de la O Campos, A. (2014): Identifying the »family farm«. An informal discussion of the concepts and definitions. ESA Working Paper No. 14–10. FAO, Rom
- Gattinger, A.; Müller, A.; Haeni, M.; Skinner, C.; Fließbach, A.; Buchmann, N.; Mäder, P.; Stolze, M.; Smith, P.; Scialabba, N.; Niggli, U. (2012): Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. In: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(44), S. 18226–18231
- Gaviglio, A.; Bertocchi, M.; Marescotti, M.; Demartini, E.; Pirani, A. (2016): The social pillar of sustainability. A quantitative approach at the farm level. In: *Agricultural and Food Economics* 4(1), Art. 15
- Gehlen, P. (1987): Bodenchemische, bodenbiologische und bodenphysikalische Untersuchungen konventionell und biologisch bewirtschafteter Acker-, Gemüse-, Obst- und Weinbauflächen. Dissertation, Universität Bonn
- Gerke, J. (2015): Bäuerliche Landwirtschaft – zum Begriff und zu ihrer Zukunft. <http://ostdeutsche-bodenpolitik.de/2015/01/30/baeuerliche-landwirtschaft-zum-begriff-und-zu-ihrer-zukunft/> (30.3.2021)
- Giller, K. (2013): Can we define the term »farming system«? A question of scale. In: *Outlook on Agriculture* 42(3), S. 149–153
- Gindele, N.; Kaps, S.; Doluschitz, R. (2016): Betriebliche Möglichkeiten im Umgang mit dem Fachkräftemangel in der Landwirtschaft. In: *Berichte über Landwirtschaft* 94(1), S. 1–14
- Godfray, H.; Beddington, J.; Crute, I.; Haddad, L.; Lawrence, D.; Muir, J.; Pretty, J.; Robinson, S.; Thomas, S.; Toulmin, C. (2010): Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. In: *Science* 327(5967), S. 812–818
- Gömann, H.; Bender, A.; Bolte, A.; Dirksmeyer, W.; Englert, H.; Feil, J.-H.; Frühauf, C.; Hauschild, M.; Kregel, S.; Lilienthal, H.; Löpmeier, F.-J. et al. (2015): Agrarrelevante Extremwetterlagen und Möglichkeiten von Risikomanagementsystemen. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL). Thünen Report 30, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Gomiero, T.; Pimentel, D.; Paoletti, M. (2011): Environmental Impact of Different Agricultural Management Practices: Conventional vs. Organic Agriculture. In: *Critical Reviews in Plant Sciences* 30(1–2), S. 95–124



- Gosling, P.; Hodge, A.; Goodlass, G.; Bending, G. (2006): Arbuscular mycorrhizal fungi and organic farming. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113(1–4), S. 17–35
- Graeb, B.; Chappell, M.; Wittman, H.; Ledermann, S.; Kerr, R.; Gemmill-Herren, B. (2016): The State of Family Farms in the World. In: *World Development* 87, S. 1–15
- Grenz, J. (2017): Nachhaltigkeitsanalyse von Landwirtschaftsbetrieben. In: *Agrarforschung Schweiz* 8 (10), S. 410–413
- Grenz, J.; Schoch, M.; Stämpfli, A.; Thalmann, C. (2012): RISE-Handbuch – Nachhaltige Entwicklung für Bauern und Bäuerinnen messbar, greifbar und umsetzbar machen. RISE-Version 2.0. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL), Zollikofen
- Grünberg, J.; Nieberg, H.; Schmidt, T. (2010): Treibhausgasbilanzierung von Lebensmitteln (Carbon Footprints). Überblick und kritische Reflexion. In: *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* 60(2), S. 53–72
- Grünes Zentrum (2018): Einzelbetrieblicher Nachhaltigkeitscheck Landwirtschaft (NaLa) 2017. Version 1.3 vom 1.8.2018, <https://gruenes-zentrum.net/> (30.3.2021)
- Gurrath, P. (2006): Ergebnisse der Gartenbauerhebung 2005. In: *Wirtschaft und Statistik* 10/2006, S. 1037–1047
- Gusenbauer, I.; Bartel-Kratochvil, R.; Markut, T.; Hörtenhuber, S.; Schermer, M.; Ausserladscheider, V.; Lindenthal, T. (2018): How a region benefits from regionally labelled cheese products in Austria: a model-based empirical assessment along different value chains. In: *Organic Agriculture* 9(1), S. 13–27
- Haenel, H.-D.; Rösemann, C.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B. (2018): Berechnung von gas- und partikelförmigen Emissionen aus der deutschen Landwirtschaft 1990–2016. Report zu Methoden und Daten (RMD) Berichterstattung 2018. Thünen Report 57, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Hahne, J.; Vorlop, K.-D.; Willke, T. (2003): Wird der Null-Emissionsstall zum Stand der Technik? In: Isermeyer, F. (Hg.): *Fleisch 2025*. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 262. Braunschweig, S. 119–130
- Halberg, N.; Westhoek, H. (2019): The added value of a Food Systems Approach in Research and Innovation. Policy Brief by Standing Committee on Agricultural Research (SCAR) Strategic Working Group on Food Systems. Independent Expert Report, [https://scar-europe.org/images/FOOD/Deliverables/Policy\\_Brief\\_Food\\_Systems\\_RI-KI-03-19-466-EN-N.pdf](https://scar-europe.org/images/FOOD/Deliverables/Policy_Brief_Food_Systems_RI-KI-03-19-466-EN-N.pdf) (26.4.2021)
- Hartmann, M.; Frey, B.; Mayer, J.; Mäder, P.; Widmer, F. (2015): Distinct soil microbial diversity under long-term organic and conventional farming. In: *The ISME Journal* 9, S. 1177–1194
- Hartvigsen, M. (2014): Land reform and land fragmentation in Central and Eastern Europe. In: *Land Use Policy* 36, S. 330–341
- Haubach C.; Held, B. (2015): Ist ökologischer Konsum teuer? Ein warenkorbbasierter Vergleich. In: *WISTA – Wirtschaft und Statistik* 1/2015, S. 41–55
- Heinrich Böll Foundation; Rosa Luxemburg Foundation; Friends of the Earth Europe (2017): *AGRIFOOD ATLAS*, Facts and figures about the corporations that control what we eat. Berlin/Brüssel
- Heinze, S.; Vogel, A. (2012): Ökologischer Landbau in Deutschland – Zu den Bestimmungsgründen von Umstellung und Rückumstellung. In: *Berichte über Landwirtschaft* 90(3), S. 467–489



- Heinze, S.; Vogel, A. (2017): Reversion from Organic to Conventional Agriculture in Germany: An Event History Analysis. In: *German Journal of Agricultural Economics* 66(1), S. 13–25
- Heise, H.; Theuvsen, L. (2017): The willingness of conventional farmers to participate in animal welfare programmes: An empirical study from Germany. In: *Animal Welfare* 26(1), S. 67–81
- Henke, S.; Schmitt, C.; Theuvsen, L. (2012): Personalmanagement in der Landwirtschaft: Überblick über den Stand der Forschung. In: *Berichte über Landwirtschaft* 90(2), S. 317–329
- Henneberry, S.; Whitacre, B.; Agustini, H. (2009): An Evaluation of the Economic Impacts of Oklahoma Farmers Markets. In: *Journal of Food Distribution Research* 40(3), S. 64–78
- Heyder, M.; von Davier, Z.; Theuvsen, L. (2009): Fachkräftemangel in der Landwirtschaft. Was ist zu tun? In: Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (Hg.): *Landwirtschaft 2020. Herausforderungen, Strategien, Verantwortung*, Frankfurt a.M., S. 267–284
- Hinrichs, C. (2003): The Practice and Politics of Food System Localization. In: *Journal of Rural Studies* 19, S. 33–45
- Hirschfeld, J.; Weiß, J.; Preidl, M.; Korbun, T. (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08, Studie im Auftrag von foodwatch e.V., Berlin. [www.foodwatch.org/uploads/media/IOEW-Studie\\_Klimawirkungen\\_der\\_Landwirtschaft\\_in\\_Deutschland\\_2008\\_01.pdf](http://www.foodwatch.org/uploads/media/IOEW-Studie_Klimawirkungen_der_Landwirtschaft_in_Deutschland_2008_01.pdf) (30.3.2021)
- Hiß, C. (2016): Bäuerliche Landwirtschaft – ein Vorbild für regionale Versorgungswirtschaften? In: AgrarBündnis (Hg.): *Kritischer Agrarbericht 2017*, Konstanz/Hamm, S. 279–284
- Hoffmann, I.; Eisinger-Watzl, M. (2015): Nutritional behaviour and lifestyle factors of consumers purchasing organic food: Outcomes from the German National Nutrition Survey II. 12th European Nutrition Conference 2015. In: *Annals of Nutrition and Metabolism* 67(suppl. 1), S. 68
- Hole, D.; Perkins, A.; Wilson, J.; Alexander, I.; Grice, P.; Evans, A. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? In: *Biological Conservation* 122(1), S. 113–130
- Hörning, B. (2013): »Qualzucht« bei Nutztieren – Probleme und Lösungsansätze. [https://baerbel-hoehn.de/archiv/fileadmin/media/MdB/baerbelhoehn\\_de/www\\_baerbelhoehn\\_de/XXX\\_Qualzucht\\_bei\\_Nutztieren\\_Hoerning.pdf](https://baerbel-hoehn.de/archiv/fileadmin/media/MdB/baerbelhoehn_de/www_baerbelhoehn_de/XXX_Qualzucht_bei_Nutztieren_Hoerning.pdf) (30.3.2021)
- Hubbard, C.; Mishev, P.; Ivanova, N.; Luca, L. (2014): Semi-subsistence Farming in Romania and Bulgaria: A Survival Strategy? In: *EuroChoices* 13(1), S. 46–51
- Huber, J. (1985): Vergleichende Untersuchungen von Böden mit unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen hinsichtlich Wasser-, Nährstoff-, Humushaushalt und Biologie. In: *Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft* 30, S. 13–75
- Huber, M.; Rembialkowska, E.; Średnicka, D.; Bügel, S.; van de Vijver, L. (2011): Organic food and impact on human health: Assessing the status quo and prospects of research. In: *NJAS – Wageningen Journal of Life Sciences* 58(3–4), S. 103–109
- Huettel, S.; Jongeneel, R. (2011): How has the EU milk quota affected patterns of herd-size change? In: *European Review of Agricultural Economics* 38, S. 497–527
- Hughner, R.; McDonagh, P.; Prothero, A.; Shultz II, C.; Stanton, J. (2007): Who are organic food consumers? A compilation and review of why people purchase organic food. In: *Journal of Consumer Behaviour* 6(2–3), S. 94–110



