

Professur für Organischen Landbau

Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung

Fachbereich 09: Agrarwissenschaft, Ökötrophologie Und
Umweltmanagement

Justus-Liebig-Universität Gießen

Bachelorarbeit

**Flächenproduktivität, Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit des
ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen Landbau**

- Analyse und Bewertung anhand der aktuellen Literatur

Eingereicht von:

Ann-Marleen Rieps

Matrikelnr.: 4072679

Erstprüfer Herr Prof. Dr. G. Leithold

Zweitprüferin Frau Th. Dannehl (M.Sc.)

Gießen, 04. August 2014

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis.....	II
Abbildungsverzeichnis.....	III
Tabellenverzeichnis.....	III
Anhangsverzeichnis.....	IV
Abkürzungen.....	IV
1 Einleitung und Zielsetzung.....	1
2 Grundlagen zu maßgeblichen Zielgrößen.....	5
2.1 Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft.....	5
2.1.1 Definition und Herkunft des Begriffs.....	5
2.1.2 Bewertungsmethoden: Vorstellung und Gegenüberstellung von KSNL und DLG.....	7
2.2 Umweltverträglichkeit.....	10
2.2.1 Externe Effekte und Umwelteinflüsse der Landwirtschaft.....	11
2.2.2 Ökobilanzierungen: Humus- und Stickstoffbilanzierung.....	14
2.2.3 Klimabilanzierung und THG-Quellen aus der Landwirtschaft.....	16
2.3 Flächenproduktivität – Definition und Gegenüberstellung anderer Bezugsgrößen.....	18
3 Vergleichende Literaturanalyse von Studien der letzten 10-15 Jahre: ÖLB vs. KLB.....	19
3.1 Flächenproduktivität.....	19
3.2 Umweltverträglichkeit.....	25
3.2.1 Stickstoff.....	25
3.2.2 Humus.....	33
3.2.3 Klima: Treibhausgaspotential.....	39
3.3 Wirtschaftlichkeit.....	47
3.4 Soziale Nachhaltigkeit.....	53
4 Generaldiskussion und Schlussfolgerungen.....	61
Zusammenfassung.....	67
Literaturverzeichnis.....	VI
Anhang.....	XII
Eidesstattliche Erklärung.....	XVI

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	EU-Bio-Logo	8
Abb. 2-2:	Logo des KSNL.....	9
Abb. 2-3:	Logo des DLG-Zertifizierungsystems DLG-NHZ	9
Abb. 2-4:	Umwelteinflüsse durch die Landwirtschaft thematisch aufgelistet	11
Abb. 2-5:	Prinzip der Humusbilanzierung.....	15
Abb. 3-1:	Energiebindung und Getreideeinheit in GJ bzw. GE pro ha Landnutzung (=LN) im Vergleich der untersuchten Bewirtschaftungssysteme.....	20
Abb. 3-2:	Einfluss unterschiedlicher Feldfrucht- und Pflanzentypen auf das Ertragsverhältnis von ÖLB zu KLB.....	21
Abb. 3-3:	Übersicht der Ergebnisse der untersuchten Studien. Dargestellt sind die relativen Erträge von ÖLB:KLB	24
Abb. 3-4:	Wichtige Stickstoffverbindungen des Stickstoffkreislaufs in der Landwirtschaft.....	26
Abb. 3-5:	N-Bilanzsalden der Marktfruchtbetriebe (oben) und der Milchvieh-Futterbaubetriebe (unten) aus dem ÖLB und KLB, als Feld-Stall- und Hoftorbilanz (in kg N ha ⁻¹)	30
Abb. 3-6:	Beziehung zwischen C-Sequestrierung und produktbezogenen THG im Pflanzenbau.....	38
Abb. 3-7:	THG-Emissionen (in kg CO _{2-eq} ha ⁻¹ a ⁻¹) in Abhängigkeit des Energieinputs (in J ha ⁻¹ a ⁻¹)...	40
Abb. 3-8:	Vergleich von Energieeffizienz und CO ₂ -Emissionen, die durch Einsatz fossiler Energie verursacht wurden.....	42
Abb. 3-9:	Gesamte produkt- und flächenbezogenen THG Emissionen umgerechnet in kg CO ₂ -Äquivalente.....	43
Abb. 3-10:	Beziehung zwischen Energie-Input und THG-Emissionen (ha ⁻¹) im Pflanzenbau	43
Abb. 3-11:	Die vier Bereiche der Ökosystemdienstleistungen.....	56

Tabellenverzeichnis

Tab. 3-1:	Korrelationseffizienten zwischen chemischen und physikalischen Standort- und Management-parametern und der Gehalt an mineralischem N (N _{min}) im Boden.....	28
Tab. 3-2:	Korrelation zwischen den Gehalten von ausgewählten OBS-Parametern im Boden und dem OBS-Gehalt im Boden.	34
Tab. 3-3:	Produktbezogene THG-Emissionen aus der Weizenproduktion im ÖLB und KLB (in g CO _{2-eq} kg ⁻¹).....	44
Tab. 3-4:	N ₂ O- und CH ₄ -Emissionen aus ÖLB und KLB	45
Tab. 3-5:	Aspekte der ökonomischen Säule der Nachhaltigkeit	47

Anhangsverzeichnis

Anhang 1:	Bewertung von Humussalden.....	XII
Anhang 2:	Der Einfluss von N-Input (a), Boden pH-Wert (b), guter fachlicher Praxis(BMP;c), Zeit seit der Umstellung von KLB auf ÖLB (d), Bewässerung (e) und Entwicklungsstand des Landes (f) auf die Flächenproduktivität des ÖLB	XII
Anhang 3:	Stickstoffkreislauf in der Landwirtschaft	XIII
Anhang 4:	Effizienz von ÖLB relativ zum KLB anhand des Metabolischen Quotienten (Y) und der Atmung pro Einheit des organischen Bodenkohlenstoffs (X).....	XIII
Anhang 5:	Schema der Zusammenhänge von Umwelt, Landwirtschaft, Nahrungsmitteln und Mensch	XIV
Anhang 6:	Verbindungen zwischen Ökosystemdienstleistungen und der Landwirtschaft	XV

Abkürzungen

C _{mik}	Mikrobiell gebundener Kohlenstoff
CO ₂ -eq	CO ₂ -Äquivalente
C _{org}	Organisch gebundener Kohlenstoff
DLG	Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e. V.
DLG-NHZ	„Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig“
DOK	Bio-dynamisch, bio-organisch, konventionell-integriert
DüV	Düngeverordnung
EL	Entwicklungsländer
Erg	Ergosterol
EU	Europäische Union
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen)
FIBL	Forschungsinstitut für biologischen Landbau
FLO	Fairtrade Labelling Organization
GE	Getreideeinheit
GVE	Großvieheinheit

IFOAM	Internationale Vereinigung der ökologischen Landbaubewegungen
IL	Industrieländer
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KLB	Konventioneller Landbau
KSNL	Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft zur Analyse und Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben
N_{mik}	Mikrobiell gebundener Stickstoff
N_{min}	Mineralischer Stickstoff im Boden
N_{t}	Gesamt-Stickstoff ($N_{\text{t}} = N_{\text{org}} + N_{\text{min}}$) im Boden
OBS	Organische Bodensubstanz
ÖLB	Ökologischer Landbau
PES	Payments for Ecosystem Services
RISE	Response-Inducing Sustainability Evaluation
ROS	Reaktionswirksame organische Substanz
THG	Treibhausgas
UBA	Umweltbundesamt
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

1 Einleitung und Zielsetzung

„Leben, arbeiten und wirtschaften mit der Natur und nicht mehr länger gegen die Natur ist unser großer Lernprozess.“

Dalai Lama, Interview mit Franz Alt 2004

Dieses Zitat des Dalai Lama bringt die Kernthese der vorliegenden Abschlussarbeit auf den Punkt: Eine nachhaltige Landwirtschaft sollte so gestaltet werden, dass auf Basis einer intakten Natur ein sozial verantwortungsvolles sowie finanziell sicheres Arbeiten und Leben in und außerhalb der Landwirtschaft möglich ist, sodass die heutige Generation und auch zukünftige Generationen unbeschwert leben und alle Vorteile einer multifunktionalen Landwirtschaft nutzen können. In diesem Kontext wird in dieser Bachelorthesis anhand einer Literaturanalyse ein relativer Vergleich der beiden Bewirtschaftungssysteme ökologischer Landbau (ÖLB) und konventioneller Landbau (KLB) angestellt und es wird untersucht, wie die Systeme zueinander stehen und in wie weit sie im Sinne einer starken Nachhaltigkeit wirtschaften. Die drei Aspekte der Nachhaltigkeit (Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft), die auf verschiedenen Ebenen angewandt werden können – wie zum Beispiel auf Betriebsebene, regionaler Ebene oder globaler Ebene – beziehen sich in der Landwirtschaft auch immer auf die Versorgungssicherung mit Nahrungsmitteln. Daher wird neben der Nachhaltigkeit auch die Flächenproduktivität als Vergleichsbasis dienen.

Zwei globale Herausforderungen bieten den **Hintergrund** dieser Arbeit: Zum einen muss die Landwirtschaft die heutige und zukünftig weiter wachsende Weltbevölkerung, deren Ansprüche immer höher werden (z. B. durch eine steigende Nachfrage nach Fleischprodukten), mit Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen versorgen. Zum anderen muss die Landwirtschaft versuchen eine nachhaltige Nahrungsmittelproduktion mit geringeren Umwelteinflüssen zu verwirklichen – global, regional und lokal. Die Suche nach einer geeigneten Lösung der beiden Herausforderungen, die in Summe zu einer noch größeren Herausforderung verschmelzen, spiegelt die Bezeichnung „Lernprozess“ in dem oben genannten Zitat sehr gut wider. Wir müssen lernen, wie die Landwirtschaft bezüglich Umweltschutz, sozialer Verantwortung, Wirtschaftlichkeit und Versorgungssicherheit mit Nahrungsmitteln gestaltet werden kann und muss. So wie der KLB und der ÖLB heute praktiziert werden, liefert keines der Systeme die perfekte Lösung, sodass beide auf ihre eigene Weise einer Weiterentwicklung in diese Richtung bedürfen. Hierfür ist es wichtig zu wissen, wie die Systeme zueinander stehen, welche Stärken und Schwächen in den einzelnen Säulen der

Nachhaltigkeit bestehen und wo es Potenziale gibt. Da eine Betrachtung aller einzelnen Faktoren der Nachhaltigkeitsaspekte Umwelt, Gesellschaft und Wirtschaft den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde, wurden einige relevante Faktoren ausgewählt.

Ziel und Motivation der Arbeit ist es vor allem die Komplexität der ökologischen, ökonomischen und sozialen Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft zu beleuchten und konträre Studienergebnisse und Meinungen hinsichtlich des ÖLB und KLB widerzuspiegeln. Obwohl in den Kapiteln der vergleichenden Analyse Zwischenfazit gezogen werden, ist es nicht das Ziel am Ende der Arbeit einen klaren „Gewinner“ für das bessere Bewirtschaftungssystem zu küren. Vielmehr soll geprüft werden, ob die These, dass der ÖLB das nachhaltigere Bewirtschaftungssystem ist, gerechtfertigt werden kann und ob der KLB nicht auch nachhaltige Aspekte in sich vereint.

Die vorliegende Arbeit gliedert sich in vier übergeordnete Kapitel. Das erste Kapitel soll einleitend in die Thematik einführen und die Grundlage der weiteren Überlegungen geben. In Kapitel zwei und drei werden die Ergebnisse der Literaturlauswertung vorgestellt. Das letzte Kapitel fasst die Ergebnisse in einem Resümee zusammen.

Das **zweite Kapitel** ist in drei wesentliche Unterkapitel gegliedert und beschäftigt sich mit maßgeblichen Zielgrößen der zu untersuchenden Aspekte der Nachhaltigkeit, der Umweltverträglichkeit sowie der Flächenproduktivität und erläutert diese, sodass ein theoretischer Hintergrund für die vergleichende Literaturlauswertung in Kapitel Drei gegeben ist. Zunächst erklärt das Kapitel den Begriff der Nachhaltigkeit und bringt ihn in Verbindung mit der Landwirtschaft. Außerdem wird das Konzept der starken Nachhaltigkeit erläutert, da dies Basis der vorliegenden Arbeit sein soll. Anschließend werden Bewertungssysteme für eine nachhaltige Landwirtschaft, die bereits in Deutschland angewendet werden, als Beispiel für eine mögliche Methodik vorgestellt. Das zweite Unterkapitel stellt Umwelteinflüsse der Landwirtschaft und welche externen Effekte daraus resultieren können vor. Außerdem werden spezielle Ökobilanzierungen, wie die Humus-, Stickstoff und Klimabilanzierung beschrieben, da im folgenden Kapitel genau auf diese Aspekte eingegangen wird. Die Definition von Flächenproduktivität und dessen Abgrenzung zu anderen Bezugsgrößen schließt das Zweite Kapitel, als Grundlagenkapitel ab.

Kapitel 3 beinhaltet die vergleichende Literaturlauswertung, die den ÖLB und den KLB in vier Bereichen gegenüberstellt – Flächenproduktivität, Umweltverträglichkeit, Wirtschaftlichkeit und Gesellschaft. Der Bereich Umweltverträglichkeit ist nochmal in die drei Kapitel Stickstoff, Humus und Klima bzw. Treibhausgaspotenzial (THG-Potential) untergliedert. Zum einen wird dem Unterkapitel der Umweltverträglichkeit somit mehr Aufmerksamkeit geschenkt als den anderen, jedoch ist dies legitim, da der Titel der Arbeit bereits ankündigt, dass der Umweltaspekt der Nachhaltigkeit verstärkt behandelt wird. Zum anderen können nicht alle Umweltschutzgüter und Indikatoren, die einer

Bewertung der Umweltverträglichkeit bedürfen, analysiert werden, da dies entweder auf Kosten von Details gehen oder den Rahmen der Arbeit übersteigen würde. Bei der Auswahl der drei ausgewählten Aspekte, war es wichtig, dass sie untereinander und auch mit den anderen Kapiteln, wie beispielsweise der Flächenproduktivität, in einem sinnvollen Zusammenhang stehen. Daher beziehen sich zwei der Unterkapitel auf das Schutzgut Boden und auf die chemische Bodenqualität, was die Aspekte Stickstoff (als Indikator für Nährstoffgehalte) und Humus (für die organische Substanz) betrifft. Das Treibhausgaspotenzial der Landwirtschaft hängt ebenfalls eng mit diesen beiden Faktoren zusammen, da beispielsweise der Boden bei zu hohem Stickstoffgehalt Lachgas emittieren kann. Außerdem bindet der Boden beim Aufbau von Humus Kohlenstoff.

Die Kapitel über die Wirtschaftlichkeit und die Gesellschaft stellen keinen vollständigen Vergleich der Bewirtschaftungssysteme dar, da dies die Literaturrecherche nicht zuließ, sondern beschäftigt sich mit Bewertungsmethoden auf der Betriebsebene und Eigenschaften von Wirtschaftlichkeit bzw. sozialen Aspekten im Sinne der starken Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Dabei spielen unter anderem externe Effekte, öffentliche Güter, Ökosystemdienstleistungen und Formen sozialer Landwirtschaft eine Rolle.

Einen relativen Vergleich der Flächenproduktivität der beiden Bewirtschaftungssysteme anhand aktueller Literatur bietet ebenfalls das dritte Kapitel. Teilweise werden hier auch weitere Vergleichsgrößen wie Marktfrucht- oder Gemischtbetriebe mit herangezogen.

Am Ende jedes dieser Unterkapitel gibt es einen abschließenden Abschnitt mit einer zusammengefassten Darstellung der Ergebnisse und einer kurzen Diskussion der Ergebnisse.

Bei der angewandten Methode der **Literaturanalyse** wurden hauptsächlich aktuelle und wissenschaftliche Publikationen in Form von Studien analysiert und als Informationsgrundlage genutzt. Die wissenschaftliche Literatur durfte dabei für das dritte Kapitel, nicht älter als 15 Jahre und optimaler Weise nicht älter als 10 Jahre, sein. Auch beim zweiten Kapitel wurde auf die Aktualität der Literatur geachtet, jedoch mit weniger strengen Vorgaben. Die Studien beziehen sich größtenteils auf den europäischen Raum mit Schwerpunkt auf die DACH-Länder, wodurch vor allem Daten aus der temperierten Klimazone miteinander verglichen werden. Teilweise stammen Studien auch aus den USA oder sind global ausgerichtet. Es wurden gleichermaßen Meta-Analysen, Literaturanalysen und Feldstudien berücksichtigt, um eine breite Übersicht von Studienergebnissen zu erlangen. Bezüglich der Landwirtschaft liegt der Schwerpunkt dieser Arbeit im Pflanzenbau und nicht in der Tierproduktion, wobei bei vielen Studien die Tierproduktion mit einfließt. Grund hierfür ist, dass eine vollständige Betrachtung von Pflanzenproduktion und Tierproduktion den Rahmen dieser Arbeit übersteigen würde. Teilweise grenzen die Studien die Daten, beispielsweise in Marktfrucht und Gemischtbetriebe ab, was eine weitere interessante Vergleichsbasis bietet. Außerdem ist zu

betonen, dass in der Analyse sehr viel mit relativen Zahlen gearbeitet wird, da es sich um eine vergleichende Studie von zwei definierten Systemen handelt.

Der ÖLB ist in dieser Thesis nach den Richtlinien der EG-Öko-Basisverordnung (EG) Nr. 834/2007 sowie der zugehörigen Durchführungsverordnung (EG) Nr. 889/2008 der EU zu verstehen. Das heißt vereinfacht: Kein Einsatz von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln, von leicht löslichen N-Düngemitteln und chemisch-synthetischen Wachstumsregulatoren sowie Hormonen, keine Gentechnik und die Bestrebung betriebsinterne Kreisläufe zu schließen. KLB wird demnach jede Bewirtschaftung verstanden, die die oben genannten Verordnungen nicht erfüllt und nicht nach ihnen zertifiziert ist. Der KLB stellt aktuell die dominante Bewirtschaftungsform in Deutschland dar¹.

¹ Der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche lag 2013 bei 6,4 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche und der Anteil an Öko-Betrieben bei 8,2 % aller landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland (BMEL 2013)

2 Grundlagen zu maßgeblichen Zielgrößen

2.1 Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft

Der Nachhaltigkeitsbegriff wird mittlerweile in vielen Bereichen und von verschiedenen Akteuren verwendet. Seit Anfang des 20. Jahrhunderts findet er jedoch nicht mehr allein in der Forstwirtschaft Verwendung, aus der er ursprünglich entstand. Er ist heutzutage eine universelle Begrifflichkeit für eine Art und Weise des Umgangs mit Ressourcen. Die Nachhaltigkeit umfasst die drei Faktoren Wirtschaft, Umwelt und Gesellschaft und stellt somit ein Konzept oder eine Art Vorlage für eine gesellschaftliche Lebensweise und Produktionsverfahren dar (GROBER 2013, S. 13).

2.1.1 Definition und Herkunft des Begriffs

Die erste Beschreibung des Begriffs der Nachhaltigkeit gab es bereits vor 300 Jahren von Hans Carl von Carlowitz. Carlowitz, der zu seiner Zeit Sächsischer Überberghauptmann in Freiberg war, versuchte in seinem Werk „Sylvicultura oeconomica – Anweisung zur wilden Baumzucht“ aus dem Jahr 1713 Auswege aus der damaligen Ressourcenkrise zu finden, in der vor allem Holz zu einem knappen Gut wurde (ebd., S. 17). Er beschreibt den Begriff in seiner Widmung mit folgenden Worten: „Zum Besten des gemeinen Wesens und denen Nachkommen zum Besten“ (GROBER 2013, S. 25, Carlowitz, Hans Carl von 2013) und begründet seine Theorie unter anderem durch das Gebot „[...] die Erde zu bebauen und zu bewahren.“ des ersten Buches Moses im Alten Testament. (GROBER 2013, S. 26).

Der Brundtland-Bericht der UN von 1987 „Our Common Future“² greift die Nachhaltigkeit im Sinne einer stabilen Entwicklung auf und definiert diese als „Entwicklung, welche die Bedürfnisse der gegenwärtigen Generationen befriedigt, ohne die Fähigkeiten zukünftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen.“ (HAUFF 1987, S. 54). Es geht demnach um die Verantwortung für zukünftige Generationen und um die „Generationengerechtigkeit“, welche aus ethischer Betrachtung eine zentrale Rolle in der Nachhaltigkeit spielt (GROBER 2013, S. 14). Als Anstoß für die wiederkehrende Beachtung des Begriffs und dessen Verbreitung gelten die ersten Fotos von der Erde aus dem All im Jahr 1970. Die Einsicht, dass die Erde ein in sich geschlossenes System mit Grenzen ist, die sie verwundbar machen, stärkten das Bewusstsein der Menschen und sensibilisierten sie für das neue Konzept (ebd., S. 15). Nachhaltigkeit bezieht sich also auf eine Bildung von Reserven im Sinne von Schonung und Verzicht in der Gegenwart, damit zukünftig weiterhin eine Nutzung

² Deutsch: „Unsere Gemeinsame Zukunft“

möglich ist (ebd., S. 20). Die Nutzung von Ressourcen soll demnach sparsam und effizient sein, sodass mit einem Minimum an Ressourcen ein Maximum an Wirkung erzielt wird (ebd., S. 27).

In dieser Arbeit wird Nachhaltigkeit in Form von **starker Nachhaltigkeit** betrachtet: Starke Nachhaltigkeit grenzt sich gegenüber einer schwachen Nachhaltigkeit dahingehend ab, dass der Umweltaspekt – das Naturkapital – nicht substituierbar ist und über lange Zeit konstant gehalten werden soll (DÖRING 2004, S. 4). In der schwachen Nachhaltigkeit könnten Natur- und Sachkapital theoretisch unbegrenzt substituiert werden (ebd., S. 4). Bezüglich der Landwirtschaft, dessen Erträge und somit dessen Zukunft abhängig von einer gesunden und intakten Natur sowie ausreichend vorhandenen natürlichen Ressourcen abhängen, scheint allein die Sichtweise der starken Nachhaltigkeit sinnvoll.

Eine Definition, die Nachhaltigkeit speziell für die Landwirtschaft umfassend beschreibt, konzipierten ALLEN et al. (1991):

„A sustainable food and agriculture system is one which is environmentally sound, economically viable, socially responsible, nonexploitative, and which serves as the foundation for future generations. It must be approached through an interdisciplinary focus which addresses the many interrelated parts of the entire food and agriculture system, at local, regional, national, and international levels.“

Auch in der Landwirtschaft spielt das Konzept der Nachhaltigkeit somit eine wichtige Rolle. Ein nachhaltiger Umgang mit der Natur (das heißt mit Boden, Wasser, Luft, Erhaltung der Biodiversität, etc.) und Ressourcen – nachwachsende und fossile – muss sichergestellt sein, damit auch in Zukunft ausreichend Nahrungsmittel auf landwirtschaftlichen Flächen produziert werden können (NEUNTEUFEL 2000). Landwirtschaft muss somit „ökologisch tragfähig, sozial gerecht und ökonomisch erfolgreich“ (ebd.) sein. NEUNTEUFEL (2000) beschreibt die Landwirtschaft als eine Schnittstelle zwischen Natur und Mensch. Wir Menschen entnehmen Ressourcen aus der Natur und beziehen daraus Nahrungsmittel, die wir konsumieren und anschließend als Abfall oder Emissionen wieder in die Umwelt abgeben. Dieser Kreislauf ermöglicht Rückschlüsse auf den Grad der Nachhaltigkeit von menschlichen Produktionssystemen (ebd., S. 301). Außerdem beeinflusst dies die natürliche Produktivität ökologischer Kreisläufe, weswegen man die Art der Beeinflussung durch den Menschen und die Charakteristika dieser Kreisläufe untersuchen muss. Hilfreich kann hier eine Bilanzierung der entsprechenden Bezugssysteme sein, wie beispielsweise eine Ökobilanzierung oder Klimabilanzierung eines landwirtschaftlichen Betriebes, die in Kapitel 2.2.2 näher betrachtet werden. Industrialisierte und konventionelle Landbewirtschaftungssysteme, die in der EU in Mehrzahl vorkommen, produzieren laut Neunteufel (2000) häufig energieintensiv und ineffizient. Ursache für diese Ineffizienz ist beispielsweise die Veredelung, bei der man pflanzliches Material an Tiere

verfüttert, um tierische Produkte zu erzeugen. Es ist also fraglich ob ein hohes Maß an Tierproduktion generell nachhaltig ist. Jedoch ist hierbei zu bedenken, dass eine Änderung der Produktionspalette auch eine Änderung des Konsumverhaltens erfordert. Darüber hinaus bedeutet Intensivierung eine Spezialisierung der Produktionssysteme, wie die Züchtung von Hochleistungsrassen und -sorten und den Ersatz von menschlicher Arbeit durch Maschinen und Chemikalien. Vor allem der Einsatz von Chemikalien gefährdet in einem hohen Maß die Biodiversität, wodurch die Funktionsfähigkeit des Agrarsystems (v. a. die Nahrungsmittelproduktion) anfälliger gegenüber Störungen wird. Darüber hinaus wird die Landwirtschaft immer abhängiger von der Energieversorgung (ebd., S. 305).

Aufgrund des Verzichts auf chemische Düngemittel und Pestizide und die Vermeidung des Zukaufs und Import von Futtermitteln ist zu vermuten, dass der biologische Landbau in Situationen mit Energieengpässen Vorteile gegenüber der konventionellen Landwirtschaft hat. Generell sind dezentralisierte Systeme, die an lokale Ressourcen angepasst sind, weniger stör anfällig (ebd., S. 310). Essentiell hierbei ist außerdem, dass das nötige agronomische Wissen in der Bevölkerung vorhanden ist, da bei einem Störfall (wie einer verminderten Energiezufuhr ins System) mehr menschliche Arbeitskraft nötig ist. Allerdings gehen die Zahlen der Menschen, die über breites agronomisches Wissen verfügen in den Industrieländern zurück, da die Spezialisierung nicht nur bei den Pflanzensorten und Tierrassen stattfindet, sondern auch eine Monopolisierung des Wissens über Landbewirtschaftung stattfindet, sodass es sich in kleinen Expertengruppen konzentriert (ebd., S. 309).

Zusammengefasst bedeutet eine nachhaltige Entwicklung in der Landwirtschaft, dass trotz wachsender Weltbevölkerung der Bedarf an Nahrungsmitteln gedeckt ist. Dies soll durch eine gesteigerte Flächenproduktivität geschehen, die gleichzeitig die Umwelt möglichst wenig belastet und die Produktion nicht auf Flächen, die nicht optimal nutzbar sind, ausweitet. Außerdem muss die Landwirtschaft robust gegenüber Störungen und somit flexibel und anpassungsfähig sein. Die Leistungsfähigkeit der Landwirtschaft muss erhalten und sogar noch gesteigert werden, und das umweltschonend.

2.1.2 Bewertungsmethoden: Vorstellung und Gegenüberstellung von KSNL und DLG

Der ÖLB basiert im Gegensatz zum KLB auf Zertifizierungssystemen mit genauen Vorschriften und Verpflichtungen, die in entsprechenden EU-Verordnungen³ geregelt sind (BMEL 2013).

³ EG-Öko-Basisverordnung (EG) Nr. 834/2007 vom 28. Juni 2007

Durchführungsverordnung (EG) Nr. 889/2008 vom 5. September 2008 (Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle)

Zertifizierungssysteme haben das Ziel die Anforderungen des Marktes zu regulieren, wie z. B. für den Schutz der Verbraucher, Lebensmittelsicherheit, Qualitätssicherung und Umweltschutz sowie Verhinderung unzulässigen Wettbewerbs in Europa (BMEL 2014, S. 5; ZAPF 2009, S. 23). Es handelt sich dabei um international und gesetzlich geregelte Forderungen, denen sich Unternehmen bzw. landwirtschaftliche Betriebe auf freiwilliger Basis unterziehen können (BMEL 2014). Es gibt ein Kontrollsystem für den gesamten Herstellungsprozess und für den Handel, welches risikoorientiert ausgerichtet ist. Erfüllen die landwirtschaftlichen Betriebe bzw. die verarbeitenden Industrien sowie der Handel die Voraussetzungen, dürfen diese das Logo der Europäischen Union (EU) für ökologische/biologische Produktion tragen (siehe Abb. 2-1). Die Verordnungen basieren auf den Basisrichtlinien der „Internationalen Vereinigung der ökologischen Landbaubewegungen“ (IFOAM), bei der aus über 100 Nationen rund 750 Verbände vertreten sind (ebd.).



Abb. 2-1: EU-Bio-Logo
Quelle: Europäische Kommission

Darüber hinaus gibt es Zertifizierungs- und Bewertungssysteme der Landwirtschaft in Deutschland, die die Nachhaltigkeit bewerten und somit unabhängig von den EU-Öko-Verordnungen sind. Alle landwirtschaftlichen Betriebe können so, unabhängig von ihrem jeweiligen Bewirtschaftungssystem, identifizieren wie nachhaltig sie wirtschaften und wo ihre individuellen Stärken und Schwächen in diesem Bereich liegen. Doch wozu gibt es neben den EU-Öko-Verordnungen und dessen Kontroll- und Zertifizierungssystemen noch weitere Systeme, die speziell die Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft bewerten? Wird der ÖLB nicht häufig per se als nachhaltig eingeschätzt, da er strenge Umweltstandards einhalten muss und auch gesellschaftlich Verantwortung zeigt? Die Antwort liegt zum einen darin begründet, dass der ÖLB nicht generell nachhaltig sein muss, sondern es durchaus auf die richtige Durchführung des Landwirtes ankommt. Zum anderen können auch konventionelle Betriebe nachhaltig sein, vor allem jene, die integrierten Landbau betreiben.

Die drei einzigen deutschsprachigen Bewertungssysteme nachhaltiger Landwirtschaft unter mitteleuropäischen Bedingungen sind RISE (Response-Inducing Sustainability Evaluation), das KSNL (Kriteriensystem nachhaltige Landwirtschaft) (vgl. Abb. 2-2) und das Zertifizierungssystem der DLG ((Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V.), „Nachhaltige Landwirtschaft – zukunftsfähig“ (DLG-NHZ) (vgl. Abb. 2-3). Bei ihnen handelt es sich nicht wie bei der EU-Öko-Verordnung um ein staatliches Qualitätssicherungssystem, sondern um ein privates (ZAPF 2009, S. 23). Im Folgenden soll erläutert werden, was bei einer Zertifizierung von Nachhaltigkeit wichtig ist und die Systeme KSNL und DLG-NHZ kurz vorgestellt werden:

Um eine Bewertung der Nachhaltigkeit durchführen zu können, muss im Vorfeld eine Bezugsebene festgelegt werden. In der Landwirtschaft können dafür beispielsweise verschiedenen räumlichen Dimensionen (Feldebene, Betriebsebene, regionale, nationale und globale Ebene) dienen. Die Bewertungssysteme die hier vorgestellt werden, gehen dabei räumlich nicht über die Betriebsebene hinaus (Einzelbetriebe und Betriebsgruppen) (ebd., S. 14).

Nach CHRISTEN (1999) gibt es sechs Teilaspekte für eine nachhaltige Landwirtschaft, die folgende Gesichtspunkte beinhalten:

- (1) Ethische und moralische Vertretbarkeit
- (2) Ressourcenschonung
- (3) Erhalt von Biodiversität
- (4) Sicherung der ökonomischen Existenzfähigkeit der landwirtschaftlichen Betriebe
- (5) Gesamtgesellschaftliche Verantwortung der Landwirtschaft für Nahrungsmittelversorgung und deren Qualität
- (6) Globale Komponente einer nachhaltigen Entwicklung und intergenerationeller Gerechtigkeit

All diese Aspekte sind auch in den Indikatoren von KSNL und DLG-NHZ vertreten. Beide Systeme sind aus ihren jeweiligen Vorgängern, der Bewertungssystemen für die Umwelt bzw. Stoffkreisläufe, hervorgegangen. Grundlage des KSNL war KNL (Kriterien umweltverträglicher Landwirtschaft) aus dem Jahr 1994, die vom DLG-NHZ ist das PC-Programm REPRO, welches seit 1990 für Stoffkreisläufe auf Betriebsebene entwickelt wurde.

Ziel von **KSNL** ist es durch die Stärken- und Schwächenanalyse maximal wirtschaftlichen Erfolg zu ermöglichen ohne dabei die ökologischen und sozialen Aspekt der Nachhaltigkeit zu gefährden. Auf diese Weise können die Betriebe vermeidbare Mängel und ihre Ursachen identifizieren und so ihren Betrieb unter nachhaltigen Gesichtspunkten optimieren. Dadurch und durch das Aufzeigen von Effizienzreserven können außerdem Kosten eingespart werden. Das KSNL basiert auf insgesamt 34 Indikatoren⁴ die die drei Säulen der Nachhaltigkeit – Wirtschaftlichkeit, Umwelt und Gesellschaft – abdecken. Bewertungsebene ist der Gesamtbetrieb, da in dieser Systemgrenze eine kontrollfähige Datenbasis verfügbar ist (ZAPF 2009, S. 79). Die Grenzen einer nachhaltigen Landwirtschaft werden durch einen vorgegebenen Toleranzbereich mit Boniturnoten (1-11) bestimmt. Hierbei sind 1-6 unvermeidliche bzw. tolerierbare Einwirkungen und



Abb. 2-2: Logo des KSNL
Quelle: ZAPF 2009, S. 65



Abb. 2-3: Logo des DLG-Zertifizierungssystems DLG-NHZ
Quelle: ZAPF 2009, S. 65

⁴ Davon sind 14 aus dem ökologischen, 9 aus dem sozialen und 11 aus dem ökonomischen Bereich.

7-11 vermeidbare Belastungen, die mit steigendem Risiko für die Nachhaltigkeit verbunden sind (ebd., S. 81).

Das **DLG-NHZ** ist ebenfalls eine einheitliche Methode zur Bewertung von Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft und findet Anwendung bei Nahrungs- und Energiepflanzen sowie für KLB und ÖLB. Die Motivation ist zum einen die Analyse des Betriebes, kann aber auch die Profilierung gegenüber Verpächtern, Geschäftspartnern und der Gesellschaft sein. Hauptziel der Analyse ist es eine nachhaltige Entwicklung in der gesamten Wertschöpfungskette zu ermöglichen und die landwirtschaftlichen Betriebe hinsichtlich der Nachhaltigkeit zu optimieren. So entsteht ein Nutzen nicht nur in der Landwirtschaft, sondern auch in der Ernährungswirtschaft, in der Bildung, Forschung und Beratung (ebd., S. 86). Es gibt insgesamt 23 Indikatoren bei der die drei Säulen der Nachhaltigkeit gleich gewichtet sind, wobei sich jedoch einzelne Indikatoren innerhalb einer Säule ausgleichen können. Die Bewertung findet mit einem Indexwert statt, der je näher er an „0“ ist nicht nachhaltig ist und je näher an „1“ nachhaltig. Der Indexwert 0,75 ist der Nachhaltigkeitsgrenzwert (ebd., S. 88).

DLG-NHZ und KSNL sind beides Betriebsbewertungssysteme, die einen eng definierten Geltungsbereich auf nationaler Ebene haben und dessen Voraussetzungen eine gute Betriebsorganisation, eine gute betriebliche Datenhaltung sowie eine qualifizierte und kontrollierbare externe Datenbasis sind. Ein wesentlicher Unterschied der beiden Systeme ist, dass beim KSNL eine Hoftorbilanz der ökologischen Indikatoren stattfindet und bei der DLG-NHZ die Bilanz auf eine bestimmte Fläche bezogen wird. Durch Letztere ist eine wesentlich bessere Einschätzung v. a. bei der Humusbilanz gegeben (Leithold 2014, mündlicher Kommentar während der Vorlesung „Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft“ am 22.04.2014).

2.2 Umweltverträglichkeit

Die Umweltwirkungen der Landwirtschaft beziehen sich auf die Nutzung natürlicher Ressourcen, die regenerativ oder endlich sein können, sowie auf den Ausstoß von Emissionen. Eine nachhaltige Landwirtschaft versucht negative Umwelteinflüsse zu vermeiden und Kreisläufe zu schließen, die gesellschaftlichen Leistungen der Landwirtschaft zu fördern, sowie auf Betriebsebene ökonomisch zu wirtschaften. Um die Umwelteinflüsse der Landwirtschaft zu beschreiben, werden diese anhand externer Effekte dargestellt. Auf diese Weise können direkt Zusammenhänge der Umwelt mit der Gesellschaft und Wirtschaft erläutert werden.

Für die wissenschaftliche Untersuchung von Umwelteinflüssen und dessen Identifikation sind Instrumente wie Bilanzierungen einzelner Parameter, wie z. B. Stickstoff, Humus oder THG-Emissionen von großer Bedeutung.

2.2.1 Externe Effekte und Umwelteinflüsse der Landwirtschaft

Ökologische Grenzwerte sind im ÖLB sowie im KLB gesetzlich festgelegt⁵, wobei die ökologischen Standards sich bereits seit Anfang des 20. Jahrhunderts offiziell von denen des KLB absetzten und seit 1994 (durch die EG-Verordnung 2078/92) auch durch die EU definiert wurden. Eines der wichtigsten Ziele ist das Erreichen von erwünschten Umwelteffekten. Um diese Standards zu gewährleisten und umzusetzen, werden folgende zwei Methoden angewandt. Erstens die Regulation der Inputs in der Landwirtschaft und zweitens die Messung des Outputs durch die Umwelt- und Ressourcennutzung, wobei ersterer eine wichtigere Bedeutung zukommt (STOLZE et al. 2000, S. 5).



Abb. 2-4: Umwelteinflüsse durch die Landwirtschaft thematisch aufgelistet
Quelle: Eigene Darstellung

⁵ Zum Beispiel durch die „Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV)“, die „Verordnung über Verbote und Beschränkungen des Inverkehrbringens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach dem Chemikaliengesetz (Chemikalien-Verbotsverordnung – ChemVerbotsV)“ oder die „Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchV)“ (BMJV, Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz und juris GmbH o. J.)

Im Folgenden sollen die Umwelteinflüsse der Landwirtschaft identifiziert und in den Kontext des ÖLB vs. KLB eingebettet werden. Dabei werden unterschiedliche Umweltfaktoren berücksichtigt, welche durch die Landwirtschaft beeinflusst werden (vgl. Abb. 2-4).

Die Ergebnisse der Meta-Analyse von TUOMISTO et al. (2012), in der systematisch Studien hinsichtlich der Umwelteinflüsse von ÖLB und KLB in Europa vergleichend untersucht wurden, zeigen insgesamt eine bessere Performance seitens des ÖLB pro Fläche. Pro Produkteinheit liegt jedoch der KLB weiter vorne, da er seine negativeren Umwelteinflüsse – relativ zum ÖLB – durch höhere Erträge ausgleichen kann. Die untersuchten Umwelteinflüsse der Landwirtschaft betreffen vor allem die Organische Bodensubstanz (OBS), die Stickstoff- und Phosphorauswaschung bzw. deren Eintrag in andere Ökosysteme, Flächennutzung, Energiegebrauch, Treibhausgasemissionen, Eutrophierungs- und Versauerungspotential sowie Biodiversität (ebd., S. 311–315).

Bei der **Flächennutzung** muss klar sein, dass die Fläche eine limitierende Ressource auf der Erde darstellt. Die AutorInnen haben hier untersucht, wie viel Fläche – je nach Bewirtschaftungssystem - benötigt wird um eine bestimmte Menge eines Produktes zu produzieren. Sie kommen zu dem Ergebnis, dass der ÖLB 84 % mehr Fläche in Europa bräuchte als der KLB (ebd., S. 314), welches auf Faktoren wie geringere Erträge, ertragsärmere Nutztiere und der Bedarf zusätzlichen Landes um nährstoffbildende Feldfrüchte, wie zum Beispiel Leguminosen, anzubauen.