- Hülsbergen, K.-J. (2019): 10 Jahre transdisziplinäre Forschung im Netzwerk der Pilotbetriebe – Forschungsfragen, methodischer Ansatz und Ergebnisse. Wissenschaftliche Tagung »Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Pilotbetriebe in Deutschland – Ergebnisse 10-jähriger transdisziplinärer Forschung«, am Thünen-Institut Braunschweig, 15. Januar 2019; [www.pilotbetriebe.de/wissenstransfer.php](http://www.pilotbetriebe.de/wissenstransfer.php) (30.3.2021)
- Hülsbergen, K.-J.; Küstermann, B. (2007): Ökologischer Landbau – Beitrag zum Klimaschutz. In: Wiesinger, K. (Hg.): Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern. In: Schriftenreihe LFL 3/07, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising-Weihenstephan, S. 9–21
- Hunter, D.; Foster, M.; McArthur, J.; Ojha, R.; Petocz, P.; Samman, S. (2011): Evaluation of the micronutrient composition of plant foods produced by organic and conventional agricultural methods. In: *Crit. Rev. Food Sci. Nutr.* 51(6), S. 571–582
- IFOAM (2014): The IFOAM Norms for Organic Production and Processing. Version 2014. International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM), Bonn, [www.ifoam.bio/sites/default/files/ifoam\\_norms\\_july\\_2014\\_t.pdf](http://www.ifoam.bio/sites/default/files/ifoam_norms_july_2014_t.pdf) (1.4.2021)
- IFOAM (2018): Membership & GA. International Federation of Organic Agriculture Movements (IFOAM), Bonn, <https://www.ifoam.bio/about-us/our-network/become-affiliate> (1.4.2021)
- IFOAM EU Group (2018): Organic in Europe. <https://www.organicseurope.bio/about-us/organics-europe/> (1.4.2021)
- Ihle, R.; Dries, L.; Jongeneel, R.; Venus, T.; Wesseler, J. (2017): Research for AGRI Committee – The EU Cattle Sector: Challenges and Opportunities – Milk and Meat. Study IP/B/AGRI/IC/2016-014 for the European Parliament, Brüssel
- Ingrisch, S.; Wasner, U.; Glück, E. (1989): Vergleichende Untersuchung der Ackerfauna auf alternativ und konventionell bewirtschafteten Flächen. In: Alternativer und konventioneller Landbau. In: Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW 11, Münster-Hiltrup, S. 113–272
- Inhetveen, H.; Fink-Kesßler, A. (2007): Landwirtschaft im Nebenerwerb. Politisch vernachlässigt – und dennoch zukunftsfähig. In: AgrarBündnis (Hg.): Kritischer Agrarbericht 2007, Konstanz/Hamm, S. 72–78
- INSERM (Institut national de la santé et de la recherche médicale) (2018): Moins de cancers chez les consommateurs d'aliments bio. Communiqués et dossiers de presse, 22.10.2018, Paris, <https://presse.inserm.fr/moins-de-cancers-chez-les-consommateurs-daliments-bio/32820/> (1.4.2021)
- IPES FOOD International Panel of Experts on Sustainable Food Systems) (2019): Towards a common food policy for the European Union. The policy reform and realignment that is required to build sustainable food systems in Europe. [www.ipes-food.org/\\_img/upload/files/CFP\\_FullReport.pdf](http://www.ipes-food.org/_img/upload/files/CFP_FullReport.pdf) (26.4.2021)
- ISCC (2010): ISCC 202 Sustainability Requirements for the Production of Biomass. ISCC 11-01-14. International Sustainability & Carbon Certification (ISCC) System GmbH, Köln
- ISCC (2018): All certificates. International Sustainability & Carbon Certification (ISCC) System GmbH, Köln, [www.iscc-system.org/certificates/all-certificates/](http://www.iscc-system.org/certificates/all-certificates/) (1.4.2021)
- Jacobs, A.; Flessa, H.; Don, A.; Heidkamp, A.; Prietz, R.; Dechow, R.; Gensior, A.; Poeplau, C.; Riggers, C.; Schneider, F.; Tiemeyer, B. et al. (2018): Landwirtschaftlich genutzte Böden in Deutschland – Ergebnisse der Bodenzustandserhebung. Thünen Report 64, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig



- Jansen, K. (2000): Labour, Livelihoods and the Quality of Life in Organic Agriculture in Europe, In: *Biological Agriculture & Horticulture* 17(3), S. 247–278
- Janze, C.; Theuvsen, L.; Schmidt, C.; Meyer, J.; Winkel, C. (2018): Konjunkturbarometer Agribusiness in Deutschland 2018. Ernst & Young, Hannover
- Jarosz, L. (2000): Understanding agri-food networks as social relations. In: *Agriculture and Human Values* 17, S. 279–283
- Jones, J.; Antle, J.; Basso, B.; Boote, K.; Conant, R.; Foster, I.; Godfray, H.; Herrero, M.; Howitt, R.; Janssen, S.; Keating, B. et al. (2012): Brief history of agricultural systems modelling. In: *Agricultural Systems* 155, S. 240–254
- Jossi, W.; Gunst, L.; Zihlmann, U.; Mäder, P.; Dubois, D. (2009): DOK-Versuch: Erträge bei halber und praxisüblicher Düngung. In: *AGRARForschung* 16(8), S. 296–301
- Kersley, H.; Knuutila, A. (2011): The Benefits of Procuring School Meals through the Food for Life Partnership. An economic analysis. New Economics Foundation, London
- Kirchmann, H.; Kätterer, T.; Bergström, L.; Börjesson, G.; Bolinder, M. (2016): Flaws and criteria for design and evaluation of comparative organic and conventional cropping systems. In: *Field Crops Research* 186, S. 99–106
- Kirschke, D.; Odening, M.; Häger, A.; Mußhoff, O. (2007): Strukturwandel im Agrarsektor. In: *Humboldt-Spektrum* 1/2007, S. 24–31
- KLB (Katholische Landvolkbewegung) (2017): Leitbild Landwirtschaft. <https://klbdeutschland.de/?s=Leitbild+Landwirtschaft> (1.4.2021)
- Kleinhanß, W. (2015): Einkommen versus Faktorentlohnung in der deutschen Landwirtschaft. In: *Berichte über Landwirtschaft* 93(2), S. 1–21
- Knapp, S.; van der Heijden, M. (2018): A global meta-analysis of yield stability in organic and conservation agriculture. In: *Nature Communication* 9, S. 3632
- Kneafsey, M.; Venn, L.; Schmutz, U.; Balázs, B.; Trenchard, L.; Trish Eyden-Wood, T.; Bos, E.; Sutton, G.; Blackett, M. (2013): Short Food Supply Chains and Local Food Systems in the EU. A State of Play of their Socio-Economic Characteristics. JRC Scientific and Policy Reports, Report EUR 25911 EN. Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies, Sevilla
- Knickel, K.; von Münchhausen, S.; Girgždienė, V.; Skulskis, V. (2016): Managing growth in higher value food chains. In: S. Tanic (Hg.): *Enhancing efficiency and inclusiveness of agri-food chains in Eastern Europe and Central Asia*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rom, S. 95–110
- Kniss, A.; Savage, S.; Jabbour, R. (2016): Commercial Crop Yields Reveal Strengths and Weaknesses for Organic Agriculture in the United States. In: *PLoS ONE* 11(8), Art. e0161673
- Knudsen, M.; Meyer-Aurich, A.; Olesen, J.; Chirinda, N.; Hermansen, J. (2014): Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations – using a life cycle assessment approach. In: *Journal of Cleaner Production* 64, S. 609–618
- Kremen, C.; Miles, A. (2012): Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: benefits, externalities, and trade-offs. In: *Ecology and Society* 17(4), Art. 40
- Kuhlmann, F. (2014): Boden- und arbeitssparende Fortschritte: Wie beeinflussen sie die Einkommensentwicklung in der Landwirtschaft? In: *Berichte über Landwirtschaft* 92(1), S. 1–20
- Kummeling, I.; Thijs, C.; Huber, M.; van de Vijver, L.; Snijders, B.; Penders, J.; Stelma, F.; van Ree, R.; van den Brandt, P.; Dagnelie, P. (2008): Consumption of organic