Der Einfluss auf **Grund- und Oberflächengewässer** lässt sich u. a. durch das **Eutrophierungspotential** beschreiben. Dies bedeutet, dass terrestrische und aquatische Habitats mit Nährstoffen angereichert werden, wodurch die Pflanzen bzw. Algen verstärkt – vor allem durch eine Anreicherung von Nitrat, Phosphat und Ammonium – wachsen (ebd.). Aquatische Eutrophierung findet beispielsweise statt, wenn Nährstoffe aus der Landwirtschaft in die Wasserläufe ausgeschwemmt werden, die dann in andere Gewässer münden. Dies verursacht ein starkes Wachstum von Wasserpflanzen und Algen und kann zum Umkippen von Gewässern, zum Tod von Fischen und zu Schäden der Flora und Fauna führen sowie die Nutzbarkeit der Gewässer für Freizeit und Erholung, für die Industrie und als Trinkwasser beeinflussen (ebd., S. 314). TUOMISTO et al. (2012, S. 314) sowie STOLZE et al. stellen eine leicht geringere Nitratauswaschung pro Hektar, bzw. gleiche oder leicht höhere pro Ausbringungseinheit beim ÖLB fest. Pro Produkteinheit hängt es von der Produktkategorie ab, wie hoch die Auswaschung ist. Beispielsweise hat biologisch produzierte Milch ein geringes Eutrophierungspotential als konventionelle, jedoch haben andere Produkte, wie ökologisches Rindfleisch, ein höheres Potential (TUOMISTO et al. 2012, S. 315). Ursachen für Nitratauswaschung im ÖLB sind ein zu hoher Input von Nitrat, das Unterpflügen von Leguminosen zur falschen Zeit und die Auswahl von ungeeigneten Feldfrüchten in der Fruchtfolge sowie die Kompostierung von Mist auf unversiegelten Oberflächen. **Phosphor** ist ein sehr wichtiger Pflanzennährstoff der in den natürlichen

Bodenvorräten vorhanden, jedoch oft nur zu ca. einem Prozent pflanzenverfügbar ist. Da es sich bei Phosphor um einen endlichen Rohstoff handelt – der essentiell für Pflanzenwachstum und allen Lebens ist – ist es besonders wichtig ihn zu recyceln, die P-Verluste zu minimieren und die Nutzung der natürlichen Bodenvorräte zu optimieren. Bei den Phosphorverlusten sind die Unterschiede der Bewirtschaftungssysteme gering (ÖLB hat 1% geringere P-Verluste), allerdings war der Input von Phosphor im ÖLB 55 % geringer als im KLB (ebd.), was darauf schließen lässt, dass der ÖLB besser mit den natürlichen P-Vorräten im Boden auskommt.

Insgesamt ist ÖLB besser für den Wasserschutz, da weniger Auswaschungspotential besteht, wenn ÖLB richtig praktiziert wird, da beispielsweise keine Gefahr der Wasserverschmutzung durch chemisch-synthetische Pestizide besteht (STOLZE et al. 2000, S. 44–52; SCHADER et al. 2013, S. 8).

Der Verlust von **Biodiversität** in den letzten Jahrzehnten ist auf den Wandel der Agrarlandschaften zurückzuführen. Vormalig heterogene Landschaften, mit verschiedenen kleinen Feldern und naturnahem Grasland, Feuchtgebieten und Hecken, sind heute große homogene intensiv bewirtschaftete Äcker. In der Meta-Analyse fanden TUOMISTO et al. (2012) heraus, dass die Biodiversität im ÖLB in Europa relativ zum KLB größer ist. Besonders die Vielfalt von Ackerwildkräutern profitiert mehr vom bzw. leidet weniger unter dem ÖLB relativ zum KLB (ebd., S. 314). Im ÖLB ist die Artenvielfalt 30 % größer und die Organismendichte 50 % (ebd., S. 314).

Ergebnisse von STOLZE et al. (2000) zeigen, dass der ÖLB die **Bodenfruchtbarkeit und –stabilität** besser schützt als der KLB, was vor allem durch die ermittelten höheren Mengen organischen Bodenmaterials und biologischer Aktivität im Boden zu begründen ist. Auch das Potential der Verhinderung von Erosion sei im ÖLB besser. Allerdings gibt es keine Unterschiede in der Bodenstruktur und auch die Bodenleistung ist abhängig vom Standort (ebd., S. 35–42).

Die Einflüsse auf die **organische Bodensubstanz**, die **Stickstoffauswaschung** und den **Energiebedarf, bzw. die Treibhausgasemissionen** werden in den folgenden Kapiteln näher erläutert, weshalb eine Vertiefung an dieser Stelle nicht von Nöten ist.

Die Landwirtschaft hat großen Einfluss auf Natur und Umwelt, da sie flächenmäßig den größten Teil der Landnutzung auf der Erde ausmacht und direkt in natürliche Kreisläufe eingebunden ist, die durch anthropogene Eingriffe beeinflusst werden. Aus diesen, oben aufgeführten, Umwelteinflüssen resultieren ökonomisch betrachtet externe Effekte. Da die Kosten, die aus diesen Externen Effekten resultieren, nicht im Markt integriert sind, sondern als nicht ökonomisches Nebenprodukt entstehen, sind sie auch nicht im Marktpreis enthalten (PRETTY 2008).

Externe Effekte in der Landwirtschaft haben folgende Eigenschaften (ebd., S. 452):

- Ihre Kosten werden oft vernachlässigt
- Sie treten zeitverzögert auf
- Sie schaden vor allem Gruppen, die häufig nicht ausreichend in der Politik oder anderen Entscheidungsprozessen vertreten sind bzw. einbezogen werden
- Die Quelle kann nicht immer genau identifiziert werden

So muss der Verursacher negativer externer Effekte, z. B. bei der Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser, die Kosten für die aufwendige Aufbereitung des Trinkwassers nicht tragen, obwohl dadurch erhebliche Kosten für die Gesellschaft entstehen. Daneben gibt es positive externe Effekte, welche auch öffentliche Güter genannt werden, die einen Nutzen für die Gesellschaft aufweisen und Kosten einsparen (ebd., S. 452).

In den letzten Jahren ist klar geworden, dass die moderne Landwirtschaft einer der Hauptverursacher von negativen externen Effekten ist und somit maßgeblich zu Umwelt- und Gesundheitsproblemen beiträgt. Diese Erkenntnisse stoßen einen Wandel in der Überlegung an, welches landwirtschaftliche System, inklusive der externen Kosten, das effizienteste ist (ebd., S. 452).

Es ist jedoch schwierig in diesem Kontext eine klare Linie zu ziehen, was nachhaltig ist und was nicht, da alle landwirtschaftlichen Systeme negative externe Effekte aufweisen. Außerdem kommt es bei Vergleichen immer auf die Basis und den Vergleichenden an, wie er beurteilt und welche Kriterien er berücksichtigt. Bei einem monetären Vergleich handelt es sich zwar um absolute Werte und nicht um relative Vergleiche, jedoch Bedarf es weiteren Fragen, wie zum Beispiel über die Bezugsebene, also wie nachhaltig die landwirtschaftlichen Praktiken auf dem Betrieb und auf dem Feld sind, oder wie nachhaltig eine gesamte Landschaft ist (PRETTY 2008, S. 452).

2.2.2 Ökobilanzierungen: Humus- und Stickstoffbilanzierung

Die **Humusbilanzierung** ermöglicht eine Abschätzung der Veränderungen von Humusvorräten acker- und gartenbaulich genutzter Böden und wie durch organische Düngung ein nötiger Ausgleich geschaffen werden kann (VDLUFA 2004, S. 3). Der ÖLB bräuchte eine andere Methode bzw. andere Datenbasis als integrierter oder konventioneller Landbau, da Böden im ÖLB eine höhere Zufuhr organischer Substanzen zwecks der Versorgung der Pflanzen mit Stickstoff benötigen. Eine mögliche Methode könnte diesbezüglich die „dynamische Humusbilanz“ (HÜLSBERGEN UND RAHMANN 2013, S. 263). Dessen wesentlicher Unterschied zu einer „statischen“ Humusbilanz (vgl. Abb. 2-5) ist, dass situationsangepasste Humusbedarfswerte berechnet werden anstatt einer Verwendung von festgelegten Werten (VDLUFA 2004) und die sowohl für den ÖLB als auch für den KLB anwendbar

wäre (HÜLSBERGEN UND RAHMANN 2013, S. 263). Eine Humusbilanzierung kann auf Schlag-, Fruchtfolge- oder Betriebsebene stattfinden, wobei stets eine gesamte Fruchtfolge erfasst werden sollte. Für einen Vergleich von Bewirtschaftungssystemen ist jedoch der Betrieb die geeignetste Ebene (VDLUFA 2004, S. 3–5). Bilanzsalden geben Auskunft über die nötigen Änderungen der Bewirtschaftung für eine standortangepasste Humusversorgung, um eine langfristige Produktion zu gewährleisten und das Verlustpotenzial des Stickstoffs zu begrenzen (ebd., S. 4). Dabei haben die kultivierten Pflanzen unterschiedlichen Einfluss auf das Wurzelsystem sowie den Netto-Zuwachs und -Verlust der OBS im Boden. Die folgende Gleichung beschreibt die Ermittlung des Humussaldos (ebd., S. 4):

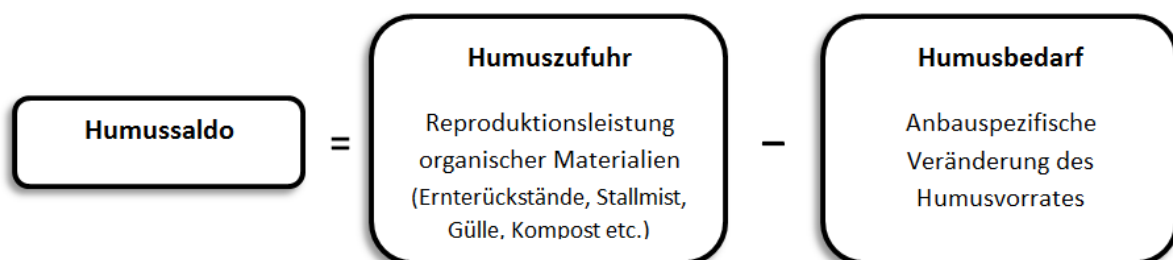


Abb. 2-5: Prinzip der Humusbilanzierung
Quelle: VDLUFA 2004, S. 4, eigene Darstellung

Je nach Bewirtschaftung stellen sich über die Zeit charakteristische und relativ konstante Humusgehalte im Boden ein. Der gewünschte optimale Humusbedarf, welcher durch die Parameter Ertragssicherheit, hohe N-Effizienz und ausgeglichenem N-Saldo bestimmt wird, stellt die optimale Humusmenge dar, die durch organische Düngung produziert werden sollte. Unterschiedliche Humuszunahmen bzw. -abnahmen werden darüber hinaus durch die unterschiedlichen Eigenschaften angebaute Fruchtarten verursacht. Um diese vergleichbar zu machen, gibt es die Einheit „Reproduktionswirksame organische Substanz“ (ROS). Die Humusmenge wird in kg C ha^{-1} ausgedrückt (ebd., S. 5). Die stoffliche Zusammensetzung bestimmt den Abbau und die Humifizierung im Boden und ist somit verantwortlich für die Humus-Reproduktionsleistung von organischen Düngestoffen (in $\text{kg Humus-C pro t Substrat}$). Beispielsweise ist die Humusersatzleistung abhängig vom Wassergehalt, Rottegrad des Festmistes und des Herkunftstiers der Gülle. Hohe Reproduktionswerte haben diesbezüglich in ihrer jeweiligen Kategorie Stroh (als Pflanzenmaterial) mit 80-110 $\text{kg Humus-C pro t Substrat}$ ⁶, kompostiertes organisches Material (Stallmist 96, Bioabfall 46-70, Gärrückstände 40-70 $\text{kg Humus-C pro t Substrat}$), Geflügelkot 12-38 $\text{kg Humus-C pro t Substrat}$ (ebd.) und als weitere Quelle für organische Material Rindenkompost mit 60-100 $\text{kg Humus-C pro t Substrat}$ (ebd.). Eine Bewertung der Humusversorgung bezieht sowohl das Stickstoffverlustpotential, als auch die Auswirkung auf die Ertragssicherheit ein. Dies geschieht durch Saldengruppen die genau definiert sind von Gruppe A (sehr niedrig) über Gruppe C (optimal) bis Gruppe E (sehr hoch) reichen (vgl. Anhang 1) (ebd., S. 6).

⁶ Umrechnungsfaktoren: 1 t ROS ~ ca. 200 kg Humus-C 1 HE ~ ca. 580 kg Humus-C (VDLUFA 2004, S. 10)

Bei der **Stickstoffbilanzierung** wird der flächenbezogene N-Saldo berechnet (in kg N ha⁻¹), welcher sich aus der Subtraktion der Summe des N-Outputs von der Summe des N-Inputs ergibt und die potentiellen Verluste reaktiver N-Verbindungen beschreiben kann⁷ (SCHMID et al. 2013, S. 264)

Es handelt sich um eine nicht nachhaltige Wirtschaftsweise, wenn über mehrere Jahre negative N-Salden auftreten und sich dadurch die N-Vorräte im Boden und somit auch die Ertragsfähigkeit verringern (ebd.). Allerdings muss berücksichtigt werden, dass zu hohe N-Überschüsse mit mehr als 100 kg N ha⁻¹ (ebd., S. 284) umweltschädlich sind, da es so zu Stickstoffeinträgen beispielsweise ins Grundwasser kommt.

Neben der Auswaschung von N kann es auch zu Ausgasungen kommen. Bezüglich des THG-Potentials spielt hier v. a. N₂O-Emissionen eine Rolle. Da die Messung der N₂O-Emissionen sehr aufwendig und kostspielig ist, werden diese meist nach dem Ansatz des IPCC vom N-Input abgeleitet. Die alleinige Anwendung dieses Ansatzes mit festgelegten Emissionsfaktoren kann allerdings erhebliche Abweichungen zu gemessenen Werten der N₂O-Emissionen haben. Außerdem fließt bei der Berechnung weder die N-Effizienz, noch der N-Saldo mit ein (ebd.).

2.2.3 Klimabilanzierung und THG-Quellen aus der Landwirtschaft

Klimabilanzierung von landwirtschaftlichen Produktionsverfahren basiert auf der Methodik der Ökobilanzierung. Es ist eine genormte Methode, um Umweltwirkungen eines Produktes erfassen und bewerten zu können (HIRSCHFELD et al. 2008, S. 62). Eine Ökobilanz kann vielfältig eingesetzt werden und es werden alle Produktionsprozesse inklusive der vorgelagerten Produktionsschritte berücksichtigt. Es können unterschiedliche Vergleiche durchgeführt werden, wie beispielsweise zwischen funktionsähnlichen Produkten im Hinblick auf ihre Umweltwirkungen. Ziel der Klimabilanzierung, als Spezialisierung der Ökobilanz, ist in der Landwirtschaft somit ein Vergleich der Klimawirkung unterschiedlicher Produktionsverfahren bzw. Bewirtschaftungssysteme. Aus der Ökobilanz werden hierfür nur die Emissionen von THG bilanziert (ebd., S. 62).

Der Anteil an den gesamten THG-Emissionen der Landwirtschaft liegt seit den letzten sechs Jahren bei einem relativ unveränderten Anteil von sieben bis acht Prozent. Seit 1990 sanken die Emissionen allerdings um ca. 20 % (UBA 2014)

Da Treibhausgase unterschiedlich starke Wirkungen haben und unterschiedlich lange in der Atmosphäre bleiben, hat das IPCC das Globale Erwärmungspotenzial (Global Warming Potential, kurz GWP) entwickelt um die THG miteinander vergleichbar zu machen (FORSTER et al. 2007). Als Referenzklimagas gilt das CO₂ (=1) und der Zeitraum der Betrachtung ist meist auf 100 Jahre

⁷ N-Saldo = \sum N-Input – \sum N-Output

ausgelegt. Das GWP wird in der Einheit CO₂-Äquivalente (CO_{2-eq}). Demnach hat Methan ein Globales Erwärmungspotenzial von 21 CO_{2-eq} und Lachgas von 310 CO_{2-eq} (ebd., S. 210 ff.).

Die bedeutsamsten **Treibhausgase aus der Landwirtschaft** sind Methan (CH₄), Lachgas (N₂O) und Kohlendioxid (CO₂), die in unterschiedlichen Stufen des Produktionsprozesses emittiert werden. Weitere THG in der Landwirtschaft sind flüchtige organische Verbindungen ohne Methan (NMVOC), Nitrat (NH₃), Stickstoffmonoxid (NO) und Luftstickstoff (N₂) (HIRSCHFELD et al. 2008), die an dieser Stelle jedoch ausschließlich genannt sein sollen. CH₄ und N₂O entstehen bei Verdauungsprozessen in der Tierhaltung und werden unterschiedlich stark emittiert. Einflussgrößen sind dabei z.B. die Haltungsform und die Lagerung- und Ausbringungstechnik der Wirtschaftsdünger (HIRSCHFELD et al. 2008, S. 16; UBA 2013). Außerdem bringt der Transport von importierten Futtermitteln Klimaeffekte mit sich. N₂O entsteht vor allem in der Pflanzenproduktion. Grundlagen von N₂O-Emissionen sind reaktive Stickstoffeinträge aus organischen und mineralischen Düngemitteln, Stickstoff aus Pflanzenreststoffen, Stickstofffixierung durch Leguminosen sowie atmosphärische N-Deposition. Indirekt können N₂O-Emissionen verursacht werden, wenn reaktive N-Verbindungen wie Nitrat oder Ammoniak ausgewaschen werden (UBA 2013). Zudem fördern starke Bodenverdichtung und hohe Nitratgehalte die Freisetzung von N₂O (NIGGLI UND FLIEßBACH 2009, S. 1). Die Landwirtschaft ist aktuell mit 54 % (UBA 2013) die größte Emissionsquelle für CH₄, welches vor allem in Fermentationsprozessen in Mägen von Wiederkäuern entsteht, sowie bei anaeroben Bodenbedingungen beim Pflanzenbau wie bei stark verdichteten Böden und Reisanbau, da die Felder zeitweise unter Wasser stehen (UBA 2013; NIGGLI UND FLIEßBACH 2009, S. 1).

Die Pflanzenproduktion wäre an sich CO₂-neutral, da Pflanzen durch Photosynthese und Respiration in den C-Kreislauf eingebunden sind (NIGGLI UND FLIEßBACH 2009, S. 1). CO₂ wird jedoch bei Vorleistungen für die Landwirtschaft, wie die Herstellung von Pflanzenschutzmitteln und synthetischen Düngemitteln verursacht. Hinzu kommt die Verbrennung fossiler Energieträger als Treibstoff beim Transport und der Bodenbearbeitung der Agrarflächen (HIRSCHFELD et al. 2008, S. 16). Des Weiteren wird durch das Abholzen von Wäldern für den Ackerbau oder Weiden gebundener Kohlenstoff aus der Biomasse freigesetzt, was auch für Bodenerosion und somit den Abtrag von Humus gilt (NIGGLI UND FLIEßBACH 2009, S. 1). Abbauprozesse im Boden setzen gebundenes CO₂ frei, welches besonders stark bei bewirtschafteten entwässerten Mooren stattfindet.

Vor allem aufgrund der genannten Emissionsquellen (Erzeugung von Mineraldünger, PSM, hohe Stickstoffgehalte im Boden bei hoher Bodendichte etc.) und der Tatsache, dass diese vor allem im KLB auftreten, scheint der ÖLB klimafreundlicher auf Basis einer Klimabilanz zu sein. Allerdings benötigt der ÖLB häufig mehr Fläche und schneidet somit auf Produktebene relativ schlechter ab (HIRSCHFELD et al. 2008, S. 16, 2008, S. 20–22). Das bedeutet, dass die Unterschiede der Klimawirkungen im ÖLB und KLB beispielsweise pro Liter Milch oder pro Kilo Weizen häufig geringer

sind als pro Milchkuh oder pro Hektar. Es besteht somit die Möglichkeit des KLB, die Defizite der Klimaschädlichkeit gegenüber dem ÖLB durch eine höhere Produktivität gewissermaßen auszugleichen (HIRSCHFELD et al. 2008, S. 16). Bezüglich einzelner Verfahren kann die Klimabilanz des ÖLB auch negativer ausfallen als im KLB. Ergebnisse diverser Studien, die genau diese Fragestellung der Klimafreundlichkeit von Bewirtschaftungssystemen untersuchen, werden in Kapitel 3.2.3 vorgestellt.

2.3 Flächenproduktivität – Definition und Gegenüberstellung anderer Bezugsgrößen

Um die Umwelteinflüsse eines Bewirtschaftungssystems zu ermitteln und zu bewerten, bedarf es einer geeigneten Bezugseinheit. Dies kann anhand der Fläche geschehen, mit der wiederum unterschiedliche Einheiten im Verhältnis stehen können: Ertrag (dt ha^{-1}), Energiebindung (GJ ha^{-1}), Kalorien (ckal ha^{-1}), CO_2 -Äquivalente ($\text{CO}_{2\text{-eq}} \text{ ha}^{-1}$), etc. Eine weitere Bezugsbasis ist das Produkt selbst, also pro Produkteneinheit. Die Flächenproduktivität bezieht sich in diesem Kapitel fast ausschließlich auf den Ertrag (in dt) pro Fläche (in ha). Je nach dem, auf welche Aspekte bei der Bewertung von Bewirtschaftungssystemen oder landwirtschaftlichen Erzeugnissen Wert gelegt wird, können die jeweiligen Einheiten zu unterschiedlichen Ergebnissen führen, wenn man diese in Relation zueinander stellt.

Darüber hinaus ist es wichtig zu betonen, dass neben der Flächenproduktivität, auch die Effizienz, also das Input/Output-Verhältnis als Vergleichsmaßstab der Bewirtschaftungssysteme mit berücksichtigt werden sollte. SEUFERT et al. (2012) beschreiben daher Erträge nur als einen Teil einer Reihe aus ökonomischen, sozialen und ökologischen Faktoren, die als ganzes in Betracht gezogen werden müssen, wenn es darum geht, die Vorzüge eines bestimmten Bewirtschaftungssystems zu beurteilen.

Das Kapitel 3.1 beschäftigt sich vordergründig mit den relativen Erträgen (in dt ha^{-1}) von ÖLB zu KLB, um die Unterschiede der beiden Bewirtschaftungssysteme diesbezüglich herauszukristallisieren.

3 Vergleichende Literaturanalyse von Studien der letzten 10-15 Jahre: ÖLB vs. KLB

Um einen Vergleich der beiden Bewirtschaftungsformen hinsichtlich Flächenproduktivität und Nachhaltigkeit – insbesondere der ökologischen Säule – anzustellen, wird in den folgenden Kapiteln wissenschaftliche Literatur hinsichtlich verschiedener Faktoren ausgewertet. Da die gesamte Fülle an Indikatoren für die Bewertung der Umweltverträglichkeit den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde, wurden drei Indikatoren ausgewählt. Dabei handelt es sich um die Indikatoren Stickstoff und Humus sowie das THG-Potential. Die Auswahl basiert auf der Tatsache, dass die drei Indikatoren aufgrund ihrer Interaktion miteinander in einem größeren Zusammenhang betrachtet werden können und sich gegenseitig beeinflussen und ergänzen. Die wirtschaftliche und die soziale Säule der Nachhaltigkeit sollen nur im Kurzen erläutert werden, da diese Thesis hauptsächlich auf die Umweltverträglichkeit fokussiert ist.

3.1 Flächenproduktivität

Bei der Flächenproduktivität im ÖLB und im KLB sind systemspezifische, wissenschaftlich belegte Differenzen in den Erträgen zu erkennen. Die im Folgenden untersuchten vier Studien beschäftigen sich mit dieser These. Es handelt sich hierbei um Meta-Analysen (BADGLEY et al. 2007; PONTI et al. 2012; SEUFERT et al. 2012) bzw. um eine Erhebung anhand von Pilotbetrieben (SCHMID et al. 2013). Drei der Studien schlussfolgern, dass die Flächenproduktivität aus dem ÖLB unter der des KLB liegt. Die Erträge im ÖLB liegen bei 55 % bis 80 % der gemessenen bzw. berechneten durchschnittlichen Erträge des KLB (SCHMID et al. 2013; PONTI et al. 2012; SEUFERT et al. 2012). Die Erträge des ÖLB bei BADGLEY et al. (2007) sind durchschnittlich 36 % höher als im KLB, wobei hier das größte Potenzial in den Entwicklungsländern liegt und die Erträge in den Industrienationen leicht unter denen des KLB liegen (92 % ÖLB von KLB) (vgl. Übersicht in Abb. 3-3).

Wesentliches Ziel von SCHMID et al. (2013) war es, die Einflüsse von Bewirtschaftungsformen auf die produkt- und flächenbezogenen THG-Emissionen zu untersuchen, wobei sie in diesem Zusammenhang auch auf die Ertragsleistung eingehen. Bei den insgesamt 56 Pilotbetrieben in Deutschland, handelt es sich um 12 Marktfruchtbetriebe und 16 Milchvieh- bzw. Gemischtbetriebe jeweils aus ÖLB und KLB. Die Marktfruchtbetriebe im ÖLB erzielten einen durchschnittlichen Weizenertrag von 37 dt ha⁻¹, was 42 % der konventionellen Marktfruchtbetriebe entspricht (ebd., S. 267). Die Milchvieh-/Gemischtbetriebe im ÖLB schneiden mit 40 dt ha⁻¹ und 56 % der konventionellen Betriebe etwas besser ab (ebd., S. 267). Obwohl die gemischten Pilotbetriebe des ÖLB insgesamt ungünstigeren Standortbedingungen unterliegen, haben sie höhere relative und

absolute Weizenenerträge als die entsprechenden Marktfruchtbetriebe im ÖLB, dessen Standorte beispielsweise höhere Bodenzahlen haben. Insgesamt liegen die Relativerträge der organisch bewirtschafteten Pilotbetriebe bei 55 % des Ertrags der konventionellen Pilotbetriebe (ebd., S. 267). Anzumerken ist, dass die Erträge auch Schwankungen von Jahreseffekten und regionalen Unterschieden unterliegen. Grund für die höheren Erträge bezogen auf die Getreideeinheiten (GE)⁸ und die Energiebindung in den Milchvieh-/Gemischtbetrieben und in den konventionellen Pilotbetrieben sei eine bessere Stickstoff- und Humusversorgung, sowie die Verfügbarkeit ertragsrelevanter Makro- und Mikronährstoffe durch die Tierhaltung bzw. Mineraldünger (ebd.)(vgl. Abb. 3-1).

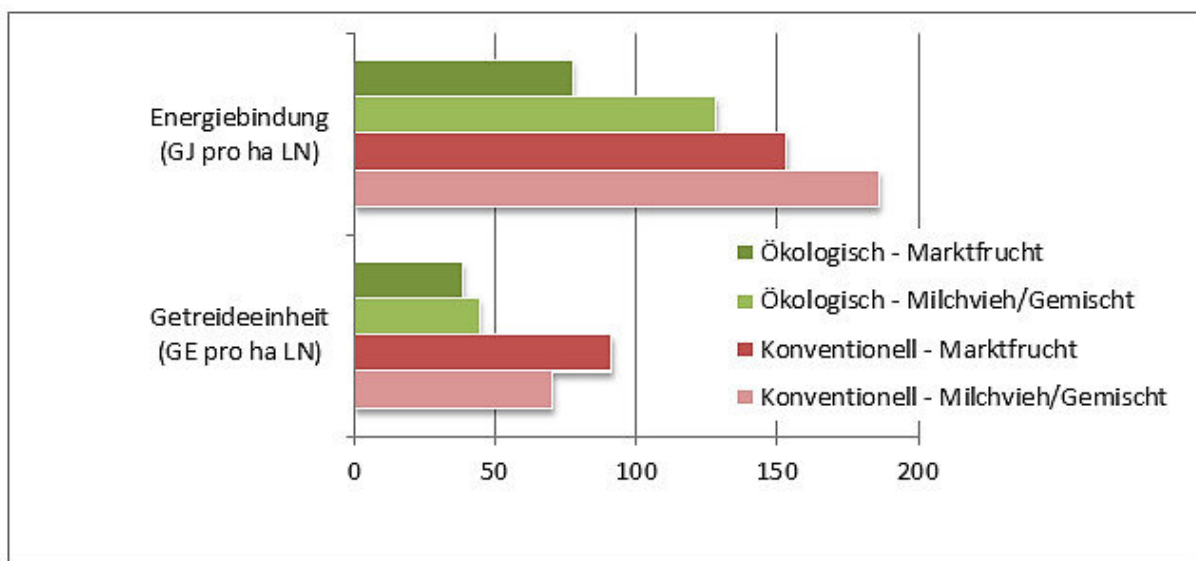


Abb. 3-1: Energiebindung und Getreideeinheit in GJ bzw. GE pro ha Landnutzung (=LN) im Vergleich der untersuchten Bewirtschaftungssysteme.

Quelle: Nach SCHMID et al. 2013, eigene Darstellung

SEUFERT et al. (2012) kommen ebenfalls zu dem Ergebnis, dass die Erträge im ÖLB geringer als im KLB sind, es jedoch einige Kulturen gibt, dessen Erträge bei gutem pflanzenbaulichem Management äquivalent zum KLB sind. Die Ergebnisse resultieren aus 66 Studien, überwiegend aus Industrieländern (IL). Durchschnittlich erzielt der ÖLB 75 % des Ertrages des KLB (ebd., S. 229). Die Leistung der organisch betriebenen landwirtschaftlichen Systeme variieren jedoch zwischen den unterschiedlichen Kulturtypen und -arten. Der Ertrag von Ölsaaten ist demnach nur 11 %, und der von Früchten nur 3 % geringer. Der Getreideanbau im ÖLB erzielt hingegen 26 % weniger und Gemüse sogar 33 % weniger Erträge als im KLB (ebd., S. 230). Diese höheren Leistungen bestimmter Kulturpflanzen im ÖLB lassen einen Zusammenhang darin erkennen, ob die Kulturpflanze einjährig oder mehrjährig ist, oder ob es sich um Leguminosen oder Nicht-Leguminosen handelt (Vgl. Abb. 3-2)(ebd.).

⁸ „Einheit für die Berechnung der Produktion eines landwirtschaftlichen Betriebes oder der Landwirtschaft in einem Gebiet. [...]. Futtergerste gilt bei der Berechnung als Basiseinheit: 1dt Futtergerste = 1,00 dt GE“ (FNL 2014)

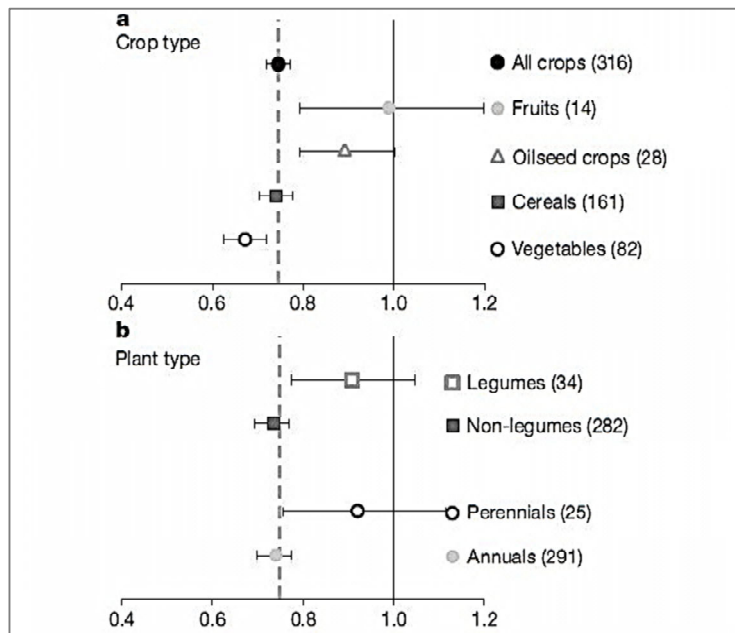


Abb. 3-2: Einfluss unterschiedlicher Feldfrucht- und Pflanzentypen auf das Ertragsverhältnis von ÖLB zu KLB
Quelle: SEUFERT et al. 2012, S. 229

Als Gründe für diese Kohärenz nennen SEUFERT et al. (2012) die Höhe des N-Inputs im ÖLB und im KLB, da Stickstoff ein limitierender Faktor im ÖLB ist. Grund hierfür sei, dass sich die Erträge im ÖLB durch eine höhere Quantität bzw. Zufuhr von N verbessern, beim KLB aber nicht (Berry P.M. et al. 2002). Leguminosen

haben aber nicht nur Vorteile, weil Sie mehr N aufnehmen können, sondern auch weil sie es effizienter nutzen können und sie weniger abhängig von externen N-Quellen sind. Ebenso ist es bei mehrjährige Pflanzen, die aufgrund ihres besser ausgebildeten Wurzelsystems und längeren Wachstumsphase ihre Nährstoffnachfrage und eine langsame Stickstofffreisetzung besser miteinander vereinbaren können (CREWS UND PEOPLES 2005).

Außerdem hat der ÖLB die besten Voraussetzungen auf leicht sauren bis leicht alkalischen Böden (pH 5,5-8,0), da in diesem Bereich die Phosphorversorgung am besten ist (OEHL et al. 2002; SEUFERT et al. 2012). Im ÖLB gibt es teilweise Schwierigkeiten mit P-Inputs, da die P Verluste bei der Ernte aufgrund des Nichteinsatzes von Wirtschaftsdünger schwer zu kompensieren sind (ebd.). Als weitere Faktoren für unterschiedliche Erträge weisen SEUFERT et al. (2012) darauf hin, dass beim ÖLB ein sehr gutes Bewirtschaftungsmanagement und umfängliches Wissen eine große Bedeutung hat (z. B. über biologische Prozesse der Pflanzen, um daraufhin eine geeignete Nährstoffversorgung oder Schädlingsbekämpfung etc. gewährleisten zu können). Darüber hinaus ist die Leistung bei Bewässerung im ÖLB geringer gegenüber einer Regenbewässerung im KLB. Allerdings gehen die AutorInnen auch darauf ein, dass die nutzbare Feldkapazität und Infiltration in organisch bewirtschaftete Böden besser ist, sodass sowohl bei trockenen Bedingungen, als auch bei sehr starkem Regen, der Wasserhaushalt im Vergleich zum KLB ausgeglichener ist (vgl. Anhang 2). In diesem Zusammenhang ist auch zu erwähnen, dass organische Systeme häufiger damit konfrontiert sind mit wenigen Nährstoffen auszukommen, sodass sie weniger sensibel gegenüber Störungen und Engpässen sind als konventionelle Systeme (LOTTER et al. 2003, S. 146–154). Zusammenfassend schlussfolgern SEUFERT et al., dass Unterschiede zwischen ÖLB und KLB bestehen, diese jedoch sehr kontextuell sind. Bestimmte Faktoren, wie groß die Unterschiede der Erträge zwischen ÖLB und KLB sind, wie der Kulturpflanzentyp (Leguminose – Nicht-Leguminose, einjährig – mehrjährig,

Pflanzenart/-sorte), Wachstumsbedingungen (Standortbedingungen) und die gute fachliche Praxis, beeinflussen das Ausmaß dieser Unterschiede (ebd., S. 231). Um die Differenzen der Erträge im ÖLB und im KLB zu reduzieren, schlagen SEUFERT et al. (2012) daher vor, dass Verbesserungen in den Anbautechniken und im Management bezüglich der genannten limitierenden bzw. störenden Faktoren des ÖLB am effektivsten sind sowie eine Anpassung an agro-ökologische Zustände, in der der ÖLB am besten bestehen kann (ebd.).

Auch PONTI et al. (2012) werten in Ihrer Meta-Analyse vergleichbare Erträge aus dem ÖLB und KLB auf Basis von publizierter Literatur aus. Aus den Daten der 362 untersuchten Ertragsvergleiche kamen die Autoren zu dem Ergebnis, dass der ÖLB 80 % des Ertrages des KLB erzielt (mit einer Standardabweichung von 21 %) (ebd., S. 1). Außerdem hätte sich die relative Leistung des ÖLB in den vergangenen Jahren nicht wesentlich verändert (ebd., S. 4). Die untersuchten Ertragsvergleiche stammen zu 85 % aus Europa und Nordamerika (ebd., S. 3). Die Studie basiert auf folgender Hypothese: Je näher der KLB an seine Grenzen der Ertragsleistung kommt, desto größer ist die Differenz zwischen ÖLB und KLB. Dabei ist zu beachten, dass diese Differenz – die sogenannte „yield gap“ (= „Ertragslücke“) – nicht nur auf das Bewirtschaftungssystem zurückzuführen ist, sondern auch auf Kulturart und Region (ebd., S. 2). Der geringste relative Ertrag mit 70 % wurde in Nordeuropa und der höchste in Asien mit 89 % ermittelt. Wie SEUFERT et al. (2012). zeigen sie, dass einige Kulturarten bzw. Kulturgruppen höhere relative Erträge erzielen als andere, jedoch kommen die beiden Studien auf unterschiedliche relativen Erträge der einzelnen Kulturarten (PONTI et al. 2012, S. 5; SEUFERT et al. 2012, S. 230). Hülsenfrüchte (88 %) und Futterpflanzen(86 %), wie beispielsweise Klee-Gras, liegen über dem Durchschnitt, wobei Wurzel- und Knollengemüse, sowie Ölsaaten (74 %) und Obst (72 %) geringere relative Erträge als der Durchschnitt aufweisen (PONTI et al. 2012, S. 5). Getreide und Gemüse liegen hier genau im Durchschnitt (ebd., S. 5). Bei SEUFERT et al. hingegen liegen Ölsaaten und Obst über dem ermittelten Durchschnittswert der relativen Erträge im ÖLB und Getreide und Gemüse liegen darunter (s. o.) (ebd., S. 230). Ertragslimitierende Faktoren, die vor allem den ÖLB betreffen, sind laut PONTI et al. (2012) hauptsächlich der Schädlings- und Krankheitsbefall sowie Nährstoffmangel. Genau diese Probleme können im KLB durch entsprechende Pflanzenschutzmittel und Mineraldünger behoben werden, während sie im ÖLB größere Herausforderungen darstellen.

BADGLEY et al. (2007) präsentieren als einzige der vier untersuchten Studien höhere relative Erträge im ÖLB. Badgley et al. sehen die Hauptbedenken der These, dass ÖLB die wachsende Weltbevölkerung ernähren könne darin, dass die Erträge des ÖLB zu gering sind und dass quantitativ nicht ausreichend im ÖLB akzeptierter Düngern vorhanden ist. Diese genannten Bedenken stellen Herausforderungen dar, die die AutorInnen in ihrer Studie untersuchen. Dafür vergleichen sie im Rahmen einer Meta-Analyse zum einen die Erträge aus ÖLB und KLB, wobei sie zwischen der

Produktion in aus IL und EL unterscheiden, und zum anderen die Menge an Stickstoff, die potentiell durch N-Fixierung durch Leguminosen als Gründüngung vorhanden sein könnte (ebd., S. 86). Letzteres ist in Kapitel 3.2.1 näher dargestellt.

Die Meta-Analyse basiert auf veröffentlichter Literatur, die sich mit der globalen Nahrungsmittelversorgung hinsichtlich der oben genannten Themen befasst. Die Daten für die aktuelle Situation (2001) der globalen Lebensmittelproduktion und -versorgung stammen von der Food and Agricultural Organization (FAO). Für die Ermittlung der potentiellen weltweiten Produktion des ÖLB multiplizieren BADGLEY et al. (2007) die durchschnittlichen Ertragsverhältnisse mit der Menge der aktuell produzierten Lebensmittel (ebd., S. 88). Sie entwarfen zwei Modelle, um eine potentielle globale Nahrungsmittelversorgung aus ÖLB zu ermitteln, wobei hier nur das zweite Modell genauer vorgestellt werden soll, da es von den AutorInnen als realistischer eingestuft wurde. Modell 1 wendet die Ertragsverhältnisse ÖLB:KLB aus EL auf die weltweite Agrarfläche an. Es nimmt an, dass sich bei einer Umstellung auf ÖLB die Erträge in der wenig intensiven Landwirtschaft der EL genauso wenig verändern bzw. geringfügig reduzieren wie in den IL, wo die intensive Landwirtschaft betrieben wird. Im Modell 2 sind die Daten für die durchschnittlichen Ertragsverhältnisse in IL und EL getrennt betrachtet, wobei die Daten für die IL aus Studien aus IL und die für EL aus Studien aus EL stammen (ebd.). Es wurden jeweils die ermittelten Ertragsverhältnisse mit der jeweiligen aktuellen Nahrungsmittelproduktion multipliziert. Die Summe dieser beiden getrennten Schätzungen ergibt dann den globalen ermittelten Wert. In IL wurden 160 Ertragsverhältnisse ÖLB:KLB untersucht, mit einem Ergebnis von 0,92 (ebd., S. 91) und in EL waren es 133 Beispiele, mit einem Ergebnis von 1,80 (ebd., S. 91). Demnach überträfe die ermittelte Nahrungsmittelversorgung aus ÖLB die aktuelle Nahrungsmittelversorgung in allen untersuchten Lebensmittelkategorien, teilweise mit über 50 % (ebd., S. 91). Die höheren Ergebnisse aus Model 2 resultieren aus den hohen durchschnittlichen Ertragsverhältnissen des ÖLB gegenüber den aktuellen Produktionsmethoden aus den EL. (ebd., S. 91). Alternative landwirtschaftliche Methoden können unterschiedlichere Wege der Genexpression⁹ herbeiführen, sodass Beschränkungen im Ertrag konventionell gewachsener Feldfrüchte nicht unbedingt gleichzeitig auch die Beschränkung für Erträge ökologischer Methoden sein müssen (ebd., S. 92). Die Autoren betonen dies, da in einigen Fällen organisch-intensive Methoden höhere Erträge erzielten, als die konventionellen Methoden bei gleicher Feldfrucht und ähnlichen Standortfaktoren. Kritiker behaupten, dass die eigentlichen Einschränkungen der Erträge, die durch die Genetik und äußere Einflüsse beim Anbau bestimmt sind, hier überstiegen werden (ebd.). Beim Vergleich der Erträge im Getreideanbau betonen BADGLEY et al. (2007) auch die Unterschiede in der Fruchtfolge. Beispielsweise gibt es im ÖLB 3- oder 4-jährige Fruchtwechsel, bei denen in einem Jahr Mais

⁹ „Die Genexpression (oder Proteinbiosynthese) ist die Herstellung eines Proteins oder Polypeptids in Lebewesen durch die Umsetzung der in der DNA gespeicherten Informationen.“ (Pflanzenforschung.de 2014)

angebaut wird. Im KLB ist es teilweise üblich Mais jedes Jahr anzubauen, wodurch eine Vergleichbarkeit der Erträge der beiden Systeme schwer zu gewährleisten ist. Jedoch ist dies keine Basis um zu schlussfolgern, dass ÖLB nicht in der Lage sei weltweit genug Getreide zu produzieren. Es sei in diesem Zusammenhang wichtig potentielle Unterschiede der Leistung zu bewerten, anstatt zu versuchen die Erntezeiten der Systeme anzupassen und dann diese Erträge miteinander zu vergleichen. Letzteres wäre global gesehen nicht möglich (ebd.).