- foods and risk of atopic disease during the first 2 years of life in the Netherlands. In: *British Journal of Nutrition* 99, S. 598–605
- Küstermann, B.; Kainz, M.; Hülsbergen, K.-J. (2008): Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* 23(1), S. 38–52
- Landwirtschaftskammer NRW (Nordrhein-Westfalen) (2018): Nährstoffbericht 2017 über Wirtschaftsdünger und andere organische Düngemittel für Nordrhein-Westfalen. Münster, [www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/pdf/naehrstoffbericht-2017.pdf](http://www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau/pdf/naehrstoffbericht-2017.pdf) (1.4.2021)
- Langthaler, E. (2012): Wirtschaften mit Stil. Historisch-anthropologische Perspektiven zum Agrarstrukturwandel als Praxis. Rural History Working Paper 12, Institut für Geschichte des ländlichen Raums, St. Pölten
- Latruffe, L.; Diazabakana, A.; Bockstaller, C.; Desjeux, Y.; Finn, J.; Kelly, E.; Ryan, M.; Uthes, S. (2016): Measurement of sustainability in agriculture: a review of indicators. In: *Studies in Agricultural Economics* 118(3), S. 123–130
- Latsch, A.; Anken, T. (2015): Landwirtschaftlicher Energieverbrauch in der Schweiz. Grosse Abhängigkeit von Diesel und hoher Anteil grauer Energie. In: *Agroscope Transfer* Nr. 56, S. 1–4
- Lehnert, S. (2011): Rumänien: Rinderhaltung stark abnehmend. In: top agrar online 29.08.2011 [www.topagrar.com/rind/news/rind-news-rumaenien-rinderhaltung-stark-abnehmend-9361535.html](http://www.topagrar.com/rind/news/rind-news-rumaenien-rinderhaltung-stark-abnehmend-9361535.html) (26.4.2021)
- LEL (Landesanstalt für Entwicklung der Landwirtschaft und der ländlichen Räume Schwäbisch Gmünd) (2002): Loseblattsammlung Marktwirtschaftliche Erzeugerberatung, 3.3.1 Bruttowertschöpfung und Arbeitsproduktivität. Stand: 28.10.2002, [www.landwirtschaft-bw.info/pb/Lde/2289322](http://www.landwirtschaft-bw.info/pb/Lde/2289322) (1.4.2021)
- Lichtenberg, E.; Kennedy, C.; Kremen, C.; Batáry, P.; Berendse, F.; Bommarco, R.; Bosque-Pérez, N.; Carvalheiro, L.; Snyder, W.; Williams, N.; Winfree, R. et al. (2017): A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. In: *Global Change Biology* 23(11), S. 4946–4957
- Lima, G.; Vianello, F. (2011): Review on the main differences between organic and conventional plant-based foods. In: *International Journal of Food Science and Technology* 46(1), S. 1–13
- Lindena, T.; Ellßel, R.; Hansen, H. (2017): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Milchkühe. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Lindenthal, T. (2000): Phosphorvorräte in Böden, betriebliche Phosphorbilanzen, und Phosphorversorgung im Biologischen Landbau – Ausgangspunkte für die Bewertung einer großflächigen Umstellung ausgewählter Bundesländer Österreichs auf Biologischen Landbau hinsichtlich des P-Haushaltes. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien
- Lindenthal, T.; Markut, T.; Hörtenhuber, S.; Theurl, M.; Rudolph, G. (2010): Greenhouse Gas Emissions of Organic and Conventional Foodstuffs in Austria. In: Notarnicola, B.; Settani, E.; Tassielli, G.; Giungato, P. (Hg.): VII international conference on life cycle assessment in the agri-food sector. Bari, S. 319–324
- Lori, M.; Symnaczyk, S.; Mäder, P.; De Deyn, G.; Gattinger, A. (2017): Organic farming enhances soil microbial abundance and activity – A meta-analysis and meta-regression. In: *PLoS ONE* 12(7), Art. e0180442
- Lotter, D. (2003): Organic Agriculture. In: *Journal of Sustainable Agriculture* 21(4), S. 59–128



- Lowder, S.; Scoet, J.; Raney, T. (2016): The Number, Size, and Distribution of Farms, Smallholder Farms, and Family Farms Worldwide. In: *World Development* 87, S. 16–29
- Lynch, D.; MacRae, R.; Martin, R. (2011): The Carbon and Global Warming Potential Impacts of Organic Farming: Does It Have a Significant Role in an Energy Constrained World? In: *Sustainability* 3(2), S. 322–362
- MacRae, R.; Frick, B.; Martin, R. (2007): Economic and social impacts of organic production systems. In: *Canadian Journal of Plant Science* 87(5), S. 1037–1044
- Mäder, P.; Edenhofer, S.; Boller, T.; Wiemken, A.; Niggli, U. (2000): Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low-input (organic, biological) and high-input (conventional) farming systems in a crop rotation. In: *Biology and Fertility of Soils* 31(2), S. 150–156
- Mäder, P.; Fliessbach, A.; Dubois, D.; Gunst, L.; Fried, P.; Niggli, U. (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. In: *Science* 296(5573), S. 1694–1697
- Mäder, P.; Mayer, J. (2014): Was Langzeitversuche für die Biolandbauforschung bedeuten. In: *Ökologie & Landbau* 170(2), S. 45–47
- Mal, P.; Hesse, J.; Schmitz, M.; Gravert, H. (2015): Konservierende Bodenbearbeitung in Deutschland als Lösungsbeitrag gegen Bodenerosion. In: *Journal für Kulturpflanzen* 67(9), S. 310–319 (Artikel am 18.12.2019 redaktionsseitig aufgrund von Interessenkonflikten zurückgezogen; <https://ojs.openagrar.de/index.php/Kulturpflanzenjournal/article/view/12609>; 26.4.2021)
- Mann, K.; Muziol, O. (2001): Darstellung erfolgreicher Kooperationen und Analyse der Erfolgsfaktoren. In: *Betriebsgesellschaften in der Landwirtschaft – Chancen und Grenzen im Strukturwandel. Schriftenreihe der Landwirtschaftlichen Rentenbank Bd. 15, Frankfurt a. M., S. 55–97*
- Markut, T.; Gusenbauer, I.; Bartel-Kratochvil, R.; Hörtenhuber, S.; Lindenthal, T. (2015): Regionale Bio-Lebensmittel – Bewertung der sozio-ökonomischen Vorteile für die Region aus Sicht der Nachhaltigkeit am Beispiel Frischmilch in Österreich. 13. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Eberswalde
- Marquer, P.; Rabade, T.; Forti, R. (2014): Pig farming in the European Union: considerable variations from one Member State to another. *Eurostat Statistics in focus* 15/2014. <https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/pdfscache/3688.pdf> (1.4.2021)
- Marriott, E.; Wander, M. (2006): Total and Labile Soil Organic Matter in Organic and Conventional Farming Systems. In: *Soil Science Society of America Journal* 70(3), S. 950–959
- Martens, J.; Obenland, W. (2017): Die Agenda 2030 – Globale Zukunftsziele für nachhaltige Entwicklung. *Global Policy Forum; terre des hommes, Bonn/Osnabrück*
- Matt, D.; Rembialkowska, E.; Luik, A., Peetsmann, E.; Pehme, S. (2011): Quality of Organic vs. Conventional Food and Effects on Health. Report. *Estonian University of Life Sciences, Tartu*
- Mazoyer, M.; Roudart, L. (2006): *A history of world agriculture: From the Neolithic age to the current crisis. London*
- McLaughlin, A.; Mineau, P. (1995): The impact of agricultural practices on biodiversity. In: *Agriculture Ecosystems and Environment* 55(3), S. 201–212
- Meadows, D.; Meadows, D.; Randers, J.; Behrens III, W. (1972): *The limits to growth. A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind, New York*
- Medland, L. (2016): Working for social sustainability. Insights from a Spanish organic production enclave. In: *Agroecology and Sustainable Food Systems* 40(10), S. 1133–1156



- Meemken, E.-M.; Qaim, M. (2018): Organic Agriculture, Food Security, and the Environment. In: *Annual Review of Resource Economics* 10, S. 39-63
- Meier, M.; Stoessel, F.; Jungbluth, N.; Juraske, R.; Schader, C.; Stolze, M. (2015): Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? In: *Journal of Environmental Management* 149, S. 193–208
- Meisterling, K.; Samaras, C.; Schweizer, V. (2009): Decisions to reduce greenhouse gases from agriculture and product transport: LCA case study of organic and conventional wheat. In: *Journal of Cleaner Production* 17(2), S. 222–230
- Meredith, S.; Willer, H. (2016): *Organic in Europe. Prospects and Developments 2016*. IFOAM EU Group, Brüssel
- Meyer, R. (2004): *Nahrungsmittelqualität der Zukunft. Handlungsfelder und Optionen*. Berichte des Büros für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB), Frankfurt a. M.
- Meyer-Hamme, S. (2016): *Zusammenhang zwischen Bestands-, Gruppengröße und Indikatoren des Tierwohls in der konventionellen Schweinemast*. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen
- Miele, M.; Veissier, I.; Evans, A.; Botreau, R. (2011): Animal welfare: establishing a dialogue between science and society. In: *Animal Welfare* 20, S. 103–117
- Milestad, R.; Kummer, S.; Hirner, P. (2017): Does scale matter? Investigating the growth of a local organic box scheme in Austria. In: *Journal of Rural Studies* 54, S. 304–313
- Misiewicz, T.; Shade, J. (2018): *Organic Agriculture: Reducing occupational pesticide exposure in farmers and farmworkers*. The Organic Center, Washington, D.C., [www.organic-center.org/sites/default/files/publication\\_files/2018/09/Reducing-Occupational-Pesticide-Exposure.pdf](http://www.organic-center.org/sites/default/files/publication_files/2018/09/Reducing-Occupational-Pesticide-Exposure.pdf) (1.4.2021)
- Mondelaers, K.; Aertsens, J.; Van Huylenbroeck, G. (2009): A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. In: *British Food Journal* 111(10), S. 1098-1119
- Moog, K.; Gebhardt, B. (2018): Regionalität im Verständnis von Verbrauchern und Zeichenträgern: ein Ländervergleich für Schweinefleisch. In: *Berichte über Landwirtschaft* 96(2), S. 1–33
- Moschitz, H.; Oehen, B.; Rossier, R. in Zusammenarbeit mit Nefzger, N.; Wirz, A.; Stolze, M. (2015): *Regionaler Konsum in Freiburg. Anteil von Lebensmitteln regionalen Ursprungs am Gesamtverbrauch der Stadt Freiburg*. Studie im Auftrag der Stadt Freiburg. Dezernat für Umwelt, Jugend, Schule und Bildung, Umweltschutzamt, Freiburg, [https://orgprints.org/id/eprint/30031/1/moschitz-et-al-2015-RegionalerKonsumFreiburg\\_Schlussbericht.pdf](https://orgprints.org/id/eprint/30031/1/moschitz-et-al-2015-RegionalerKonsumFreiburg_Schlussbericht.pdf) (1.4.2021)
- Mount, P. (2012): Growing local food. Scale and local food systems governance. In: *Agriculture Human Values* 29(1), S. 107–121
- Müller, T.; Prosche, A.; Müller, C. (2017): Sublethal insecticide exposure affects reproduction, chemical phenotype as well as offspring development and antennae symmetry of a leaf beetle. In: *Environmental Pollution* 230, S. 709–717
- Näther, M.; Stratmann, J.; Bendfeldt, C.; Theuvsen, L. (2015): Wodurch wird die Arbeitszufriedenheit landwirtschaftlicher Arbeitnehmer beeinflusst? In: *Journal of Socio-Economics in Agriculture* 8, S. 85–96
- Naturland (2014): *Naturland Richtlinien Erzeugung*. Naturland e.V., Gräfelfing, [www.naturland.de/fileadmin/MDB/documents/Richtlinien\\_deutsch/Naturland-Richtlinien\\_Erzeugung.pdf](http://www.naturland.de/fileadmin/MDB/documents/Richtlinien_deutsch/Naturland-Richtlinien_Erzeugung.pdf) (6.6.2019)



- Naturland (2017a): EU Bio und Naturland Öko im direkten Vergleich. Stand Oktober 2017. Naturland – Verband für ökologischen Landbau e.V., Gräfelfing, [www.naturland.de/images/Naturland/Richtlinien/RiLi\\_Vergleich\\_Naturland-EU\\_deu.pdf](http://www.naturland.de/images/Naturland/Richtlinien/RiLi_Vergleich_Naturland-EU_deu.pdf) (6.6.2019)
- Naturland (2017b): Naturland Fair Richtlinien. Stand 05/2017. Naturland – Verband für ökologischen Landbau e.V., Gräfelfing
- Naturland (2018): Naturland Richtlinien. Erzeugung. Stand 06/2018. Naturland – Verband für ökologischen Landbau e.V., Gräfelfing
- Nemecek, T.; Dubois, D.; Huguenin-Elie, O.; Gaillard, G. (2011): Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. In: *Agricultural Systems* 104(3), S.217–232
- Nemes, N. (2009): Comparative analysis of organic and non-organic farming systems: A Critical assessment of farm profitability. FAO, Rom
- Nieberg, H. (2001): Umstellung auf ökologischen Landbau: Wer profitiert? In: *Ökologie & Landbau* 118(2), S.6–9
- Nieberg, H.; von Münchhausen, H. (1996): Zusammenhang zwischen Betriebsgröße und Umweltverträglichkeit der Agrarproduktion – empirische Ergebnisse aus den alten und neuen Bundesländern. In: *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.* 32, Münster-Hiltrup, S.129–140
- Nieburg, H.; Forstner, B. (2013): Perspektiven der Agrarentwicklung in Deutschland. In: *Landentwicklung Aktuell 2013*, S.5-13. [https://literatur.thuenen.de/digbib\\_extern/dn052733.pdf](https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn052733.pdf) (1.4.2021)
- Norse, D.; Ju, X. (2015): Environmental costs of China's food security. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 209(1), S.5–14
- Novak, B.; Nesme, T.; David, C.; Pellerin, S. (2013): To what extent does organic farming rely on nutrient inflows from conventional farming? In: *Environmental Research Letters* 8, Art. 044045
- OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development)(1999): *Environmental Indicators for Agriculture. Volume 1: Concepts and framework.* Paris
- OECD (2001): *Environmental Indicators for Agriculture. Volume 3: Methods and Results.* Paris
- Offermann, F.; Nieberg, H. (2000): Economic Performance of Organic Farms in Europe. *Organic Farming in Europe: Economics and Policy, Volume 5*, Stuttgart-Hohenheim, <https://projekte.uni-hohenheim.de/i410a/ofeurope/organicfarmingineurope-vol5.pdf> (1.4.2021)
- Olper, A.; Raimondi, V.; Cavicchioli, D.; Vigani, M. (2014): Do CAP payments reduce farm labour migration? A panel data analysis across EU regions. In: *European Review of Agricultural Economics* 41(5), S.843–873
- Osterburg, B.; Zander, K. (2004): Regionale Strukturen des ökologischen Landbaus in Deutschland. *Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 08/2004.* Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Institut für ländliche Räume, Institut für Betriebswirtschaft, Braunschweig, [https://literatur.thuenen.de/digbib\\_extern/bitv/zi036411.pdf](https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/bitv/zi036411.pdf) (1.4.2021)
- Otto, D.; Varner, T. (2005): Consumers, Vendors, and the Economic Importance of Iowa Farmers Markets: An Economic Impact Survey Analysis. *Leopold Center Pubs and Papers* 145, Iowa State University, Ames, [https://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1146&context=leopold\\_pubspapers](https://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1146&context=leopold_pubspapers) (1.4.2021)



- Packeiser, M. (o. J.): DLG-Zertifikat Nachhaltige Landwirtschaft. DLG e. V. Fachzentrum für Land- und Ernährungswirtschaft, Frankfurt a.M., [www.dlg-nachhaltigkeit.info/fileadmin/downloads/pdf/Flyer\\_Nachhaltigkeit.pdf](http://www.dlg-nachhaltigkeit.info/fileadmin/downloads/pdf/Flyer_Nachhaltigkeit.pdf) (1.4.2021)
- Parodi, O.; Tamm, K. (Hg.) (2018): *Personal Sustainability – Exploring the Far Side of Sustainable Development*. Oxford
- Paustian, M.; Theuvsen, L. (2016): Einfluss von betrieblichen und soziodemografischen Faktoren auf die Nutzung von IT-basierten Planungshilfen durch landwirtschaftliche Unternehmen. In: Ruckelshausen, A.; Meyer-Aurich, A.; Rath, T.; Recke, G.; Theuvsen, B. (Hg.): *Informatik in der Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft. Fokus: Intelligente Systeme – Stand der Technik und neue Möglichkeiten*. Gesellschaft für Informatik e. V., Bonn, S. 161–164
- Pearson, D.; Henryks, J.; Trott, A.; Jones, P.; Parker, G.; Dumaresq, D.; Dyball, R. (2011): Local food. Understanding consumer motivations in innovative retail formats. In: *British Food Journal* 113(7), S. 886–899
- Pfiffner, L.; Luka, H. (2007): Earthworm populations in two low-input cereal farming systems. In: *Applied Soil Ecology* 37(3), S. 184–191
- Pfiffner, L.; Mäder, P. (1997): Effects of Biodynamic, Organic and Conventional Production Systems on Earthworm Populations. In: *Biological Agriculture & Horticulture* 15(1-4), S. 2–10
- Pimentel, D.; Hepperly, P.; Hanson, J.; Doude, D.; Seidel, R. (2005): Environmental, Energetic, and Economic Comparisons of Organic and Conventional Farming Systems. In: *BioScience* 55(7), S. 573–582
- Poniso, L.; M'Gonigle, L.; Mace, K.; Palomino, J.; de Valpine, P.; Kremen, C. (2015): Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. In: *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282, Art. 20141396
- Popescu, A.; Alecu, I.; Dinu, T.; Stoian, E.; Condei, R.; Ciocan, H. (2016): Farm Structure and Land Concentration in Romania and the European Union's Agriculture. In: *Agriculture and Agricultural Science Procedia* 10, S. 566–577
- Poppinga, O.; Jostes, A. (2014): (K)ein Zusammenhang zwischen Agrarstruktur und Umweltwirkungen? In: *AgrarBündnis* (Hg.): *Kritischer Agrarbericht 2014*. Konstanz/Hamm, S. 151–156
- Pöschl, H.; Zepuntke, H. (2004): Landwirtschaftliche Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe in Deutschland 1991 bis 2003. In: *Wirtschaft und Statistik* 11/2004, S. 1277–1288
- POST (Parliamentary Office of Science and Technology) (2020): A resilient UK food system. UK Parliament, POSTnote 626, London <https://post.parliament.uk/research-briefings/post-pn-0626/> (26.4.2021)
- Powlson, D.; Whitmore, A.; Goulding, W. (2011): Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. In: *European Journal of Soil Science* 62(1), S. 42–55
- Pretty, J.; Ball, A.; Lang, T.; Morison, J. (2005): Farm costs and food miles: an assessment of the full cost of the UK weekly food basket. In: *Food Policy* 30(1), S. 1–19
- Pretty, J.; Brett, C.; Gee, D.; Hine, R.; Mason, C.; Morison, J.; Raven, H.; Rayment, M.; van der Bijl, G. (2000): An assessment of the total external costs of UK agriculture. In: *Agricultural Systems* 65(2), S. 113–136
- Rahmann, G. (2011): Biodiversity and Organic Farming: What do we know? In: *Landbauforschung – vTI Agriculture and Forestry Research* 61(3), S. 189–208