Die Ergebnisse zeigen, dass organische Anbaumethoden substantiell zur Versorgung der Weltbevölkerung beitragen können, wenn man die Bodenfruchtbarkeit instand hält. Es könnten sogar momentan mehr Menschen als aktuell auf der Erde leben mit Lebensmitteln aus organischem Landbau versorgt werden, ohne die landwirtschaftliche Fläche zu vergrößern (ebd., S. 86). Es gibt viel Potential den ÖLB zu optimieren – beispielsweise durch Verbesserung von Praktiken zum Pflanzenschutz und Bodenfruchtbarkeit – da sich die Forschung der letzten 50 Jahre vor allem auf den KLB konzentriert hat (ebd., S. 94).

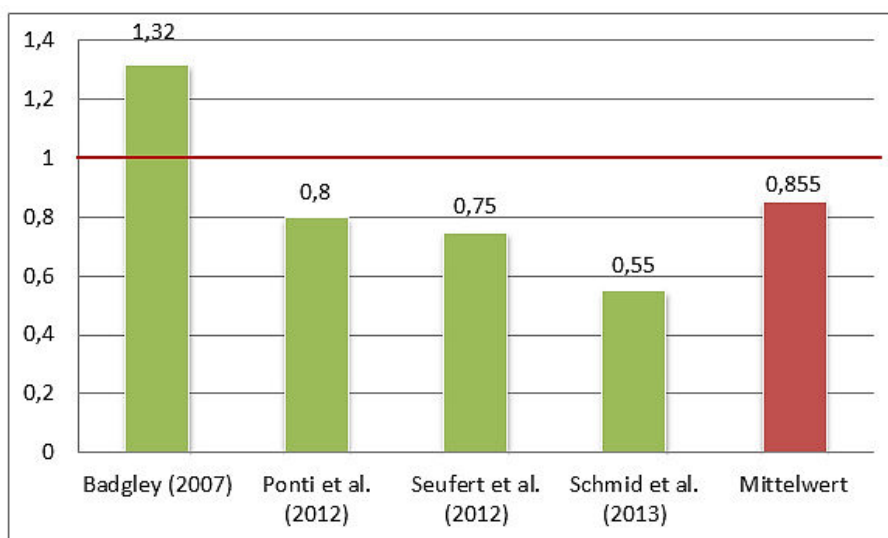


Abb. 3-3: Übersicht der Ergebnisse der untersuchten Studien. Dargestellt sind die relativen Erträge von ÖLB:KLB
Quelle: Eigene Darstellung

Der Durchschnittswert der vorliegenden Literaturschau beträgt 0,855 und zeigt, dass die Erträge im ÖLB ca. 25 % unter denen des KLB liegen (vgl. Abb. 3-3). Die Studie von BADGLEY et al. (2007) ermittelt als einzige höhere potentielle Erträge im ÖLB. PONTI et al. (2012) begründen diese Unterschiede in den Ergebnissen damit, dass BADGLEY et al. (2007) viele Studien aus EL einbezogen haben, in denen der KLB nicht der besten fachlichen Praxis entspricht und die „Yield-Gap“ somit nicht so groß ist. PONTI et al. (2012) wollten hingegen einen Vergleich unter der Bedingung aufstellen, dass die Landwirtschaft aus den Studien in hoher Qualität ausgeführt wird und die limitierenden Faktoren von ÖLB und KLB nicht in der Ausführung, sondern in äußeren Faktoren (s. o.) begründet sind (ebd., S. 2). Obwohl die oben behandelten Studien unterschiedliche Schwerpunkte in ihren Untersuchungen

behandeln und auch zu unterschiedlichen Ertragsverhältnissen und „Yield-Gaps“ kommen, lässt sich jedoch aus allen Ergebnissen ableiten, dass eine Förderung des ÖLB, im Sinne einer Identifizierung von Schwächen und einer daraufhin lösungsorientierten Forschung und Entwicklung nötig ist (z. B. Umgang mit Schädlingen und Krankheiten). Nur so ist eine Steigerung der Erträge im ÖLB möglich. Des Weiteren ist es essentiell, vor allem für den ÖLB, die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten und weitere Standortbedingungen bestmöglich mit einer standortgerechten Bewirtschaftung zu nutzen. Darüber hinaus lässt sich schließen, dass Ertragsunterschiede nicht ausschließlich mit dem Bewirtschaftungssystem zusammenhängen, sondern auch mit Kulturpflanzentyp, Wachstumsbedingungen und der guten fachliche Praxis. Letzteres bezieht sich vor allem auf den Unterschied in IL und EL, da sich die bestmöglichen Produktionsmethoden bzw. Intensitäten der Landwirtschaft im KLB stark unterscheiden können.

3.2 Umweltverträglichkeit

In diesem Kapitel werden die Umweltfaktoren Stickstoff, organische Bodensubstanz und das THG-Potenzial aus der Landwirtschaft behandelt und hinsichtlich der Unterschiede zwischen den beiden Bewirtschaftungssystemen untersucht und analysiert.

3.2.1 Stickstoff

Stickstoff (N) ist nicht nur ein elementarer Pflanzennährstoff, sondern ist absolut essentiell für das Leben, da er Bestandteil von Proteinen und Nukleinsäuren (bspw. Der DNA) ist (ROBERTSON UND VITOUSEK 2009). Landwirtschaftlich betrachtet ist er somit ein limitierender Faktor im Boden für das Pflanzenwachstum sowie für den Ertrag und beeinflusst das gesamte Agrarökosystem. Die Quantität des N sowie seine chemischen Verbindungen – organisch gebundene oder anorganische wie Nitrat und Ammonium (vgl. Abb. 3-4) – sind hier außerdem von Bedeutung. Durch die zusätzliche aktive Zufuhr von N durch Wirtschafts- und Mineraldünger sind die Landwirte weniger bzw. kaum noch auf stickstofffixierende Pflanzen angewiesen. Die Netto-Vorteile diesbezüglich sind enorm: Zum Beispiel mehr Produktion auf weniger Fläche, wodurch mehr Menschen ernährt werden können ohne neue Ackerflächen erschließen zu müssen (ebd., S. 98).

Wenn Stickstoff allerdings in zu hohen Konzentrationen im Boden vorkommt und er sich in einem leicht auswaschbarem Zustand befindet, kann diese Situation eine Gefahr für den Gewässerschutz darstellen und Lachgasemissionen fördern. Welche weiteren Eigenschaften Stickstoff in landwirtschaftlich genutzten Böden hat und in wie weit der ÖLB und der KLB mit dem Management



Abb. 3-4: Wichtige Stickstoffverbindungen des Stickstoffkreislaufs in der Landwirtschaft; Grün = gasförmiger N, rot = mineralischer N, braun = organisch gebundener N. Vor allem das leicht lösliche Nitrat ist wichtig für das Pflanzenwachstum, da es direkt von den Pflanzen aufgenommen werden kann. Ammonium ist durch seine positive Ladung an Bodenpartikel gebunden und wird nach und nach durch Mikroorganismen im Rahmen der Nitrifikation zu Nitrat umgewandelt, ist selbst jedoch nur schwer von Pflanzen aufzunehmen.

Quelle: Nach UBA 2014a, eigene Darstellung

des Stickstoffs umgehen und wer umweltfreundlicher haushaltet, wird im Folgenden genauer untersucht.

Die Folgen von reaktivem, gelöstem Stickstoff, v. a. durch das leicht lösliche Nitrat (NO_3), sind zum einen eine verminderte Qualität des Grundwassers und zum anderen die Eutrophierung von Oberflächengewässern. Die Eutrophierung wiederum kann zu einer Hypoxie, also einer reduzierten Sauerstoffkonzentration, in limnischen Gewässern und auch in den Ozeanen in Küstennähe führen (ebd., S. 103). Konsequenz der Deposition des überschüssigen bzw. ausgewaschenen N aus der Landwirtschaft in andere Ökosysteme fördert außerdem eine Verringerung der Biodiversität, da sich nährstoff- bzw. stickstoffliebende Pflanzen in den

Ökosystemen verbreiten und andere Spezies verdrängen, die an nährstoffarmes Milieu angepasst sind (ebd., S. 103). Reaktive Stickstoffgase wie Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) belasten die Luftqualität und letzteres trägt zum anthropogenen Klimawandel bei (TUOMISTO et al. 2012, S. 311; KELM et al. 2007; ROBERTSON UND VITOUSEK 2009). Ursache ist zu viel überschüssiger Stickstoff im Boden, d. h. Stickstoff den die Pflanzen komplett und zeitnah aufnehmen können bzw. den der Boden schlecht binden kann, und dieser durch Regen, Bewässerung oder Schneeschmelze (TUOMISTO et al. 2012) ausgewaschen wird. Der Stickstoffkreislauf ist allerdings sehr komplex (siehe Anhang 3) und Lösungen, um negative Umwelteinflüsse zu vermeiden, verlangen gleichermaßen Wissen über genaue biogeochemische Flüsse des Stickstoffs in der Landwirtschaft sowie über die Konsequenzen der Bewirtschaftungssysteme (ROBERTSON UND VITOUSEK 2009).

Diese Umwelteinflüsse, wie die Kontamination von Luft und Wasser durch bestimmte Stickstoffverbindungen, können auch Gefahren für die menschliche Gesundheit mit sich bringen (ROBERTSON UND VITOUSEK 2009, S. 98). Atmosphärischer Stickstoff (N_2), der ca. 79 % der atmosphärischen Luft ausmacht (ebd., S. 98) ist unbedenklich, kann aber leicht gespalten werden. Dies geschieht durch N_2 -Fixierende Mikroorganismen, die entsprechende Enzyme besitzen, wie beispielsweise Knöllchenbakterien (v. a. Bakterien aus der Familie der *Rhizobiaceae*), die in Symbiose

mit Leguminosen leben, sodass sie N_2 in NH_3 und anschließend in NH_4 reduzieren können. In Ökosystemen ohne N-Verluste durch eine Ernte, reichert sich N bis zu einem bestimmten Level im Boden an (ebd.).

Die Herausforderung den Stickstoffhaushalt umweltverträglich zu managen, besteht vor allem darin einen angemessenen und effizienten Input zu gewährleisten, v. a. für jene Pflanzen, die keinen Luftstickstoff fixieren können (ebd., S. 101). Landwirte haben nach ROBERTSON UND VITOUSEK (2009) drei Optionen N-Verluste zu kompensieren: Erstens die Integration von Leguminosen in die Fruchtfolge, zweitens die teilweise Zurückführung des entwendeten Stickstoffs in Form von Wirtschaftsdünger oder menschlichem Abfall und drittens die Zufuhr von synthetischem Mineraldünger. Ein anschauliches Beispiel für Herausforderungen dieser drei Möglichkeiten bietet die Nutztierproduktion. Nutztiere bekommen Futtermittel die weit entfernt, teilweise in Übersee, angebaut werden. Da der Transport von Wirtschaftsdünger nicht wirtschaftlich ist, gelangt dieser nicht zurück in die Gebiete wo die Futtermittel ursprünglich herkommen und der lokale Nährstoffkreislauf wird unterbrochen. Dies führt zu finanziellen Einsparungen durch Massenproduktion, jedoch nicht zu einem ausgeglichenen Nährstoffmanagement. Synthetischer N ist leichter zu transportieren, wodurch die Landwirte, die die Feldfrüchte für den Export der Futtermittel anbauen auf diesen zurückgreifen müssen (ebd., S. 102). Der ÖLB versucht auf diese Art von Futtermitteln zu verzichten und verbietet den Einsatz synthetischer Düngemittel.

Für eine Betrachtung der Stickstoffhaushalte von ÖLB und KLB wurden unterschiedliche Studien untersucht. Darunter ist eine Meta-Analyse von TUOMISTO et al. (2012), die die Nitratauswaschung sowie die Lachgasemissionen der beiden Bewirtschaftungssysteme flächen- und produktbezogen untersucht. Des Weiteren bieten vier Feldstudien Informationen über den N_{min} -Gehalt im Boden (SCHMIDT et al. 2007), über N-Salden (KELM et al. 2007) und über die Gehalte von Nitrat, Ammonium und organischem Stickstoffs im Boden (VAN DIEPENINGEN et al. 2006) hinsichtlich der beiden Bewirtschaftungssysteme.

Die ermittelten Mediane des Verhältnisses der Umwelteinflüsse von ÖLB relativ zum KLB der Meta-Analyse¹⁰ von TUOMISTO et al. (2012) zeigen bezüglich der Nitratauswaschung, dass die Auswaschung flächenbezogen im ÖLB 31 % geringer ist als im KLB. Produktbezogen ist sie im ÖLB jedoch 49 % höher. Es zeigt sich eine Korrelation von Nitratinput und -auswaschung bei der Kategorie „Feldexperimente“, welche jedoch statistisch nicht signifikant war¹¹ und in der Kategorie

¹⁰ Die Gleichung lautet „Response ratio = [(impact of organic farming/impact of conventional farming) - 1]“, demnach stehen negative Werte für geringere Umwelteinflüsse des ÖLB und positive Werte für höhere. Außerdem wurde getestet, ob sich die Werte signifikant von null unterscheiden.

¹¹ Spearmans Rangkorrelationskoeffizient = -0.80, N = 5, P = 0.10

„Modellversuche“ war keine Korrelation festzustellen¹² (ebd., S. 311). Des Weiteren war keinerlei Korrelation zwischen Grasanteil in der Fruchtfolge und Nitratauswaschung erkennbar¹³. Daraus schließen die AutorInnen, dass die Modelstudien die möglichen Vorteile des ÖLB bei der Nitratauswaschung überschätzen (ebd., S. 312).

Obwohl es keine eindeutige Korrelation gibt, benennen die AutorInnen die geringeren Stickstoffinputs im ÖLB als Grund für die flächenbezogene geringere Auswaschung (ebd., S. 313). Ein weiterer Grund für eine hohe Nitratauswaschung sei ein Ungleichgewicht von Nährstoffverfügbarkeit und Nährstoffaufnahme der Feldfrüchte (ebd.). Die Anwendung von Gründüngung kann der Auswaschung bei beiden Bewirtschaftungssystemen entgegenwirken, wobei das Verbesserungspotential beim KLB durch diese Maßnahme höher ist und sogar die N-Auswaschung im ÖLB unterschreiten kann (ebd., S. 313). Der Median der N₂O-Emissionen ist laut den Berechnungen im ÖLB 31 % je Fläche geringer, aber 8 % je Produkteinheit höher (ebd., S. 313) als im KLB. Bei den NH₄-Emissionen sind die Ergebnisse ähnlich – pro Fläche schneidet der ÖLB um 18 % besser ab und pro Produkteinheit 11 % schlechter (ebd., S. 313). Auch hier sind die geringeren Emissionen pro Fläche durch den geringeren Input von Stickstoff zu erklären. Inwieweit weit der mineralische Stickstoffgehalt (N_{min}) des Bodens mit verschiedenen landwirtschaftlichen Parametern im ÖLB zusammenhängt, haben ebd. (2007) auf 39 Feldern von 9 ökologisch wirtschaftenden Betrieben untersucht. Sie kommen zu dem Resultat, dass biologische Parameter nur einen untergeordneten Einfluss haben, wobei physikalische und chemische Bodenparameter Effekte aufwiesen. Positive Korrelationen zeigen Witterung und Bewirtschaftungsweisen wie Strohdüngung und Vorfrucht, während der Ertrag und die N-Verfügbarkeit negativ mit der OBS korrelieren. Bei der Ermittlung eines Zusammenhangs zwischen N_{min}, also dem Gehalt mineralisch verfügbarem Stickstoffs, und den Standort- und Managementparametern (physikalisch oder chemisch), wurden Pflugtiefe, Tonanteil, Sandanteil und die Monate im Winter ohne Bewuchs untersucht, da diese wichtige Faktoren der Nitratverlagerung und somit der Menge des N_{min} im Frühjahr sind (siehe Tab. 3-1) (ebd.). Bei der N-Mineralisation sowie bei der Nitratverlagerung spielen der Wasserhaushalt und die Bodenart eine

Tab. 3-1: Korrelationseffizienten zwischen chemischen und physikalischen Standort- und Managementparametern und der Gehalt an mineralischem N (N_{min}) im Boden.

Quelle: Nach (SCHMIDT et al. 2007), eigene Darstellung

Standort- und Managementparameter	Korrelations-effizient r
Pflugtiefe	0,57
Tonanteil	-0,52
Sandanteil	0,35
Bewuchs über Winter	-0,34

¹² Spearmans Rangkorrelationskoeffizient = -0.07, N = 31, P = 0.71

¹³ Spearmans Rangkorrelationskoeffizient = -0.13, N = 18, P = 0.60

große Rolle. Die N-Mineralisation während der Vegetationsperiode ist ermittelbar durch die Differenz von Korn-N-Menge (GN) und dem mineralischem N im Frühjahr ($= GN - N_{\min}$) (SCHMIDT et al. 2007). Außerdem sind Bodenart, Witterung und Vorfrucht bekannte Einflüsse der N-Mineralisation (ebd.). Die AutorInnen schlussfolgern, dass sich die Bewirtschaftungseinflüsse, trotz stark variierender Standortfaktoren, nachweisbar auf Ertrag und N-Versorgung auswirken (ebd.). Des Weiteren können die Strohdüngung und der Getreideanteil in der Fruchtfolge die Eigenschaften der N-Mineralisationseigenschaften deutlich beeinflussen (ebd.).

Um das Ausmaß potenzieller Nährstoffverluste aus agrarwirtschaftlichen Systemen zu bestimmen, ist eine Bilanz bzw. ein Stickstoff(N)-Saldo ein wichtiger Indikator. Eine komplette Dokumentation der Bewirtschaftung in Form einer Hoftorbilanz und einer Feld-Stall-Bilanz des Stickstoffs haben KELM et al. (2007) für 32 Betrieben aus ÖLB und KLB in Schleswig-Holstein von 2004-2006 durchgeführt. Um Standortfaktoren wie Bodenart oder Witterung nicht zu verzerren, fanden paarweise Vergleiche der Betriebe an ähnlichen Standorten statt. Die Betriebe aus ÖLB weisen unabhängig von der Spezialisierung, d. h. beispielsweise Marktfrucht- oder Milchviehbetrieb, niedrigere Stickstoffüberschüsse im Vergleich zu KLB auf und haben außerdem ein nachhaltigeres Nährstoffmanagement (ebd.). Jedoch war die Versorgung mit Stickstoff auf Betriebsebene bei Ackerbaubetrieben im ÖLB häufig nicht ausreichend. Die konventionellen Marktfruchtbetriebe haben einen durchschnittlichen Saldo von $+68 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (ebd.), was über dem aktuell zulässigen Wert der Düngeverordnung von $+60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt (Düngeverordnung (DüV) 2012; KELM et al. 2007). Die ökologischen Betrieben haben einen deutlich geringerer Wert mit $+9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (KELM et al. 2007). Fünf der acht Betriebe im ÖLB weisen sogar Werte nahe und unter null auf. Daher wäre es für die ÖLB Betriebe agronomisch empfehlenswert, obwohl sie Klee gras (Leguminose) nicht selbst verwerten können, dieses anzubauen um die N-Fixierung zu steigern. Wie außerdem in Abb. 3-5 zu sehen ist, herrscht eine große Variation innerhalb der konventionellen Betriebe, wobei die Hoftor- und Feld-Stall-Bilanzen keine großen Unterschiede auf die einzelnen Betriebe bezogen aufweisen. Bei den Milchvieh-Futterbaubetriebe liegt der mittlere N-Saldo der Feld-Stallbilanz im KLB $+109 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und im ÖLB $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (ebd.), wobei der Viehbesatz der Betriebe des ÖLB deutlich geringer ist als der im KLB. Keiner der konventionellen Betriebe liegt unter dem oben genannten Grenzwert der DüV. Anzumerken ist zudem, dass bei der Feld-Stallbilanz Ungenauigkeiten aufgrund der ungenauen Bestimmung von N-Ausscheidungen des Viehs auftreten und somit Bilanzen des KLB (mit viehstarken Betrieben) geschönt werden können (KELM et al. 2007). Die Hoftorbilanz, welche demnach eine bessere Abschätzung zulassen würde, ist heute nach der DüV nicht mehr zulässig. Die Unterschiede der beiden Bilanzierungsformen sind in Abb. 3-5 deutlich sichtbar. Diese Unterschiede sind bezüglich der Feld-Stallbilanz beim KLB auf verzerrte Ergebnisse durch zu hohen Kraftfuttereinsatz – der zu hohen N-Ausscheidungen führt – zurückzuführen und beim ÖLB (bei dem die Feld-Stallbilanz

teilweise unter der Hoftorbilanz liegt) auf eine geringe Leistung der Milchkühe und auf Futterknappheit (ebd.).

Die teilweise negativen N-Salden im ÖLB sind als nicht nachhaltig zu bewerten, vor allem weil im Winterhalbjahr immer mit einer N-Auswaschung zu rechnen ist. Große Variationen auch innerhalb der Betriebssysteme weisen auf großes Optimierungspotenzial hin (ebd.).

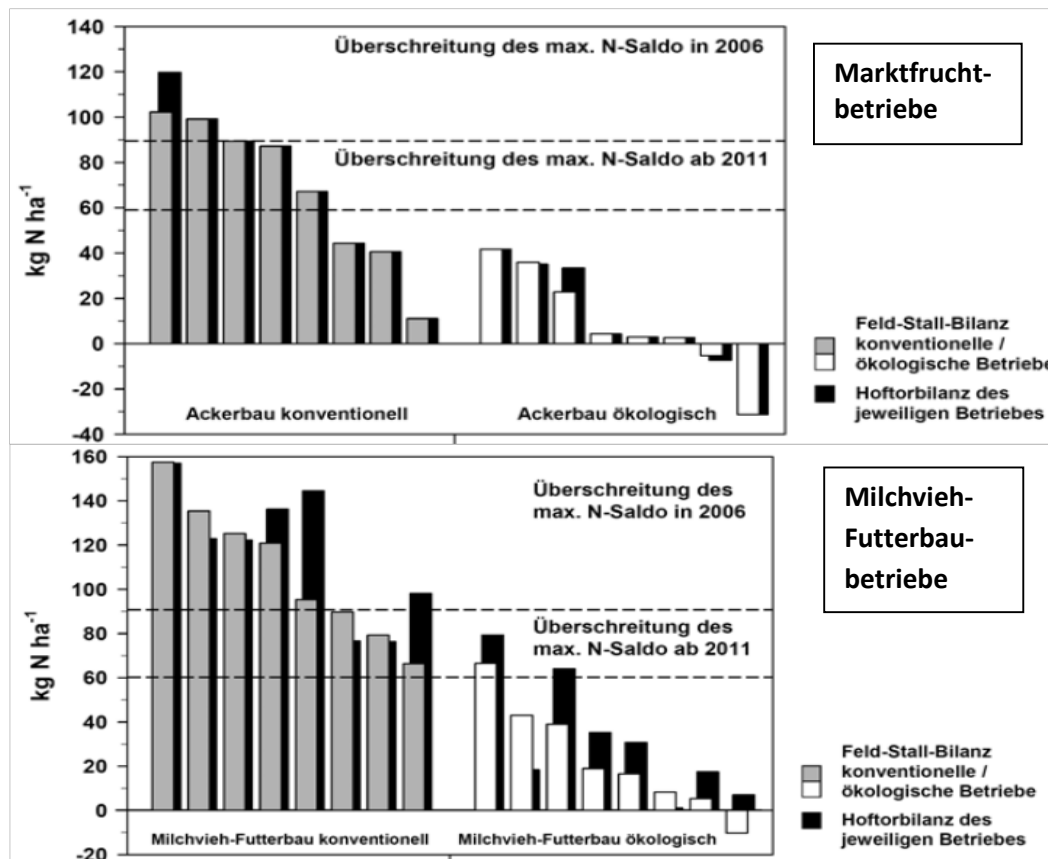


Abb. 3-5: N-Bilanzsalden der Marktfruchtbetriebe (oben) und der Milchvieh-Futterbaubetriebe (unten) aus dem ÖLB und KLB, als Feld-Stall- und Hoftorbilanz (in kg N ha⁻¹). Die Überschreitung des max. N-Saldos bezieht sich jeweils auf die DüV die im Jahr 2011 neue Grenzwerte aufgenommen hat. Die Werte zeigen den Durchschnitt der Wirtschaftsjahre 2003/04 und 2004/05 (KELM et al. 2007)

Eine vergleichende Feldstudie ackerbaulichen Betrieben aus dem ÖLB und KLB von VAN DIEPENINGEN et al. (2006) in den Niederlanden identifiziert die Effekte der unterschiedlichen Bewirtschaftungssysteme auf chemische und biologische Bodeneigenschaften und Bodenvitalität. Dabei wurden 13 Betriebspaare, die geographisch nah beieinander liegen untersucht. Bezüglich des Parameters Stickstoff, kommen die AutorInnen zu dem Ergebnis, dass der ÖLB signifikant geringere Level an NO₃ sowie des gesamten löslichen Stickstoffs im Boden aufweist – vor allem in tonigen Böden (VAN DIEPENINGEN et al. 2006, S. 126). Dieser Unterschied stellt den größten unter allen untersuchten Parametern der Studie dar (ebd., S. 132). Der Gehalt von NH₄ und N_{org} im Boden unterscheidet sich dagegen nicht signifikant zwischen den beiden Bewirtschaftungssysteme. Ein Grund hierfür sei, dass einige Managementpraktiken bei beiden Bewirtschaftungssysteme

vorkommen; so setzen 50 % der ökologischen Landwirte in den Niederlanden ebenfalls organischen Dünger bzw. Wirtschaftsdünger ein und viele machen ebenfalls Gebrauch von Gründüngung (ebd., S. 132). Die gesamte Menge des angewendeten Stickstoffs – als synthetischer oder organischer Dünger – unterscheidet sich nicht zwischen ÖLB und KLB. Allerdings unterscheidet sich das N/C-Verhältnis der Dünger (ebd., S. 124). NO_3 ist anfälliger für Auswaschung, wobei sich die Auswaschungsmengen in der Studie von VAN DIEPENINGEN et al. (2006) im ÖLB und KLB unter ähnlichen Anbaubedingungen nur gering unterscheiden und entweder gleich oder im KLB leicht höher sind. Wenn allerdings die Inputs im KLB viel höher waren als im ÖLB, waren auch die Auswaschungsverluste entsprechend höher. Mehr als das Bewirtschaftungsmanagement hatte hier der Bodentyp (toniger bis sandiger Boden) Einfluss auf bestimmte biologische und chemische Parameter, wozu auch NO_3 und NH_4 zählen (ebd.). Des Weiteren beträgt die atmosphärische Deposition von Stickstoff in den Niederlanden ca. $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (ebd., S. 132), sodass die ackerbaulichen Böden dort relativ hohe Nährstoffgehalte, unabhängig vom Bewirtschaftungsmanagement, aufweisen (ebd., S. 132).

Obwohl die Grundlagen und die Methodik der betrachteten Studien sehr unterschiedlich sind und sich somit nicht direkt miteinander vergleichen lassen, bieten sie individuell wichtige Ergebnisse bezüglich des Stickstoffs im ÖLB und KLB. Darüber hinaus ist anzumerken, dass die Ergebnisse nicht global repräsentativ sind, da die Daten aus ganz Europa, aus den Niederlanden, Deutschland und Norddeutschland stammen, wo temperiertes Klima herrscht und bei den Niederlanden und Norddeutschland davon auszugehen ist, dass das Relief relativ flach ist.

TUOMISTO et al. (2012) haben nach Flächen- und Produktbezug unterschieden und die Nitrat Auswaschung des ÖLB pro Fläche als geringer und pro Produkteinheit als höher relativ zum KLB eingestuft, was sie auf geringere Inputs an Stickstoff und geringere Erträge im ÖLB zurückführen. Zu kritisieren ist, dass sie diese Aussage über den Zusammenhang von Bewirtschaftungsform und Nitrat Auswaschung und -ausgasung treffen, obwohl Ihre Ergebnisse keine signifikante Korrelation zeigen. Bei KELM et al. (2007) ist insgesamt festzuhalten, dass die Betriebe im ÖLB ein nachhaltiges Nährstoffmanagement betreiben, wobei die Marktfruchtbetriebe allerdings teilweise Defizite in der N-Versorgung verzeichnen. Die konventionellen Betriebe weisen ein enormes Optimierungspotenzial hinsichtlich der Reduzierung von N-Austrägen in die Umwelt auf, welches auch mit einem effizienteren Nährstoffmanagement verknüpft ist. VAN DIEPENINGEN et al. (2006) schlussfolgern zwar, dass der ÖLB weniger Gehalte an Nitrat im Boden aufweist, allerdings kommen sie auch zu dem Ergebnis, dass neben dem Bewirtschaftungssystem der Bodentyp signifikant Einfluss nimmt. Den KLB haben SCHMIDT et al. (2007) ganz außer Acht gelassen und haben allein den ÖLB untersucht. Jedoch haben Sie untersucht, welchen Zusammenhang es zwischen dem Gehalt an OBS bzw. C_{org} und N_{min} (in verschiedenen Verbindungen) gibt. Dies ist insofern interessant, da in Kapitel 3.2.2 die Unterschiede

dieser Gehalte an OBS im ÖLB und KLB untersucht werden. Sie resultieren, dass sich auch innerhalb des ÖLB die Art der Bewirtschaftung auf den Ertrag und die Stickstoffversorgung auswirkt.

Um die positiven Eigenschaften von N in der Landwirtschaft effizient zu nutzen und die Nachteile für Mensch und Umwelt besonders gering zu halten, muss ein Ansatz entwickelt werden, der geeignete Strategien dahingehend kombiniert und soziale bzw. gesellschaftliche Motivation schafft diese Strategien umsetzen zu wollen und weiterzuentwickeln (ROBERTSON UND VITOUSEK 2009, S. 118). Aktuell gibt es leider noch keine Methode oder Technologie die die N-Überschüsse vollständig optimieren könnte. ROBERTSON UND VITOUSEK (2009) sehen das größte Verlustpotential bei annuellen Bewirtschaftungssystemen, wodurch es sinnvoll wäre an dieser Stelle anzusetzen die N-Verluste zu verringern. Die AutorInnen schlagen Verbesserung durch folgende Maßnahmen vor (ebd., S. 118):

- Komplexere Fruchtfolgen mit höherer Diversität, Zwischenfrüchten und Gründüngung, da somit der Zeitraum ohne Bewuchs sowie ohne ausreichend Schutz vor Erosion und Auswaschung verkürzt werden kann
- Unterstützung der Landwirte mit Instrumenten die Ihnen helfen den Stickstoffeinsatz speziell auf ihren Ackerflächen zu optimieren
- Fortgeschrittene Ausbringungstechnologien des Düngers nutzen um Überdüngung zu vermeiden und zeitlich und örtlich präzise zu düngen
- Wassereinzugsgebiete können so bewirtschaftet werden, dass flussnahe Gebiete, Feuchtgebiete und andere Flächen die flussabwärts von landwirtschaftlichen Auswaschungen betroffen sein können, den N aufnehmen.

Momentan gibt es nur wenige Anreize für Landwirte die Umwelteinflüsse durch Stickstoff zu vermeiden, da sie häufig keinen direkten Schaden spüren, sondern durch hohe Gehalte an N im Boden profitieren. Mögliche Anregungen könnten Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen, Emissionsgutschriften für reduzierte N₂O-Emissionen und eine Risikoverminderung bzw. -absicherung eventuell geringerer Erträge durch zu gering gedüngte Felder sein (ebd., S. 117). Anzumerken ist, dass diese Maßnahmen, bis auf den Aspekt der synthetischen N-Düngung, unabhängig von ÖLB und KLB sind und auf beide zutreffen.

Insgesamt ist festzuhalten, dass der ÖLB bezüglich des Stickstoffs bzw. dessen Überschüsse und Einträge in die Umwelt besser haushaltet als der KLB. Bestimmte Eigenschaften des ÖLBs sind beim Stickstoffmanagement besonders wichtig um negative Umwelteffekte zu vermeiden, wie beispielsweise der Verzicht auf synthetische Düngemittel, die Fokussierung auf betriebsinterne Stoffkreisläufe oder eine vielseitige Fruchtfolge mit Leguminosen.

3.2.2 Humus

Der Boden und im speziellen der Anteil und die Qualität des Humus spielen in der Landwirtschaft eine zentrale Rolle. Humus (lat. „Erdboden“) ist die Gesamtheit der toten organischen Bodensubstanz (OBS), welche einen Indikator für den Grad der Bodenqualität darstellt. Er trägt zu einer nachhaltigen Sicherung der Produktivität von Böden bei und beeinflusst biologische, physikalische und chemische Bodenfunktionen. Die OBS hat positive Eigenschaften für die Bodenqualität und trägt beispielsweise zu einem besseren Bodengefüge und -struktur, Erosionskontrolle, biologischer Aktivität, Filter- und Puffervermögen, Wasserspeicherkapazität sowie Speicherung von Nährstoffen bei und fördert somit eine langanhaltende Produktivität (VDLUFA 2004; TUOMISTO et al. 2012). Des Weiteren steuert es zu einer höheren C-Sequestrierung¹⁴ bei (TUOMISTO et al. 2012, S. 311–312).. Die biologische Aktivität ist Indikator für den Fruchtbarkeitszustand des Bodens sowie für die Leistungsfähigkeit und Biodiversität im Boden. Des Weiteren ist die Größe des Humuspools, durch den Input von Pflanzenresten (Ernterückstände auf dem Feld, Anbau von Zwischenfrüchten zur Gründüngung) und Wirtschaftsdünger, sowie durch die Umwandlungsrate von Humus im Boden, gekennzeichnet (ebd.). Im ÖLB ist die Humusqualität und -quantität besonders wichtig, da die Nährstoffnachlieferung und Bodenprozesse durch die Versorgung mit organischem Material und dessen Zersetzungsprozesse bestimmt werden. Somit ist der ÖLB auf eine gewisse natürliche Fruchtbarkeit des Standortes angewiesen, sodass insbesondere dann Ertragsunterschiede zum KLB bestehen, wenn die konventionellen Betriebe einen hohen Input haben. Dies gilt weniger für N-fixierende Pflanzen (LEIFELD 2012, S. 121). Allerdings können zu hohe Humusgehalte negativ hinsichtlich der N-Austräge in die Hydro- und Atmosphäre sein, aufgrund eines zu hohen Mineralisierungspotenzials. Wenn die Zufuhr organischen Materials wesentlich zu groß oder zu gering für den Bewirtschaftungsbedarf ist, können schwerwiegende Probleme die Folge sein (VDLUFA 2004, S. 3). Daher ist es wichtig ein optimales Management des Humuspools für Produktion und Umweltschutz umzusetzen, wozu es einer aussagekräftigen und breit anwendbaren Methodik bedarf. Die Humusbilanzierung (vgl. Kapitel 2.2.2) sei hierfür ein praktisch nutzbares Verfahren um den Humushaushalt ackerbaulich genutzter Böden zu beurteilen. Für eine quantitative Bewertung der Humusreproduktion ist der Humussaldo ein geeignetes Maß (VDLUFA 2004, S. 3).

In einer Studie von SCHMIDT et al. (2007), die ackerbaulichen Probleme von langjährigen organisch wirtschaftenden Betrieben hinsichtlich sinkender bzw. relativ zum KLB geringeren Getreideerträgen des ÖLB behandelt, sind 2 Jahre lang Praxisflächen untersucht worden. Eine positive und relativ hohe Korrelation des Gehaltes an organischem Kohlenstoff (C_{org}) – also dem Humusgehalt – gibt es mit vielen Parametern der OBS, wie beispielsweise der Gesamt-Stickstoff (N_t), C und N in mikrobieller

¹⁴ C-Sequestrierung wird auf Seite 37 erläutert.

Biomasse (C_{mik} , N_{mik}) und Ergosterol¹⁵ (Erg) (vgl. Tab. 3-2). Mit einigen Parametern, wie die Quotienten C/N, lässt sich jedoch nur eine geringe Korrelation mit dem Gehalt an organischem Material erkennen. Die Zusammenhänge lassen Informationen zur Quantität und zur Qualität der OBS zu.

Tab. 3-2: Korrelation zwischen den Gehalten von ausgewählten OBS-Parametern im Boden und dem OBS-Gehalt im Boden.

Quelle: Nach (SCHMIDT et al. 2007), eigene Darstellung

OBS-Parameter	Korrelations-effizient r
Gesamt-Stickstoff (N_t)	0,94
C in mikrobieller Biomasse (C_{mik})	0,68
N in mikrobieller Biomasse (N_{mik})	0,66
Ergosterol (Erg)	0,84

Um die Erträge der diversen Getreidearten und -sorten zu prüfen, wird der N-Entzug mit dem Korn (Korn-N/ha = GN) als Messgröße verwendet (SCHMIDT et al. 2007). Die AutorInnen schlussfolgern bezüglich der Qualität der OBS, dass vor allem die Verhältnisse bodenbiologischer Kenngrößen und der

N-Versorgung zusammenhängen. Außerdem können für die teilweise ermittelten negativen Korrelationen von Humusgehalt und Ertrag der Zusammenhang von Humusgehalt und Standortfaktoren verantwortlich sein. Dies liegt vor, wenn die positiven Eigenschaften von hohen Humusgehalten von ungünstigen Wachstumsbedingungen für Pflanzen (wie geringe Temperaturen, Nässe, Trockenheit, Bodenverdichtung etc.) überdeckt werden, während genau diese Bedingungen den mikrobiellen Umsatz verringern und zu hohen Humusgehalten führen (ebd.).

Die Kontrolle über den Humushaushalt und somit die Humusbilanzierung, sollte in allen landwirtschaftlichen Betrieben – egal ob ÖLB oder KLB – ein fester Indikator zur Gewährleistung der Umweltverträglichkeit der Agrarproduktion sein (VDLUFA 2004, S. 6). Allerdings ist besonders für den ÖLB eine Präzisierung des Humusbedarfs notwendig (ebd., S. 7).

TUOMISTO et al. (2012) haben in ihrer Meta-Analyse untersucht, ob der ÖLB Umwelteinflüsse reduziert und schlussfolgert bezüglich der OBS, dass eine ökologische Bodenbewirtschaftung zu höheren OBS-Anteilen führt, wobei konventionelle Betriebe durchaus auch das Potenzial haben die gleichen Werte zu erreichen sofern sie Wirtschaftsdünger nutzen.

Der Median des Anteils an OBS ist bei ÖLB Betrieben signifikant 7 % höher (ebd., S. 312). Grund hierfür sind die höheren Inputs an organischem Material, die in dieser Analyse rund 65 % höher ausfielen als im KLB¹⁶ (ebd., S. 312). Allerdings erklären die Zuführungen organischen Materials nicht allein die höheren Werte an OBS im ÖLB, da TUOMISTO et al. (2012) keine positive Korrelation der beiden Faktoren (OBS und Zufuhr von organischem Material) feststellen konnten. In einigen Fällen hatte der ÖLB eine größere Menge an OBS, obwohl die Zufuhren organischen Materials nahezu

¹⁵ Der Ergosterolgehalt eines Bodens ist als Indikator für die lebende pilzliche Biomasse geeignet (APPUHN 2004).

¹⁶ Als Durchschnitt der relativen Zufuhr organischem Materials nach Gewicht von ÖLB zu KLB

identisch waren. Es ist möglich, dass die Zufuhr von mineralischem Stickstoff im KLB zu einer höheren Dekompositionsrate führt, da es die biologische Aktivität der Mikroorganismen fördert. Darüber hinaus sind mögliche Gründe für höhere Anteile organischer Bodensubstanz im Boden die weniger intensive Bodenbearbeitung und die Aufnahme von Weideflächen bzw. Grasland in die Fruchtfolge (ebd., S. 312). Fälle mit geringen OBS-Mengen im ÖLB könnten durch geringe Erträge erklärt werden, wenn man betrachtet, dass im KLB die Erträge höher sind und somit mehr Ernterückstände auf dem Feld zurückbleiben und die geringeren Inputs kompensieren (ebd., S. 312). Außerdem spielen die Anzahl der Jahre, in denen der Boden organisch bewirtschaftet wird und die Dauer der Bodenproben eine Rolle, wobei die Meta-Analyse hier jedoch keine eindeutige Korrelation aufweisen kann (ebd., S. 312).