- Reardon, T.; Gulati, A. (2008): The Rise of Supermarkets and Their Development Implications. IFPRI Discussion Paper 00752, International Food Policy Research Institute, Washington, D. C.
- Reganold, J.; Wachter, J. (2016): Organic agriculture in the twenty-first century. In: *Nature Plants* 2, Art. 15221
- Robinson, R.; Sutherland, W. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. In: *Journal of Applied Ecology* 39(1), S. 157–176
- Rodale Institute (2011): The Farming System Trial. Celebrating 30 Years. Kutztown. <https://rodaleinstitute.org/wp-content/uploads/fst-30-year-report.pdf> (8.4.2021)
- Ross, A. (2009): Modern Interpretations of Sustainable Development. In: *Journal of Law and Society* 36(1), S. 32–54
- RSPO (2014): RSPO Supply Chain Certification Systems. For accreditation and certification bodies. Adopted by the RSPO Board of Governors on 21 November 2014, revised 14 June 2017. Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO), Kuala Lumpur, <https://rspo.org/publications/download/e93ae07bdabafb2> (8.4.2021)
- RSPO (2018): Principles and criteria for the production of sustainable palm oil. Roundtable on Sustainable Palm Oil (RSPO), Kuala Lumpur, <https://rspo.org/resources/certification/rspo-principles-criteria-certification> (8.4.2021)
- RTRS (2017): RTRS Standard for Responsible Soy Production Version 3.1., 1<sup>st</sup> of June, 2017. Round Table on Responsible Soy Association, Zürich
- RTRS (2018a): Certified volumes and producers. Round Table on Responsible Soy Association, Zürich, [www.responsiblesoy.org/mercado/volumenes-y-productores-certificados/?lang=en](http://www.responsiblesoy.org/mercado/volumenes-y-productores-certificados/?lang=en) (8.4.2021)
- RTRS (2018b): Certify production. Round Table on Responsible Soy Association, Zurich. [www.responsiblesoy.org/certification/production/?lang=en](http://www.responsiblesoy.org/certification/production/?lang=en) (6.6.2019)
- Ruffini, F.; Hoffmann, C.; Streifeneder, T.; Stiefenhofer, A. (2011): Die Abschätzung der zukünftigen agrarstrukturellen Entwicklung in den Alpen bis 2020. In: *Jahrbuch der Österreichischen Gesellschaft für Agrarökonomie* Band 19(2), S. 21–30
- SAI Platform (2015): SAI Platform Farm Sustainability Assessment (FSA) Implementation Framework Version 1 (Released 12 Nov 2015), [https://saiplatform.org/uploads/SAI\\_Platform\\_FSA\\_Implementation\\_Framework\\_Version\\_1\\_Released\\_12\\_Nov\\_2015.pdf](https://saiplatform.org/uploads/SAI_Platform_FSA_Implementation_Framework_Version_1_Released_12_Nov_2015.pdf) (26.4.2021)
- SAI Platform (o. J.): SAI Platform is one of the primary global food & drink value chain initiatives for sustainable agriculture. <https://saiplatform.org/who-we-are/> (8.4.2021)
- Säle, V.; Aguilera, P.; Laczko, E.; Paul Mäder, P.; Berner, A.; Zihlmann, U.; van der Heijden, M.; Oehl, F. (2015): Impact of conservation tillage and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi. In: *Soil Biology & Biochemistry* 84, S. 38–52
- Salvioni, C.; Papadopoulou, E.; Dos Santos, M. (2014): Small Farm Survival in Greece, Italy and Portugal. In: *EuroChoices* 13(1), S. 52–57
- Sanders, J. (2015a): Analyse der wirtschaftlichen Lage ökologisch wirtschaftender Betriebe im Wirtschaftsjahr 2013/14. Thünen-Institut für Betriebswirtschaft, Braunschweig
- Sanders, J. (2015b): Flächenbezogene Förderung der ökologischen Wirtschaftsweise und Kontrollkostenzuschuss nach Bundesländern im Jahr 2015. Thünen-Institut für Betriebswirtschaft, Braunschweig



- Sanders, J. (2019): Betriebe des ökologischen Landbaus im Vergleich zu vergleichbaren konventionell wirtschaftenden Betrieben. 2014/15–2016/17 insgesamt. Persönliche Mitteilung, 12.03.2019
- Sanders, J.; Hess, J. (Hg.) (2019): Leistungen des ökologischen Landbaus für Umwelt und Gesellschaft. Thünen Report 65, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Sandhu, H.; Wratten, S.; Cullen, R. (2010): The role of supporting ecosystem services in conventional and organic arable farmland. In: *Ecological Complexity* 7(3), S.302–310
- SAPEA (Science Advice for Policy by European Academies) (2020): A sustainable food system for the European Union. Berlin: SAPEA. DOI: 10.26356/sustainablefood. <https://www.sapea.info/topics/sustainable-food/> (26.4.2021)
- Sauter, A.; Meyer, R. (2004): Regionalität von Nahrungsmitteln in Zeiten der Globalisierung. Berichte des Büros für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag (TAB), Frankfurt a. M.
- Sauter, M.; Perrochet, F.; Mäder, P.; Brack, E.; Gunst, L.; Mayer, J. (2016): Auf lange Dauer gute Erträge in Bio. In: *Bioaktuell* 8, S. 14–15
- Schader, C.; Petrasek, R.; Lindenthal, T.; Weisshaidinger, R.; Müller, W.; Müller, A.; Niggli, U.; Stolze, M. (2013): Volkswirtschaftlicher Nutzen der Bio-Landwirtschaft in Österreich. Beitrag der biologischen Landwirtschaft zur Reduktion der externen Kosten der Landwirtschaft Österreichs. Diskussionspapier, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Frick
- Schaper, C.; Deimel, M.; Theuvsen, L. (2011): Determinanten der Wettbewerbsfähigkeit »erweiterter Familienbetriebe« – Ergebnisse einer Betriebsleiterbefragung. In: *German Journal of Agricultural Economics* 60(1), S. 36–51
- Schatzler, M.; Lindenthal, T. (2019): Gesund, bio und günstig – geht das? Auswirkungen eines geänderten Einkaufsverhaltens auf Kosten und Klimawandel. Studie im Auftrag des WWF Österreich. [https://wwf.at/de/view/files/download/forceDownload/?tool=12&feld=download&sprach\\_connect=3347](https://wwf.at/de/view/files/download/forceDownload/?tool=12&feld=download&sprach_connect=3347) (8.4.2021)
- Schlichting, E. (1975): Standortkundliche Untersuchungen an »biologisch« und »konventionell« genutzten Böden. In: *Landwirtschaftliche Forschung, Sonderheft* 32, S. 82–90
- Schmitt, E.; Keech, D.; Maye, D.; Barjolle, D.; Kirwan, J. (2016): Comparing the Sustainability of Local and Global Food Chains. A Case Study of Cheese Products in Switzerland and the UK. In: *Sustainability* 8(5), Art. 419
- Schmitt, W.; Hoffmann, H. (1997): Betriebsgesellschaften in der Milchviehhaltung in Süddeutschland: Ergebnisse einer Umfrage in Bayern und Baden-Württemberg. In: *Berichte über Landwirtschaft* 75, S. 572–585
- Schönhart, M.; Penker, M.; Schmid, E. (2009): Sustainable Local Food Production and Consumption: Challenges for Implementation and Research. In: *Outlook Agric* 38(2), S. 175–182
- Schrama, M.; de Haan, J.; Kroonen, M.; Verstegen, H.; Van der Putten, W. (2018): Crop yield gap and stability in organic and conventional farming systems. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment* 256, S. 123–130
- Schröder, B. (2015): Gewerkschaften und Wanderarbeit. Von Saisonarbeit, Werkverträgen und migrantischer Organisation in der Baubranche und im Grünen Bereich. Münster

- ^  
>  
v
- Schuh, B.; Gorny, H.; Kaucic, J.; Kirchmayr-Novak, S.; Vigani, M.; Powell, J.; Hawketts, E. (2016): The role of the EU's Common Agricultural Policy in creating rural jobs. Study for the European Parliament, AGRI Committee, IP/B/AGRI/IC/2015\_158
- Schulte, G. (1996): Bodenchemische und bodenbiologische Untersuchungen ökologisch bewirtschafteter Böden in Rheinland-Pfalz unter besonderer Berücksichtigung der Nitratproblematik. Dissertation, Universität Trier
- Schulte, M.; Theuvsen, L. (2015): Influence of Incentive System Design on Individual Farm Performance: A Survey in the German Strawberry and Asparagus Sectors. In: *European Journal of Horticultural Science* 80(5), S. 249–259
- Schulte, M. (2017): Ökonomische Fragestellungen der Pflanzenproduktion: Glyphosateinsatz – Marktanalysen – Sonderkulturanbau. Internationale Reihe Agribusiness Band 21, Göttingen
- SEKEM (2017): Sustainability Report 2016. SEKEM Holding for Investment Company S.A.E., Kairo
- Seufert, V.; Ramankutty, N. (2017): Many shades of gray – The context-dependent performance of organic agriculture. In: *Science Advances* 3(3), Art. e1602638
- Seufert, V.; Ramankutty, N.; Foley, J. (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. In: *Nature* 485(7397), S. 229–232
- SFS (Sustainable Food Systems Society GmbH) (2014): SMART – Nachhaltigkeitsbewertung im Agrar- & Lebensmittelsektor. Frick, [www.fibl.org/fileadmin/documents/de/themen/nachhaltigkeitsanalyse/smart/SMART-Infobroschuere\\_DE\\_141010.pdf](http://www.fibl.org/fileadmin/documents/de/themen/nachhaltigkeitsanalyse/smart/SMART-Infobroschuere_DE_141010.pdf) (8.4.2021)
- Shreck, A.; Getz, C.; Feenstra, G. (2006): Social sustainability, farm labor, and organic agriculture: Findings from an exploratory analysis. In: *Agriculture and Human Values* 23(4), S. 439–449
- Skinner, C.; Gattinger, A.; Muller, A.; Mäder, P.; Fließbach, A.; Stolze, M.; Ruser, R.; Niggli, U. (2014): Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management – A global meta-analysis. In: *Science of the Total Environment* Vol. 468–469, S. 553–563
- Slätmo, E.; Fischer, K.; Röös, E. (2017): The Framing of Sustainability in Sustainability Assessment Frameworks for Agriculture. In: *Sociologia Ruralis* 57(3), S. 378–395
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S.; O'Mara, F.; Rice, C.; Scholes, B. et al. (2008): Greenhouse gas mitigation in agriculture. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363(1492), S. 789–813
- Smith-Spangler, C.; Brandeau, M.; Hunter, G.; Bavinger, J.; Pearson, M.; Eschbach, P.; Sundaram, V.; Liu, H.; Schirmer, P.; Stave, C.; Olkin, I.; Bravata, D. (2012): Are organic foods safer or healthier than conventional alternatives? A systematic review. In: *Annals of Internal Medicine* 157(5), S. 348–366
- Soil Association (2001): Organic farming, food quality and human health. Soil Association, Bristol, [www.soilassociation.org/media/4920/policy\\_report\\_2001\\_organic\\_farming\\_food\\_quality\\_human\\_health.pdf](http://www.soilassociation.org/media/4920/policy_report_2001_organic_farming_food_quality_human_health.pdf)
- Solawi (Netzwerk Solidarische Landwirtschaft e. V.) (o. J.): Was ist Solidarische Landwirtschaft? Ein Konzept der Zukunft. [www.solidarische-landwirtschaft.org/das-konzept/](http://www.solidarische-landwirtschaft.org/das-konzept/) (8.4.2021)
- Średnicka-Tober, D.; Barański, M.; Seal, C.; Sanderson, R.; Benbrook, C.; Steinshamn, H.; Gromadzka-Ostrowska, J.; Rembiałkowska, E.; Skwarło-Sońta, K.; Eyre, M.; Cozzi, G. et al. (2016a): Composition differences between organic and



- conventional meat: a systematic literature review and meta-analysis. In: *British Journal of Nutrition* 115(6), S. 994–1011
- Średnicka-Tober, D.; Barański, M.; Seal, C.; Sanderson, R.; Benbrook, C.; Steinshamn, H.; Gromadzka-Ostrowska, J.; Rembiałkowska, E.; Skwarło-Sońta, K.; Eyre, M.; Cozzi, G. et al. (2016b): Higher PUFA and n-3 PUFA, conjugated linoleic acid,  $\alpha$ -tocopherol and iron, but lower iodine and selenium concentrations in organic milk: a systematic literature review and meta- and redundancy analyses. In: *British Journal of Nutrition* 115(6), S. 1043–1060
- Stadtlander, C. (2005): Untersuchung zur Agrobiodiversität auf der Ebene der Gemüsesorten der EU unter besonderer Berücksichtigung der Züchtungsmethoden sowie Auswirkungen auf die Verfügbarkeit von Gemüsesorten für den biologischen Anbau. Studie zur Sortenvielfalt im Gemüsebau. Freiburg, [http://orgprints.org/13263/1/stadtlander\\_2005.pdf](http://orgprints.org/13263/1/stadtlander_2005.pdf) (8.4.2021)
- Statistics Denmark (2017): *Statistical Yearbook 2017*. Kopenhagen
- Statistics Sweden (2018): *Agricultural statistics 2018 including food statistics – tables*. Örebro
- Statistik Austria (2018): *Agrarstrukturerhebung 2016, Betriebsstruktur. Schnellbericht 1.17*, Wien
- Statistische Ämter des Bundes und der Länder (2011): *Agrarstrukturen in Deutschland. Einheit in Vielfalt. Regionale Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2010*. Statistisches Landesamt Baden-Württemberg, Stuttgart
- Statistisches Bundesamt (1962): *Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 1962*. Wiesbaden
- Statistisches Bundesamt (1999): *Methodische Grundlagen der Strukturerhebungen in land- und forstwirtschaftlichen Betrieben 1999. Fachserie 3, Methodische Grundlagen ab 1999*
- Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S.; Fetzer, I.; Bennett, E.; Biggs, R.; Carpenter, S.; de Vries, W.; de Wit, C.; Folke, C. et al. (2015): Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. In: *Science* 347(6223), Art. 1259855
- Streifeneder, T.; Hoffmann, C.; Marquart, D.; Niedermayr, J. (2013): *Der Agrarstrukturwandel in den Alpen 1980 – 2010*. Vortrag, 36. Informationstagung Agrarökonomie, 5.9.2013, Tänikon
- Streifeneder, T. (2009): *Die Agrarstrukturen in den Alpen und ihre Entwicklung unter Berücksichtigung ihrer Bestimmungsgründe – Eine alpenweite Untersuchung anhand von Gemeindedaten*. Dissertation, Ludwig-Maximilians-Universität München
- Strohm, K.; Garming, H.; Dirksmeyer, W. (2016): *Entwicklung des Gemüseanbaus in Deutschland von 2000 bis 2015: Anbauregionen, Betriebsstrukturen, Gemüsearten und Handel*. Thünen Working Paper 56, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Szocs Boruss, M.; Rodriguez Beperet, M.; Srovnalova, A. (2015): *Land Grabbing in Romania. Fact finding mission report*. Eco Ruralis, Cluj Napoca, [www.accesstoland.eu/IMG/pdf/land\\_grabbing\\_in\\_romania\\_report\\_eco\\_ruralis\\_2015\\_finalsmall.pdf](http://www.accesstoland.eu/IMG/pdf/land_grabbing_in_romania_report_eco_ruralis_2015_finalsmall.pdf) (22.2.2021)
- TAB (Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag) (2012): *Ökologischer Landbau und Bioenergieerzeugung – Zielkonflikte und Lösungsansätze* (Meyer, R., Priefer, C.). TAB-Arbeitsbericht Nr. 151, Berlin



- TAB (2021a): Digitalisierung der Landwirtschaft: technologischer Stand und Perspektiven (Autoren/in: Kehl, C.; Meyer, R.; Steiger, S.). TAB, Arbeitsbericht Nr. 193, Berlin (im Erscheinen)
- TAB (2021b): Digitalisierung der Landwirtschaft: gesellschaftliche Voraussetzungen, Rahmenbedingungen und Effekte (Autoren/in: Kehl, C.; Meyer, R.; Steiger, S.). TAB, Arbeitsbericht Nr. 194, Berlin (im Erscheinen)
- Tappeser, B.; Baier, A.; Ebinger, F.; Jäger, M. (1999): Globalisierung in der Speisekammer. Band 1: Wege zu einer nachhaltigen Entwicklung im Bedürfnisfeld Ernährung. Öko-Institut, Freiburg
- Taube, F.; Balmann, A.; Bauhus, J.; Birner, R.; Bokelmann, W.; Christen, O.; Gauly, M.; Grethe, H.; Holm-Müller, K.; Horst, W.; Knierim, U. et al. (2013): Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen. In: Berichte über die Landwirtschaft, Sonderheft 219, S. 1–12
- Tauscher, B.; Brack, G.; Flachowsky, G.; Henning, M.; Köpke, U.; Meier-Ploeger, A.; Münzing, K.; Niggli, U.; Pabst, K.; Rahmann, G.; Willhöft, C.; Mayer-Miebach, E. (2003): Bewertung von Lebensmitteln verschiedener Produktionsverfahren. Statusbericht 2003. Senatsarbeitsgruppe »Qualitative Bewertung von Lebensmitteln aus alternativer und konventioneller Produktion«, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig
- Te Velde, H.; Aarts, N.; Van Woerkum, C. (2002): Dealing with Ambivalence: Farmers' and Consumers' Perception of Animal Welfare in Livestock Breeding. In: Journal of Agricultural and Environmental Ethics 15(2), S. 203–219
- Tegtmeier, E.; Duffy, M. (2004): External costs of agricultural production in the United States. In: International Journal of Agricultural Sustainability 2(1), S. 1–20
- Theuvsen, L.; Deimel, M. (2011): Informationsaustausch in Wertschöpfungsketten der Veredelungswirtschaft: Ein Beitrag zur Verbesserung der Zukunftsfähigkeit räumlicher Verbundsysteme. In: Windhorst, H.-W.; Veauthier, A. (Hg.): Nachhaltige Tierproduktion in agrarischen Intensivgebieten Niedersachsens. Vechta, S. 13–32
- Thies, C.; Schreiber, J.; Flohre, A.; Fischer, C.; Tschardtke, T. (2010): Diversität, Produktivität und landwirtschaftliche Intensivierung. In: Wolters, V.; Hotes, S. (Hg.): Fokus Biodiversität. München, S. 171–175
- Thobe, P. (2017a): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Legehennen. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Thobe, P. (2017b): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Mastgeflügel. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Thomas, F. (2015): Bäuerlichkeit im Trend. Hoffnungen und Visionen rund um einen schillernden Begriff. In: AgrarBündnis (Hg.): Kritischer Agrarbericht 2015. Konstanz/Hamm, S. 25–34
- Thorsøe, M.; Kjeldsen, C. (2016): The Constitution of Trust: Function, Configuration and Generation of Trust in Alternative Food Networks. In: Sociologia Ruralis 56(2), S. 157–175
- Thünen-Institut (o. J.a): Hintergrund: Was versteht man unter »Agrarstruktur«? [www.thuenen.de/de/thema/wettbewerbsfaehigkeit-und-strukturwandel/wohin-steuern-wir-unsere-agrarstrukturen/was-versteht-man-unter-agrarstruktur/](http://www.thuenen.de/de/thema/wettbewerbsfaehigkeit-und-strukturwandel/wohin-steuern-wir-unsere-agrarstrukturen/was-versteht-man-unter-agrarstruktur/) (8.4.2021)
- Thünen-Institut (o. J.b): Einkommensentwicklung im Ökolandbau. [www.thuenen.de/de/thema/oekologischer-landbau/aktuelle-trends-der-deutschen-oekobranche/einkommensentwicklung-im-oekolandbau/](http://www.thuenen.de/de/thema/oekologischer-landbau/aktuelle-trends-der-deutschen-oekobranche/einkommensentwicklung-im-oekolandbau/) (8.4.2021)