In dem DOK-Langzeitversuch, der 1978 in der Schweiz startete, haben FLIEßBACH et al. (2007) Indikatoren für Veränderungen der Bodenqualität in einem Feldversuch bestimmt. Bei den untersuchten Bewirtschaftungssystemen handelt es sich um bio-organische (mit Viehbesatz), bio-dynamische sowie integrierte/konventionelle Betriebe, welche unter normaler und unter reduzierter Düngungsintensität (0,7 und 1,4 Großvieheinheiten (GVE)) in einem 7-jährigem Fruchtwechsel verglichen wurden. Das integrierte-viehlose System wurde ausschließlich mit Mineraldünger gedüngt, wobei es Kontrollfelder gab, die überhaupt keine Düngung erhielten. Unterschiede der beiden biologischen Systeme bezüglich des Düngers liegen darin, dass der Dünger des bio-organischen Systems leicht verrottet ist und der des bio-dynamischen Systems bereits kompostiert ist und mit Zusätzen von Kräutern wie es in der anthroposophischen Wirtschaftsweise angewendet wird. Fruchtwechsel und Bodenbearbeitung waren in allen DOK Bewirtschaftungssystemen gleich, welches eine wichtige Voraussetzung für die Untersuchung der Düngung und des Pflanzenschutzes im Experiment ist. Eines der wesentlichen Ergebnisse des DOK Versuches ist, dass sich die organische Bodensubstanz nach den 21 Jahren positiv von den Düngungsänderungen beeinflusst worden ist (ebd., S. 282). Systeme ohne Düngung hatten den stärksten Verlust an organischer Bodensubstanz über die Zeit. Es ist außerdem nochmals bewiesen worden, dass eine Düngungsergänzung durch Wirtschaftsdünger, als Merkmal einer gemischten Bewirtschaftung, zu positiven Effekten für den Boden führt. Die mikrobielle Biomasse und Aktivität waren in organischen Systemen höher, welches auch die Bedeutung von Stoffkreisläufen durch eine reichliche und aktive biologische Bodengemeinschaft betont (ebd., S. 282).

Die Studien von TUOMISTO et al. (2012) und FLIEßBACH et al. (2007) ermitteln beide einen höheren OBS-Gehalt in biologisch bewirtschafteten Böden. Da ein hoher Gehalt der OBS – als Indikator der Qualität des Bodens – positiv ist, zeichnet dies den ÖLB damit als vorteilhaft für den Nährstoffhaushalt des Bodens aus.

LEIFELD (2012) übt jedoch Kritik am ÖLB aufgrund des Umgangs mit der Ressource Boden. Er kritisiert, dass häufig allgemein angenommen wird, dass der ÖLB ein umweltfreundliches Bewirtschaftungssystem ist, da keine Pestizide und Mineraldünger verwendet werden. Außerdem würde die Nachhaltigkeit trotz geringerer Erträge relativ zum KLB damit begründet, dass durch ÖLB die OBS gefördert wird und somit die Bodenqualität steigt (ebd., S. 121). Aus seiner Literaturanalyse zieht er jedoch andere Schlüsse: Low-Input Agrarsysteme führen häufig zu weniger Effizienz bezüglich der Substrataufnahme von Pflanzen, welches auf lange Sicht gesehen den organischen Bodenspeicher reduzieren kann (ebd., S. 121). Organische Böden haben somit eine geringere Nutzeneffizienz, wodurch nach LEIFELD (2012) fraglich ist, ob der ÖLB sein Ziel der ausgeglichenen Nachhaltigkeit bezüglich der Ressource Boden gerecht werden kann. Die Frage ist, wie geringere Inputs zu einem verbessertem Kohlenstoffvorrat im Boden führen können. Veränderungen mikrobieller Populationen können zu einer Veränderung der Effizienz der Destruenten führen, wodurch ein höherer Anteil der Residuen in eine langlebige und stabile organische Substanz umwandelt wird und weniger in CO₂. Leifeld hat die metabolischen Quotienten¹⁷ und die Atmung pro OBS-Einheit aus 19 untersuchten Böden ausgewertet (vgl. Anhang 4). 15 der 19 untersuchten Böden deuten auf eine höhere spezifische Respirationsrate beim ÖLB hin, welches eine schnellere Zersetzung der OBS bedeutet und nur 11 der 19 Werte zeigen eine höhere Effizienz bzw. geringeren Versorgungsaufwand für ÖLB gegenüber KLB. Viele Werte liegen jedoch auch nahe an der Einheitsgröße 1 und unterscheiden sich demnach kaum voneinander (ebd., S. 122).

Seine Ergebnisse zeigen, dass stabilisiertes organisches Material und höhere Substratnutzungseffizienz keine typischen Eigenschaften ökologisch bewirtschafteter Böden zu sein scheinen, da sie ebenfalls in konventionellen Systemen vorkommen (ebd.). Des Weiteren gibt es bei einer großflächigen Umstellung auf ÖLB neben den geringeren Inputs durch den Landwirt auch weniger externe Nährstoffe, die sonst von Flächen des KLB auf die des ÖLB diffundieren. Gesamtgesehen kann dies den ÖLB in Richtung des Nährstoffabbaus, dem sogenannten „Nutrient Mining“ im Boden wenden, das langfristig die OBS weiter verringern könnte aufgrund der negativen Rückkopplung der Produktivität (ebd., S. 122). Wenn es also darum geht zu überlegen, wie nachhaltig der ÖLB ist, sollte neben dem Argument, dass man mehr Fläche bräuchte um die gleiche Anzahl an Lebensmitteln zu produzieren, ein weiteres mögliches Risiko betrachtet werden, welches die nicht-nachhaltige Nutzung der Ressource Boden hinsichtlich des Aufbaus der OBS meint.

Abgesehen von der Eigenschaft Nährstoffe für das Pflanzenwachstum zu liefern, wird in der OBS außerdem Kohlenstoff gebunden. Diese **C-Sequestrierung** im Boden bezieht sich auf die mittelfristige

¹⁷ Stellt die Energieeffizienz der im Boden vorkommenden Mikroorganismen dar und ist indirektes Maß für die Fähigkeit einer mikrobiellen Lebensgemeinschaft OBS umzusetzen. Ein hoher Wert weist auf eine Störung dieser Lebensgemeinschaft in. <http://www.pflanzenforschung.de/de/themen/lexikon/metabolischer-quotient-10025>

und langfristige Speicherung von Kohlenstoff im Boden (15-50 Jahre) (GOH 2004). Die C-Sequestrierung ist eine bedeutende Messgröße für die Landwirtschaft und kann ein Ausgleich für die aus der Landwirtschaft verursachten THG-Emissionen von CH₄ und N₂O sein (LEIFELD UND FUHRER 2010). Bezüglich der C-Sequestrierung bedeutet die Humusbilanzierung vereinfacht, dass bei der Humusbildung bzw. -aufbau Kohlenstoff im Boden gespeichert wird, wohingegen bei Humusabbau der Kohlenstoff wieder freigesetzt wird (HIRSCHFELD et al. 2008, S. 135).

Bei dem DOK-Versuch der Fibl aus dem Jahr 2007 wurde im ÖLB im Vergleich zu anderen Bewirtschaftungsformen 12-15 % mehr C im Boden gespeichert, welches einer Kohlenstoffmenge von 575 bis 700 kg CO₂-Äquivalenten pro Hektar und Jahr entspricht (ebd., S. 135).

GATTINGER et al. (2013) identifizieren in zwei Meta-Analysen die Unterschiede des organischen Bodenkohlenstoffs und THG-Emissionen aus dem Boden zwischen ÖLB und KLB. Während sich eine Meta-Analyse mit den Unterschieden in der Kohlestoffdynamik beschäftigt, befasst sie die andere mit THG-Flüssen aus Böden der beiden Bewirtschaftungssysteme, wobei in diesem Kapitel ausschließlich die Kohlenstoffdynamik behandelt wird. Die Auswertung von 74 publizierten Studien führt zu dem Ergebnis, dass der ÖLB signifikant höhere Konzentrationen organisch gebundenem C im Boden (C_{org}) ($0,18 \pm 0,06$ % Punkte), höhere C_{org} -Vorräte ($3,50 \pm 1,08$ t C ha⁻¹) und höhere C-Sequestrierung ($0,45 \pm 0,21$ t C ha⁻¹ Jahr⁻¹) aufweist (ebd., S. 3). Die Systemvergleiche haben eine Laufzeit von durchschnittlich 14,4 Jahren und der Beprobungshorizont beinhaltete mit 1,8 bis 19,0 cm lediglich den Oberboden. Signifikante Aussagen zu den Haupteinflussgrößen gab es zwar nicht, allerdings scheinen die Menge der organischen Düngemengen und Fruchtfolgen eine wichtige Rolle zu spielen (ebd., S. 3).

GOH (2011) vergleicht in seiner Studie die Effektivität von ÖLB und KLB hinsichtlich einer Abschwächung des Klimawandels und schlussfolgert, dass der ÖLB diesbezüglich höhere Potentiale hat, da er THG-Emissionen zu reduziert sowie Kohlenstoff langfristig im Boden bindet. Faktoren, die zu einer solchen besseren Performance beitragen sind größtenteils in ökologischen Landbausystemen verankert. Dazu zählen Fruchtfolgen (oder Agroforstwirtschaft) die Leguminosen einschließen, geringe oder keine Bodenbearbeitung sowie die Ernterückstände auf den Feldern zu belassen. Außerdem können C-Verluste, beispielsweise durch Bodenerosion, reduziert werden (ebd., S. 211). Darüber hinaus fördert die mineralischen Düngung im KLB eine verstärkte Oxidation der OBS und somit Kohlenstoffverluste (ebd., S. 212).

Kritik daran, dass der ÖLB eine bessere C-Sequestrierung hat als der KLB, gibt es häufig aufgrund der besseren Möglichkeit des KLB wenig oder keine Bodenbearbeitung zu betreiben. Im ÖLB ist es hingegen ein wichtiger Bestandteil des Pflanzenschutzes und der Unkrautregulierung, da der Einsatz von Pestiziden verboten ist (ebd., S. 214). Jedoch wird die erhöhte C-Sequestrierung des KLB, die vor allem in der obersten Bodenschicht (0-5 cm) vorkommt, durch verstärkte Lachgasemissionen der

angewendeten mineralischen N-Dünger kompensiert (ebd., S. 214). Diesbezüglich zeigt eine Studie von TEASDALE et al. (2007), dass der ÖLB trotz der Bodenbearbeitung eine höhere C-Sequestrierung bis 30 cm im Boden hat. Gründe hierfür seien hohe Inputs von Wirtschaftsdüngern, Kompost und Ernterückständen (ebd.).

Der Zusammenhang zwischen Zufuhr und Gehalt von OBS und der C-Sequestrierung hat allerdings auch seine Grenzen, da der gespeicherte Kohlenstoff im Boden nicht gegenüber Verlusten geschützt ist. Daher ist eine Stabilisierung des Bodenkohlenstoffs besonders wichtig, welche beispielsweise durch physikalische Mechanismen wie die Formation von Bodenaggregaten oder die

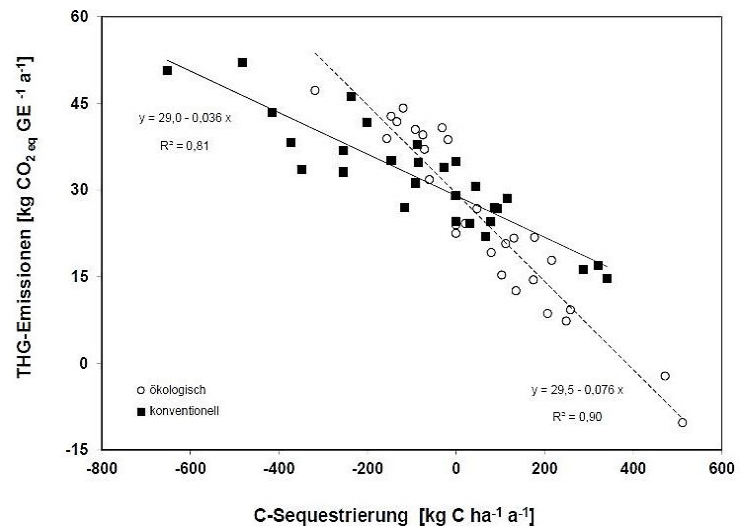


Abb. 3-6: Beziehung zwischen C-Sequestrierung und produktbezogenen THG im Pflanzenbau.

Quelle: HÜLSBERGEN UND RAHMANN 2013, S. 286

Interaktionen von OBS und mineralischer Bodensubstanz gefördert werden kann (GOH 2004). Chemische Stabilisierungsmechanismen der OBS sind, u.a. die Bildung von Holzkohle durch Feuer und biologisch inerten und feuerfesten Verbindungen sowie sehr langsam zersetzbaren Huminstoffen und organischen Verbindungen, wie Lipide und Chitin von Pflanzen, Bodenlebewesen und Mikroorganismen im Boden. Biologische Mechanismen sind zwar noch nicht ausreichend erforscht, könnten aber durch das klassische Model der Aggregatformation und Organisation erklärt werden in dem Mikroaggregate u. a. durch Wurzeln, Pilzhyphen und kurzlebige Stoffe (wie Polysaccharide) zusammengehalten werden (ebd., S. 473). All diese Stabilisierungsmechanismen und Prozesse sind abhängig von Bodentemperatur, Wasser- und Sauerstoffgehalt sowie ein ausreichender Anteil von Destruenten (ebd., S. 273). Darüber hinaus ist die Aufnahme von Kohlenstoff im Boden limitiert und hängt nur solange mit dem Input von organischem Material zusammen bis ein Sättigungslevel erreicht ist, welches eine absolute Grenze der Kohlenstoffsенке des Bodens und die Rate der C-Sequestrierung darstellt (ebd., S. 473).

Die C-Sequestrierung hat wesentlich Einfluss auf die CO₂-Emissionen, was bedeutet, dass sich die produktbezogenen CO₂-Emissionen reduzieren, wenn die C-Bindung steigt (vgl. Abb. 3-6). Dies kann Betrieben mit einer positiven Humusbilanz und relativ geringen THG-Emissionen – in der Höhe eines durchschnittlichen ÖLB Betriebes - ermöglichen CO₂-neutral zu wirtschaften (HÜLSBERGEN UND

RAHMANN 2013, S. 285). In Betriebe mit hohen THG-Potentialen pro Produkteinheit sind die Böden aufgrund einer negativen Humusbilanz eine CO₂-Quelle.

3.2.3 Klima: Treibhausgaspotential

Wie bereits genannt, spielen THG-Emissionen in der Landwirtschaft eine bedeutende Rolle bezüglich des Klimawandels. Im Folgenden werden vier Studien untersucht, die THG-Emissionen der Bewirtschaftungssysteme ÖLB und KLB in der Landwirtschaft ermittelt haben. Bei zweien handelt es sich um experimentelle Studien mit Pilot- bzw. Versuchsbetrieben (SCHMID et al. 2013; KÜSTERMANN UND HÜLSBERGEN 2008) und bei den anderen beiden um Metaanalysen (SKINNER et al. 2014; HIRSCHFELD et al. 2008). Alle Studien beziehen sich hauptsächlich auf den globalen Norden. Außerdem geht es bei den Untersuchungen immer um die THG CO₂, CH₄ und N₂O – teilweise mit Fokus auf vorgeschaltete Prozesse in der Landwirtschaft und teilweise nur in Bezug auf die direkten Emissionen aus dem Boden (SKINNER et al. 2014). Auf andere Emissionen wie Ammoniak, Gerüche und Staub wird in den Studien sowie im Folgenden nicht eingegangen, da diese irrelevant für den Treibhausgaseffekt sind.

KÜSTERMANN UND HÜLSBERGEN (2008) haben 81 landwirtschaftliche Betriebe (33 ÖLB und 48 KLB) in Deutschland hinsichtlich der THG-Emissionen CO₂, CH₄ und N₂O in der Pflanzenproduktion untersucht. Bilanzierungen von Energie-, Stickstoff- und Kohlenstoffflüssen im System zwischen Boden, Pflanze, Tier und Umwelt fanden auf Betriebsebene statt, da auf diesem Level viele Entscheidungen seitens des Landwirts getroffen werden, die Einfluss auf Klima und Umwelt haben (ebd., S. 4). Durch die Bilanzierung von Energieflüssen lässt sich durch die Menge des Inputs (direkter und indirekter Energieinput, wie z. B. Treibstoff bzw. Herstellung und Transport von Pestiziden etc.) auf die Menge der CO₂-Emissionen bzw. CO₂-Äquivalente (CO_{2-eq}) schließen. N₂O-Emissionen aus dem Boden zu messen ist hingegen sehr aufwändig und kostspielig, wodurch eine Kalkulation anhand der Quantität des N-Inputs sinnvoller ist. Die Autoren merken jedoch an, dass es bei der Modellierung von N₂O-Emissionen noch Unsicherheiten gibt, was aufgrund des hohen THG-Potentials von N₂O problematisch ist (ebd., S. 4). Bei den Kohlenstoffflüssen spielen besonders die C-Sequestrierung und CH₄-Emissionen eine Rolle (ebd., S. 4).

Im ÖLB und im KLB zeigen sich in der Studie große Unterschiede bezüglich der oben genannten Faktoren, wodurch sich unterschiedliche THG-Potenziale ergeben, die allerdings auch innerhalb der Bewirtschaftungssysteme auftreten (ebd., S. 2). Flächenbezogen emittieren Betriebe aus dem ÖLB 2,75 mal weniger der untersuchten THG als Betriebe aus dem KLB¹⁸ (ebd., S. 3). Grund sind die geringeren Inputs mineralischen Stickstoffs und Energie, sowie eine höhere C-Sequestrierung durch

¹⁸ ÖLB: 785 kg CO₂ eq ha⁻¹ a⁻¹, KLB: 2165 kg CO₂ eq ha⁻¹ a⁻¹

höhere Humusneubildung. Produktbezogen schneiden Betriebe des ÖLB ebenfalls besser ab bezüglich des THG-Potenzials¹⁹ (ebd., S. 3). Die Ergebnisse der einzelnen Betriebe zeigen eine lineare Korrelation zwischen Energieinput und THG-Potential (vgl. Abb. 3-7). Die Autoren schlussfolgern daher, dass eine Minderung der Emissionen eine Identifikation von Problemen in entsprechenden Bereichen des Betriebes bzw. des Managements erfordere und daraus Entwicklungsstrategien hin zu einer klimafreundlichen Landwirtschaft entwickelt und umgesetzt werden können (ebd., S. 4).

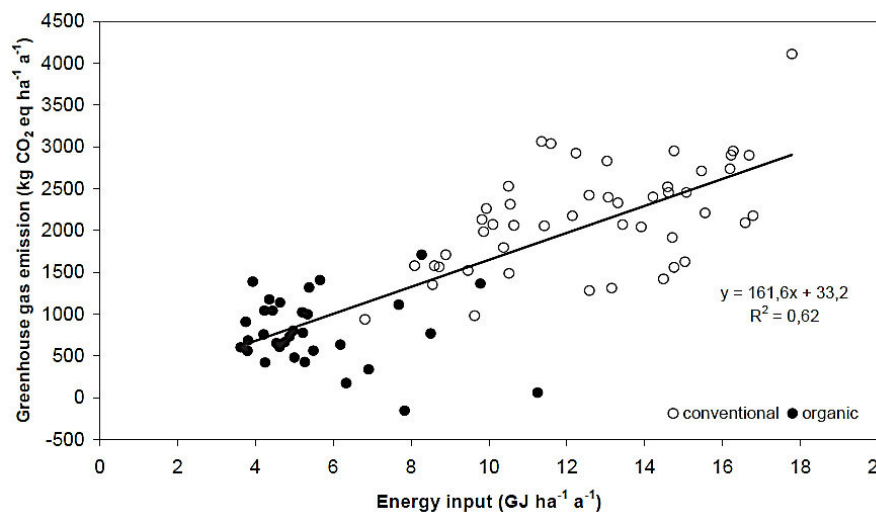


Abb. 3-7: THG-Emissionen (in kg CO₂-eq ha⁻¹ a⁻¹) in Abhängigkeit des Energieinputs (in J ha⁻¹ a⁻¹)
Quelle: KÜSTERMANN UND HÜLSBERGEN 2008

In der Studie von HÜLSBERGEN UND RAHMANN 2013 haben SCHMID et al. ebenfalls die Treibhausgasbilanzen der Pflanzenproduktion aus einem Netzwerk von Pilotbetrieben in Deutschland untersucht. Ziel war die Bestimmung der Bewirtschaftungseinflüsse auf die flächen- und produktbezogenen THG-Emissionen zu bestimmen. Die Kalkulation findet ebenfalls auf Betriebsebene statt und untersucht Energie- und Stoffflüsse (fossiler Energieeinsatz, N und C) unter Einbindung wesentlicher Prozesse wie C-Sequestrierung und N₂-Fixierung durch Leguminosen in der Fruchtfolge. Wesentlicher Unterschied in der Methodik zu KÜSTERMANN UND HÜLSBERGEN (2008) ist, dass die Betriebe nicht nur in ÖLB und KLB aufgeteilt sind, sondern auch jeweils in Marktfruchtbetriebe und Milchvieh-/Gemischtbetriebe (SCHMID et al. 2013), welches eine weitere Vergleichsbasis bietet. Im Folgenden werden die Ergebnisse der einzelnen Bilanzierungen kurz vorgestellt. Darunter fallen auch Ergebnisse der Humus- und Stickstoffbilanzierung von SCHMID et al. (2013), die bewusst an dieser Stelle vorgestellt werden (und nicht in den vorherigen Kapiteln), da sie wichtige Informationen bezüglich der Klimabilanzierung liefern.