- Tietje, H. (2004): Hofnachfolge in Schleswig-Holstein. Dissertation, Christian-Albrechts-Universität Kiel
- Tietz, A. (2017): Überregional aktive Kapitaleigentümer in ostdeutschen Agrarunternehmen: Entwicklungen bis 2017. Thünen Report 52, Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Tomich, T.; Brodt, S.; Ferris, H.; Galt, R.; Horwath, W.; Kebreab, E.; Leveau, J.; Liptzin, D.; Lubell, M.; Merel, P.; Michelsmore, R. et al. (2011): Agroecology: A Review from a Global-Change Perspective. In: *Annual Review of Environment and Resources* 36(1), S. 193-222
- Torres, J.; Valera, D.; Belmonte, L.; Herrero-Sánchez, C. (2016): Economic and Social Sustainability through Organic Agriculture: Study of the Restructuring of the Citrus Sector in the »Bajo Andarax« District (Spain). In: *Sustainability* 8(9), Art. 918
- Tregear, A. (2011): Progressing knowledge in alternative and local food networks: Critical reflections and a research agenda. In: *Journal of Rural Studies* 27(4), S. 419-430
- Tuck, S.; Winqvist, C.; Mota, F.; Ahnström, J.; Turnbull, L.; Bengtsson, J. (2014): Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. In: *Journal of Applied Ecology* 51, S. 746-755
- Tuomisto, H.; Hodge, I.; Riordan, P.; Macdonald, D. (2012): Does organic farming reduce environmental impacts? A meta-analysis of European research. In: *Journal of Environmental Management* 112, S. 309-320
- UBA (Umweltbundesamt) (1997): Nachhaltiges Deutschland. Wege zu einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung, Berlin
- UBA (2002): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten, Berlin
- UBA (2018): Umwelt und Landwirtschaft. Daten zur Umwelt, Ausgabe 2018, Dessau-Roßlau
- UBA (2020): Pflanzenschutzmittelverwendung in der Landwirtschaft. [www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/pflanzenschutzmittelverwendung-in-der#textpart-1](http://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/pflanzenschutzmittelverwendung-in-der#textpart-1) (8.4.2021)
- Uematsu, H.; Mishra, A. (2011): Use of Direct Marketing Strategies by Farmers and Their Impact on Farm Business Income. In: *Agricultural and Resource Economics Review* 40(1), S. 1-19
- UN (United Nations) (2015): Transforming our world: The 2030 agenda for sustainable development. A/RES/70/1, New York
- Van Cauwenbergh, N.; Biala, K.; Biolders, C.; Brouckaert, V.; Franchois, L.; Garcia Ciudad, V.; Hermy, M.; Mathijs, E.; Muys, B.; Reijnders, J.; Sauvenier, X. et al. (2007): SAFE – A hierarchical framework for assessing the sustainability of agricultural systems. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 120(2-4), S. 229-242
- Von Davier, Z. (2007): Leistungsorientierte Entlohnung in der Landwirtschaft: eine empirische Analyse. Dissertation, Georg-August-Universität Göttingen
- Von Davier, Z.; Bahrs, E.; Theuvsen, L. (2006): Gute Fachkräfte sind selten. DLG-Mitteilungen 2006, Heft 7, S. 12-15
- Von Davier, Z.; Efken, J. (2017): Steckbriefe zur Tierhaltung in Deutschland: Mastrinder. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig
- Van der Ploeg, J.; Ventura, F.; Milone, P. (2016): Farm Structure Change in Western Europe and the CAP – Research for AGRI Committee. In: European Parliament: Research for AGRI Committee – Structural Change in EU Farming: How can the CAP support a 21<sup>st</sup> Century European Model of Agriculture? PE 573.428. S. 7-77



- Velimirov, A.; Huber, M.; Lauridsen, C.; Rembialkowska, E.; Seidel, K.; Bügel, S. (2010): Feeding trials in organic food quality and health research. In: *Journal of the Science of Food and Agriculture* 90, S. 175–182
- Verkerk, G.; Hemsworth, P. (2010): Managing cow welfare in large dairy herds. *Proceedings of the 4. Australasian Dairy Science Symposium 2010*, Christchurch, S. 436–443
- Vieth, C. (2013): Hofübergabe/Unternehmensnachfolge ohne Hofnachfolger. Ergebnisbericht zum 18. HLBS – Beratergespräch am 12.11.2013 in Göttingen
- Wagner, K. (2015): Regionale Strukturveränderungen in Österreichs Landwirtschaft seit dem EU-Beitritt 1995. In: Egartner, S.; Resl, T. (Hg.): *Einblicke in Österreichs Landwirtschaft seit dem EU-Beitritt*. Schriftenreihe 108 der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Wien, S. 67–96
- WBA (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft) (2015): *Wege zu einer gesellschaftlich akzeptierten Nutztierhaltung*. Gutachten, Berlin
- WBA (2016): *Klimaschutz in der Land- und Forstwirtschaft sowie den nachgelagerten Bereichen Ernährung und Holzverwendung*. Gutachten, Berlin
- WBA (2018): *Für eine gemeinwohlorientierte Gemeinsame Agrarpolitik der EU nach 2020: Grundsatzfragen und Empfehlungen*. Stellungnahme, Berlin
- WBAE (Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik, Ernährung und gesundheitlichen Verbraucherschutz beim BMEL) (2020): *Politik für eine nachhaltigere Ernährung. Eine integrierte Ernährungspolitik entwickeln und faire Ernährungsumgebungen gestalten*. Gutachten Juni 2020. [www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/\\_Ministerium/Beiraete/agrarpolitik/wbae-gutachten-nachhaltige-ernaehrung.html](http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/DE/_Ministerium/Beiraete/agrarpolitik/wbae-gutachten-nachhaltige-ernaehrung.html) (26.4.2021)
- WBBGR (Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMEL) (2018): *Für einen flächenwirksamen Insektenschutz*. Stellungnahme Oktober 2018, Berlin
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (2009): *Welt im Wandel. Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung*, Berlin
- WCED (World Commission on Environment and Development) (1987): *Our Common Future*. Oxford
- Wellner, M.; Theuvsen, L. (2017): *Community Supported Agriculture in Deutschland*. In: *Berichte über Landwirtschaft* 95(3), S. 1–21
- Williams, P.; Bos, C.; Shum, M. (2010): *Does Eating Organic Food Reduce Pesticide Exposures and Health Risks?* National Collaborating Centre for Environmental Health, Vancouver
- Winge, S.; Wiener, B. (2009): *Fachkräftesicherung in der Landwirtschaft Sachsen-Anhalts. Eine große Herausforderung für die Zukunft*. Forschungsbericht 09-2 aus dem Zentrum für Sozialforschung Halle e. V. an der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
- Winqvist, C.; Bengtsson, J.; Aavik, T.; Berendse, F.; Clement, L.; Eggers, S.; Fischer, C.; Flohre, A.; Geiger, F.; Liira, J.; Pärt, T. et al. (2011): *Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe*. In: *Journal of Applied Ecology* 48(3), S. 570–579
- Wittig, F.; Cordts, A.; Eisinger-Watzl, M.; Spiller, A.; Hoffmann, I. (2010): *Ernährungs-, Gesundheitsverhalten und Kaufmotive von Bio-Käufern*. In: *Forschungs-Report Ernährung Landwirtschaft Verbraucherschutz* 2/2010, S. 9–11



- Wittig, F. (2015): Methoden zur umfassenden Darstellung des Lebensmittelverzehr am Beispiel von Bio-Käufern und Nicht-Bio-Käufern – Auswertungen auf Basis der Nationalen Verzehrsstudie II. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen
- Worthington, V. (2001): Nutritional Quality of Organic Versus Conventional Fruits, Vegetables, and Grains. In: *Journal of Alternative and Complementary Medicine* 7(2), S. 161–173
- Würriehausen, N.; Lakner, S. (2015): Stand des Strukturwandels in der ökologischen Landwirtschaft. Diskussionsbeitrag 1503 des Departments für Agrarökonomie und Rurale Entwicklung der Georg-August-Universität Göttingen
- Wustenberghs, H.; Coteur, I.; Debruyne, L., Marchand, F. (2015): Survey of Sustainability Assessment Methods. TempAg Pilot Activity 1.1.1. Institute for Agricultural and Fisheries Research (ILVO), Merelbeke, <http://tempag.net/documents/survey-of-sustainability-assessment-methods/> (8.4.2021)
- Young, I.; Rajić, A.; Wilhelm, Waddell, L.; B.; Parker, S.; McEwen, S. (2009): Comparison of the prevalence of bacterial enteropathogens, potentially zoonotic bacteria and bacterial resistance to antimicrobials in organic and conventional poultry, swine and beef production: a systematic review and meta-analysis. In: *Epidemiology and Infection* 137(9), S. 1217–1232
- Zander, K.; Isermeyer, F.; Bürgelt, D.; Christoph-Schulz, I.; Salamon, P.; Weible, D. (2013): Erwartungen der Gesellschaft an die Landwirtschaft. Gutachten im Auftrag der Stiftung Westfälische Landwirtschaft, Münster
- Zapf, R.; Schultheiß, U. (2013): Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL), Darmstadt





---

## 7 Anhang

---

### 7.1 Abbildungen

Abb. 2.1	Verteilung der Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Deutschland 2016	38
Abb. 2.2	Durchschnittliche Größe der landwirtschaftlichen Betriebe 2016 in den Landkreisen	39
Abb. 2.3	Entwicklung der durchschnittlichen Größe landwirtschaftlicher Betriebe in den Bundesländern	41
Abb. 2.4	Vorherrschende Betriebsform der landwirtschaftlichen Betriebe in den Landkreisen 2016	45
Abb. 2.5	Anteil der Ackerbaubetriebe nach Betriebsgrößenklassen an der Gesamtzahl der Ackerbaubetriebe und der von ihnen landwirtschaftlich genutzten Fläche in Deutschland 2016	48
Abb. 2.6	Entwicklung der durchschnittlichen Betriebsgröße nach Betriebstypen in Deutschland 2010 bis 2016	49
Abb. 2.7	Verteilung der Anzahl der landwirtschaftlichen Betriebe mit ökologischem Landbau und der landwirtschaftlich genutzten Fläche mit ökologischem Landbau nach Betriebsgrößenklassen in Deutschland 2016	51
Abb. 2.8	Entwicklung des landwirtschaftlichen Viehbestands in Deutschland	52
Abb. 2.9	Verteilung der Betriebe mit Milchkuhhaltung und des Milchkuhbestands nach Bestandsgrößenklassen in Deutschland 2016	53
Abb. 2.10	Verteilung der Betriebe mit Schweinehaltung und des Schweinebestands nach Bestandsgrößenklassen in Deutschland 2016	55
Abb. 2.11	Verteilung der Betriebe mit Legehennenhaltung und des Legehennenbestands nach Bestandsgrößenklassen in Deutschland 2016	56
Abb. 2.12	Verteilung der Betriebe mit Masthühnerhaltung und des Masthühnerbestands nach Bestandsgrößenklassen in Deutschland 2016	57



Abb. 2.13	Anteil der Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe in den alten und neuen Bundesländern 2016	59
Abb. 2.14	Verteilung der landwirtschaftlichen Haupt- und Nebenerwerbsbetriebe und der jeweils von ihnen bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzfläche nach Betriebsgrößenklassen in Deutschland 2016	60
Abb. 2.15	Anteil der Personengesellschaften und juristischen Personen an den landwirtschaftlichen Betrieben in den Landkreisen 2016	62
Abb. 2.16	Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Deutschland 2016	72
Abb. 2.17	Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Dänemark 2016	73
Abb. 2.18	Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Frankreich	75
Abb. 2.19	Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Italien 2016	76
Abb. 2.20	Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in den Niederlanden 2016	78
Abb. 2.21	Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Österreich 2016	80
Abb. 2.22	Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Rumänien 2016	83
Abb. 2.23	Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Schweden 2016	85
Abb. 2.24	Verteilung der landwirtschaftlichen Betriebe und der landwirtschaftlich genutzten Fläche nach Betriebsgrößenklassen in Spanien 2016	87
Abb. 2.25	Relative Entwicklung der Anzahl landwirtschaftlicher Betriebe in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016	88



Abb. 2.26	Entwicklung der durchschnittlichen Betriebsgröße in ausgewählten EU-Staaten	89
Abb. 2.27	Relative Entwicklung der Rinderbestände in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016	91
Abb. 2.28	Relative Entwicklung der Anzahl der Rinderhalter in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2013	92
Abb. 2.29	Relative Entwicklung der Milchkuhbestände in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016	93
Abb. 2.30	Relative Entwicklung der Anzahl der Milchkuhalter in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2013	94
Abb. 2.31	Relative Entwicklung der Schweinebestände in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016	95
Abb. 2.32	Relative Entwicklung der Anzahl der Schweinehalter in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2013	96
Abb. 2.33	Entwicklung des Anteils ökologisch bewirtschafteter Flächen in ausgewählten EU-Staaten 2005 bis 2016	98
Abb. 2.34	Einstufung landwirtschaftlicher Betriebsformen als bäuerlich bzw. industriell, Ergebnisse einer Befragung	110
Abb. 3.1	Verschiedene Nachhaltigkeitsmodelle mit unterschiedlichem Grad an Integration der Nachhaltigkeitsdimensionen	135
Abb. 3.2	Beispielhafte Darstellung eines Nachhaltigkeitspolygons als Ergebnis einer Nachhaltigkeitsbewertung mit SMART	141
Abb. 3.3	Driving Force-State-Response Framework der OECD zur Beschreibung von Wechselwirkungen zwischen Landwirtschaft und Umwelt	173
Abb. 3.4	Die 17 Ziele der UN für eine nachhaltige Entwicklung, geordnet nach Nachhaltigkeitsdimensionen	180
Abb. 4.1	Exemplarische Hierarchie landwirtschaftlicher Systeme	192
Abb. 4.2	Entwicklung des Gewinns ökologischer und vergleichbarer konventioneller Betriebe von 1995/1996 bis 2015/2016	204

---

## 7.2 Tabellen

Tab. 2.1	Einkommen der landwirtschaftlichen Haupteinzelbetriebe im Wirtschaftsjahr 2015/2016 nach Bundesländern	44
Tab. 2.2	Betriebswirtschaftliche Ausrichtung landwirtschaftlicher Betriebe in Deutschland 2016	46



Tab. 2.3	Verteilung landwirtschaftlicher Betriebe und landwirtschaftlich genutzter Fläche nach Rechtsformen in Deutschland 2016	63
Tab. 2.4	Durchschnittliche Betriebsgröße in ausgewählten EU-Staaten 2016	72
Tab. 2.5	Durchschnittlicher Standardoutput pro landwirtschaftlichem Betrieb in ausgewählten EU-Staaten 2013	79
Tab. 2.6	Ökologischer Landbau in ausgewählten EU-Staaten 2016	97
Tab. 2.7	Erscheinungsformen landwirtschaftlicher Familienbetriebe und -unternehmen in Deutschland	105
Tab. 2.8	Assoziationen von Schlagworten mit bäuerlicher und industrieller Landwirtschaft; Ergebnisse einer Befragung	108
Tab. 3.1	Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder der SAFA-Leitlinien	138
Tab. 3.2	Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder von RISE	139
Tab. 3.3	Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder von KSNL und KTL	144
Tab. 3.4	Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder von Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig der DLG	147
Tab. 3.5	Nachhaltigkeitsdimensionen und Indikatoren von DAIRYMAN	149
Tab. 3.6	Nachhaltigkeitsdimensionen und Themenfelder von NaLa	151
Tab. 3.7	Vergleich der Nachhaltigkeitsbewertungssysteme anhand ausgewählter Charakteristika	153
Tab. 3.8	Nachhaltigkeitsdimensionen und Kriterien im Nachhaltigkeitsbericht der DLG	176
Tab. 3.9	Dimensionen, Themenfelder und Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung von 2002	177
Tab. 3.10	Landwirtschaftsrelevante SDGs und Indikatoren der deutschen Nachhaltigkeitsstrategie in der Neuauflage von 2016	182
Tab. 3.11	Vergleich der Indikatoren- und Berichtssysteme hinsichtlich ihrer Anwendung auf den gesamten Agrarsektor	186
Tab. 4.1	Durchschnittliche relative Erträge des ökologischen Landbaus gegenüber konventioneller Landbewirtschaftung in Vergleichsstudien	196



Tab. 4.2	Durchschnittliche relative Gewinne des ökologischen Landbaus gegenüber konventioneller Landbewirtschaftung in Vergleichsstudien	201
Tab. 4.3	Durchschnittliches Einkommen je nichtentlohnter Familienarbeitskraft (Unternehmensergebnis bzw. Gewinn plus Personalaufwand in Euro je AK) von konventionellen und ökologischen Haupterwerbsbetrieben	203
Tab. 4.4	Überblick zum Vergleich der Lebensmittelqualität konventioneller und ökologischer Lebensmittel	218
Tab. 4.5	Überblick zum Vergleich von Bodeneigenschaften bei ökologischer und konventioneller Landbewirtschaftung	225
Tab. 4.6	Überblick zum Vergleich von Stickstoffausträgen bei ökologischer und konventioneller Landbewirtschaftung	231
Tab. 4.7	Überblick zum Vergleich von Wirkungen der ökologischen und konventionellen Landbewirtschaftung auf die Biodiversität	235
Tab. 4.8	Überblick zum Vergleich bodenbürtiger THG-Emissionen der ökologischen und konventionellen Landbewirtschaftung, Ergebnisse von Metastudien	241
Tab. 4.9	Spannweite der relativen Unterschiede beim Treibhauspotenzial ökologisch und konventionell hergestellter landwirtschaftlicher Produkte	243
Tab. 4.10	Überblick zum Vergleich der Energieeffizienz von ökologischer und konventioneller Landbewirtschaftung	247
Tab. 4.11	Überblick zu den Vergleichsergebnissen ökologische versus konventionelle Landwirtschaft	256

---

### 7.3 Abkürzungsverzeichnis

BfN	Bundesamt für Naturschutz
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit
CSA	Community Supported Agriculture (solidarische Landwirtschaft)
DAIRYMAN	Dairy Management
DLG	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft
EU	Europäische Union
Eurostat	Statistisches Amt der Europäischen Union
FADN	Farm Account Data Network



FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen)
FEFAC	European Feed Manufacturers Federation (europäischer Branchenverband der Futtermittelhersteller)
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik der EU
GbR	Gesellschaft bürgerlichen Rechts
GVE	Großvieheinheit
HIT, HI-Tier	Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere
IFOAM	International Federation of Organic Agriculture Movements (Internationale Vereinigung der ökologischen Landbaubewegungen)
ILO	International Labour Organization of the United Nations (Internationale Arbeitsorganisation der Vereinten Nationen)
InVeKoS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem
ISCC	International Sustainability and Carbon Certification
KSNL	Kriteriensystem Nachhaltige Landwirtschaft
LCA	Life Cycle Assessment (Lebenszyklusanalysen)
LF	landwirtschaftlich genutzte Fläche
NaLa	Nachhaltigkeitscheck für landwirtschaftliche Betriebe
NGO	Non-Governmental Organization (Nichtregierungsorganisation)
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
RISE	Response-Inducing Sustainability Evaluation
RSPO	Roundtable on Sustainable Palm Oil
RTRS	Round Table on Responsible Soy
SAFA	Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems
SAI	Sustainable Agriculture Initiative
SDGs	Sustainable Development Goals
SMART	Sustainability Monitoring and Assessment RouTine
SVLFG	Sozialversicherung für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau
THG	Treibhausgas
UN	United Nations (Vereinte Nationen)
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change (Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen)
ZID	Zentrale Datenbank des InVeKoS





**BÜRO FÜR TECHNIKFOLGEN-ABSCHÄTZUNG  
BEIM DEUTSCHEN BUNDESTAG**

Karlsruher Institut für Technologie

Neue Schönhauser Straße 10  
10178 Berlin

Telefon: +49 30 28491-0  
E-Mail: [buero@tab-beim-bundestag.de](mailto:buero@tab-beim-bundestag.de)  
Web: [www.tab-beim-bundestag.de](http://www.tab-beim-bundestag.de)  
Twitter: @TABundestag