Die *Humusbilanzierung* zeigt nicht nur Unterschiede in ÖLB und KLB, sondern auch in der Betriebsstruktur. Die höchste Humusanreicherung gibt es hier in den Gemischtbetrieben des ÖLB (mit durchschnittlich 0,9 GV ha⁻¹), aufgrund eines hohen Kleeernteanteils und anfallendem Wirtschaftsdünger. In ökologischen Marktfruchtbetrieben tragen allein Stroh- und Gründüngung zur

¹⁹ ÖLB: 12,6 kg CO₂ eq GJ⁻¹; KLB 17,4 kg CO₂ eq GJ⁻¹

Humusbildung bei. In konventionellen Marktfruchtbetrieben treten teilweise negative Humussalden auf, da die Zusammensetzung der Feldfrüchte einen hohen Anteil an Getreide und Hackfrüchten (Humuszehrer) hat, jedoch weniger Leguminosen. Bei konventionellen Gemischtbetrieben sind die Humussalden wiederum aufgrund des hohen Wirtschaftsdüngeranfalls ausgeglichen. Negativ zu bewerten sind hier allerdings hohe Zukäufe von Futter (ebd.)

In der *Stickstoffbilanz* weisen die Marktfruchtbetriebe des ÖLB den geringsten N-Input im Betriebsvergleich auf. Die wichtigste N-Quelle ist hier die N_2 -Fixierung durch Leguminosen ($x;^{-} 134 \text{ kg N ha}^{-1}$) (ebd., S. 270). Im ökologischen Gemischtbetrieb herrschen ungefähr gleichhohe Inputs wie im KLB, wobei hier die wichtigste Zufuhr der Wirtschaftsdünger ist. Die konventionellen Marktfruchtbetriebe sind vor allem auf Mineralstickstoff angewiesen, welcher quantitativ den organischen Dünger übertrifft. Der N-Entzug geschieht größtenteils durch die Ernte der Biomasse. Die Marktfrucht-Pilotbetriebe des ÖLB haben ein Klee gras-Mulchsystem, sodass 40 %, und bei ökologischen Gemischtbetrieben 22 %, weniger Stickstoff entzogen wird als bei den konventionellen Pilotbetrieben (ebd., S. 270). Insgesamt betragen die N_2O -Emissionen im ÖLB flächenbezogen 60 % des KLB. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass die N-Salden der Betriebe aus ÖLB deutlich geringer sind als die der Betriebe aus KLB²⁰ (ebd., S. 271). Die N-Effizienz (Output/Input-Verhältnis) der Pilotbetriebe aus ÖLB ist produktbezogen 18 % höher als die aus KLB (ebd., S. 284).

Die *Energiebilanzierung* zielt darauf ab den Einsatz fossiler Energie pro Fläche zu ermitteln. Der Energieinput dient als Indikator für die Intensität der Bewirtschaftung und Eingriffe, da Arbeitsgänge und Betriebsmitteleinsätze immer mit einem Einsatz von Energie verknüpft sind²¹. Im Durchschnitt haben die Marktfrucht-Pilotbetriebe des ÖLB den geringsten und die Gemischt-Pilotbetriebe des KLB den höchsten Energieeinsatz (ebd., S. 271). Die Ergebnisse zeigen, dass der flächenbezogene Energieinput beim KLB höher ist, da Mineralstickstoff und Pflanzenschutzmittel eingesetzt werden, die im Vorfeld produziert und transportiert werden müssen, welches einen Energieaufwand mit sich bringt. Der Netto-Energieoutput ist eng mit dem Ertrag bzw. der Energiebindung verknüpft. Insgesamt lässt sich sagen, dass die Pilotbetriebe des KLB eine höhere Energiebindung haben als die des ÖLBs und die Milchvieh-/Gemischt- Pilotbetriebe höhere als die Marktfrucht-Pilotbetriebe des Pflanzenbaus (ebd.). Allerdings ist die Energieeffizienz, also das Output/Input-Verhältnis, das sich aus der Energiebilanzierung ableiten lässt, im ökologischen Pflanzenbau produktbezogen um 20 % höher gegenüber des konventionellen (vgl. Abb. 3-8) (ebd., S. 282). Insgesamt liegt das Output/Input-Verhältnis der Pilotbetriebe bei 7 bis 23:1, welches bedeutet, dass die Energiebindung im Ertrag höher ist als die Zufuhr von fossiler Energie (ebd., S. 272).

²⁰ Durchschnittswerte: ÖLB Marktfrucht 20 kg N ha^{-1} , ÖLB Gemischt -10 kg N ha^{-1} , KLB Marktfrucht 74 kg N ha^{-1} , Gemischt 56 kg N ha^{-1}

²¹ In zwei Gruppen unterteilbar: Low-Input-Systeme mit $< 10 \text{ GJ ha}^{-1}$, hauptsächlich ÖLB und High-Input-Systeme mit $> 10 \text{ GJ ha}^{-1}$, hauptsächlich KLB.

Die Unterschiede der produktbezogenen Emissionen aus dem Einsatz fossiler Energie sind im Vergleich zu den flächenbezogenen aufgrund der unterschiedlich hohen Erträge eher gering. Besonders hier spielt die Bezugsbasis eine große Rolle bei den Ergebnissen. Eine Senkung der produktbezogenen Emissionen kann beispielsweise durch eine Ertragssteigerung bei gleichbleibenden Energieinput und dafür durch optimiertes Management erreicht werden (ebd., S. 282).

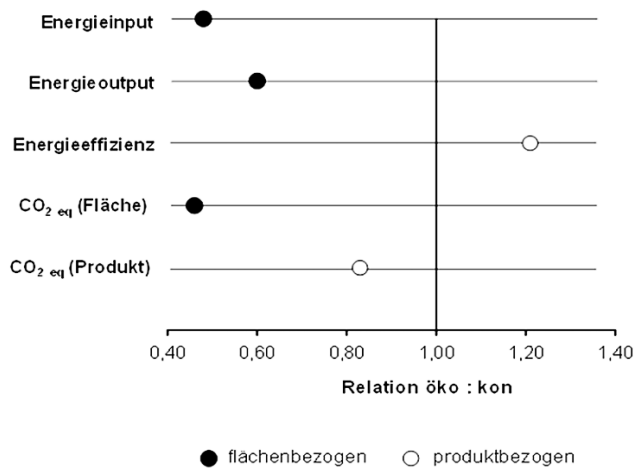


Abb. 3-8: Vergleich von Energieeffizienz und CO₂-Emissionen, die durch Einsatz fossiler Energie verursacht wurden. Dargestellt wird das Mittel der Betriebe aus ÖLB und KLB (öko:kon) bezogen auf die Pflanzenproduktion, wobei der KLB Vergleichsgröße ist (=1).

Die **THG-Bilanzierung** beinhaltet die Ergebnisse der vorgestellten Stoff- und Energiebilanzen (vgl. auch SCHMID et al. (2013) aus Kapitel 3.2.1 und 3.2.2). Die CO₂-Emissionen sind im ÖLB 50 % geringer als in den Pilotbetrieben des KLB, wobei bei Letzteren die Marktfruchtbetriebe deutlich höhere CO₂-Emissionen aufweisen als die Gemischtbetriebe, aufgrund des höheren Einsatzes von Mineraldüngern²² (SCHMID et al. 2013). Die Freisetzung von N₂O-Emissionen lassen sich in einen direkten Zusammenhang mit dem N-Input setzen und haben bei den Pilotbetrieben, die ausschließlich ökologische Marktfrüchte anbauen die geringsten Emissionswerte ($x;^{-} 771 \text{ kg CO}_2\text{-eq ha}^{-1}$) und bei den konventionellen Gemischtbetrieben die höchsten Werte ($x;^{-} 1418 \text{ kg CO}_2\text{-eq ha}^{-1}$). Die Bindung von THG geschieht vor allem durch die C-Sequestrierung, welche sich aus der Humusbilanz ableitet. SCHMID et al. (2013) kommen zu dem Ergebnis, dass die Böden der ökologischen Gemischtbetriebe im Durchschnitt eine CO₂-Senke und die konventionellen Marktfruchtbetriebe eine CO₂-Quelle sind. Die beiden weiteren Betriebssysteme sind beinahe im C-Fließgleichgewicht.

Insgesamt lässt sich sagen, dass die Gemischt-Pilotbetriebe produkt- sowie flächenbezogen weniger THG-Äquivalente emittieren als die Marktfruchtbetriebe und die ökologischen weniger als die konventionellen, wobei die produktbezogenen Unterschiede der beiden Bewirtschaftungssysteme geringer sind als die flächenbezogenen (vgl. Abb. 3-9). Dennoch betonen

²² Durchschnittswerte: Marktfrucht 1059 kg CO₂ ha⁻¹, Gemischt 671 kg CO₂ ha⁻¹

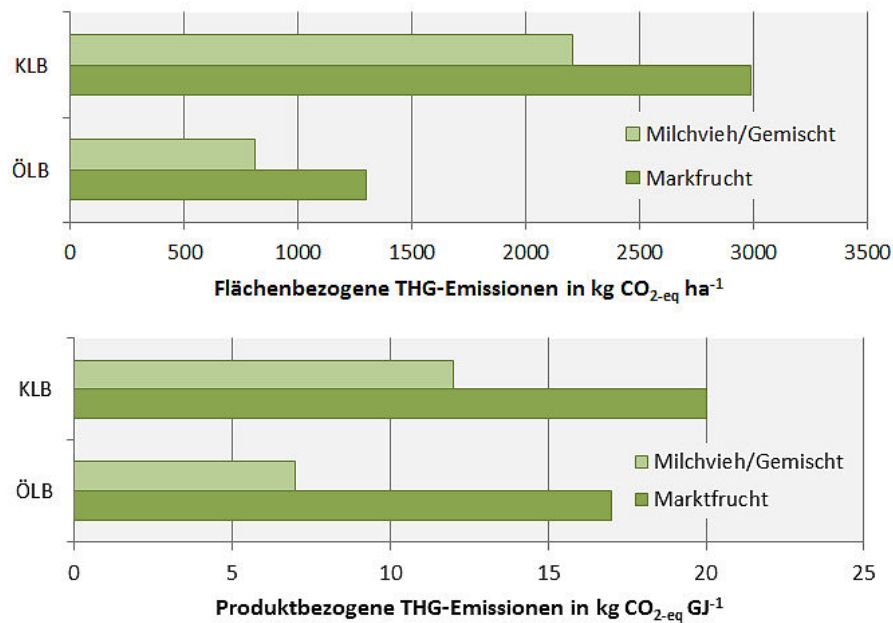


Abb. 3-9: Gesamte produkt- und flächenbezogenen THG Emissionen umgerechnet in kg CO₂-Äquivalente. Quelle: Nach SCHMID et al. 2013, S. 273–274, eigene Darstellung

SCHMID et al. (2013), dass Ihre Ergebnisse mehr Unterschiede innerhalb der Betriebsgruppen aufzeigen als zwischen Ihnen, wodurch die Bewertung der THG-Emissionen einzelbetrieblich stattfinden sollte. Um Strategien zur Verbesserung der THG-Emissionen zu konzipieren, sollten diese auf Standortfaktoren und den einzelnen Betrieb abgestimmt sein. Wie auch schon KÜSTERMANN UND HÜLSBERGEN (2008), belegen SCHMID et al. (2013), dass es einen Zusammenhang zwischen Energieinput pro Fläche und THG-Emissionen pro Fläche gibt (vgl. Abb. 3-10). Zwei der Werte des ÖLBs liegen bei den THG-Emissionen im negativen Bereich, was durch eine hohe C-Sequestrierung zu begründen ist (vgl. Abb. 3-10) (ebd., S. 285).

HIRSCHFELD et al. (2008) untersuchen in ihrer Literatur- und Meta-Analyse welche Unterschiede zwischen ÖLB und KLB hinsichtlich deren Klimaauswirkungen existieren und arbeiten Vor- und Nachteile der beiden Bewirtschaftungssysteme heraus. Sie kommen insgesamt zu dem Schluss, dass der ÖLB die klimafreundlichere Variante ist, was auch hier auf den geringeren Energieinput zurückzuführen ist. Allerdings ist zu beachten, dass der

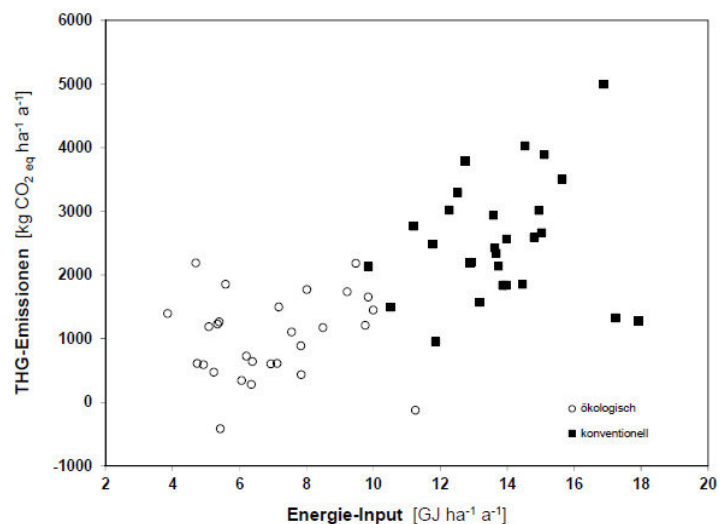


Abb. 3-10: Beziehung zwischen Energie-Input und THG-Emissionen (ha⁻¹) im Pflanzenbau

Quelle: SCHMID et al. 2013, S. 283

ÖLB dafür mehr Fläche benötigt. Des Weiteren liegt ein Augenmerk auf der Definition von Ansatzpunkten für eine klimafreundlichere Landwirtschaft und die Identifikation von

Zusammenhängen mit anderen Umweltzielen, die sich gegenseitig unterstützen oder hemmen. Ziel der Studie ist es die Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland zu ermitteln, wobei speziell die Weizen-, Schweinefleisch-, Rindfleisch-, und Milchproduktion untersucht werden. Im Folgenden werden allein die Ergebnisse der Klimabilanz der Winterweizenproduktion vorgestellt. Die tierischen Produkte werden folglich außen vor gelassen, da der Schwerpunkt dieser Thesis auf der Pflanzenproduktion liegt. Die Autoren haben sich für Winterweizen entschieden, da dieser quantitativ eine hohe Bedeutung im KLB und im ÖLB hat. Der Anteil von Getreide auf Äckern liegt im KLB bei 56 % und beim ÖLB bei 49 % in Deutschland. Davon hat Weizen einen Anteil von 44 % im KLB und 27 % im ÖLB (ebd., S. 65). Der Untersuchungsrahmen berücksichtigt sowohl Vorprodukte (Düngemittel, PSM, Saatgut, Diesel u. a. Energieträger und Wirtschaftsdünger), als auch den Weizenanbau, das heißt die Fläche der Weizenfelder und die Weizenernte. Faktoren wie die Herstellung von Geräten und Traktoren oder die Errichtung von Gebäuden fließen nicht in die Bilanz mit ein (ebd., S. 64). Das Stroh wird nicht berücksichtigt, da angenommen wird, dass es untergepflügt oder als Einstreu dient und somit dem Boden wieder zugefügt wird. Die betrachtete funktionelle Einheit entspricht 1 kg Winterweizen. HIRSCHFELD et al. (2008) finden heraus, dass der Beitrag zum Treibhauseffekt beim ÖLB nur halb so groß ist wie beim KLB (vgl. Tab. 3-3) (ebd., S. 70).

Tab. 3-3: Produktbezogene THG-Emissionen aus der Weizenproduktion im ÖLB und KLB (in g CO₂-eq. kg⁻¹)
Quelle: HIRSCHFELD et al. 2008, eigene Darstellung

Bewirtschaftungsform	THG-Emissionen (in g CO ₂ eq. kg ⁻¹)
Konventionell	365
Konventionell plus (ressourcenschonender Anbau)	403
Ökologisch	180
Ökologisch plus (ÖLB mit Spitzenerträgen)	141

Die Autoren merken an, dass sich die Ergebnisse von anderen Studien unterscheiden, da ihre Ergebnisse der Emissionen des Weizenanbaus eher gering sind. Trotzdem lässt sich schlussfolgern, dass generell der ÖLB klimafreundlicher ist als der KLB. CO₂-Emissionen machen im ÖLB ca die Hälfte und im KLB ca. ein Drittel der THG aus, welche vor allem aus der

Mineraldüngemittelherstellung stammen (für KLB) und dem Dieserverbrauch auf dem Feld. Die restlichen THG-Emissionen sind Lachgas (KLB 246 und ÖLB 90 g CO₂ eq. kg⁻¹) und Methan (KLB 5,6 g CO₂ eq. kg⁻¹ und ÖLB 0,9 g CO₂ eq. kg⁻¹) (ebd., S. 70–71). Methan spielt dabei beim Winterweizenanbau eine untergeordnete Rolle (ebd., S. 71).

SKINNER et al. (2014) untersuchen ebenfalls anhand einer Meta-Analyse die THG-Emissionen von N₂O und CH₄ aus dem Boden im ÖLB und KLB. Die 13 ausgewählten Studien mit jährlichen Messungen der Emissionen beinhalten größtenteils Daten aus der nördlichen Hemisphäre und der temperierten Klimazone (ebd., S. 553). Die Autoren begründen die Bedeutung Ihrer Studie damit, dass bisherige vergleichende Studien über THG-Emissionen im ÖLB und KLB meist hermeneutisch seien und auf

gemessenen oder modellierten Daten basieren mit dem Ergebnis, dass die flächenbezogenen Emissionen geringer im ÖLB sind. Ihre Studie sei die erste, die darauf abzielt den Einfluss der Wirtschaftsweisen des KLB und des ÖLB auf die THG-Emissionen aus dem Boden vergleichend und anhand einer Auswahl der momentan am besten verfügbaren Daten zu quantifizieren (ebd., S. 558). Sie kalkulieren die durchschnittlichen Unterschiede zwischen den THG-Emissionen der zwei Bewirtschaftungssysteme bezüglich Fläche, Ertrag, Stickstoffzufuhr und Landnutzung (Ackerbau, Grünland und Reisfelder).

Tab. 3-4: N₂O- und CH₄-Emissionen aus ÖLB und KLB; flächenbezogen in kg CO₂-eq ha⁻¹ a⁻¹, produktbezogen in kg CO₂-eq t TM⁻¹

Quelle: Nach SKINNER et al. 2014, S. 556, eigene Darstellung

Bewirtschaftungsform		ÖLB	KLB
N₂O	pro Fläche	1.270	1.473
	pro Produkt	161	149
CH₄	pro Fläche	- 20,2	- 18,0
	pro Produkt	--	--

Da der Anteil der Emissionen von N₂O und CH₄ aus der Landwirtschaft global 40 % (SKINNER et al. 2014; SMITH et al. 2007) beträgt, steckt hier ein großes Potential bezüglich der Linderung von klimaschädlichen Auswirkungen.

Die Daten der N₂O-Emissionen stammen vor allem aus Ackerland-Studien. Für die über das Jahr bezogenen CH₄-Flüsse kalkulieren sie CH₄-Aufnahmen von 20,2 CO₂-eq ha⁻¹ a⁻¹ im ÖLB und 18,0 CO₂-eq ha⁻¹ a⁻¹ im KLB (vgl. Tab. 3-4). Auf Reisfeldern findet vermehrt eine Freisetzung von CH₄ statt und keine Bindung (ÖLB 6.023 und KLB 4.857 kg CO₂-eq ha⁻¹ a⁻¹). Die Studie die Reisfelder vergleicht (QIN et al. 2010) wurde separat betrachtet, weil Reisfelder – als Feuchtgebiete – ein anaerobes System darstellen und die biogeochemischen Eigenschaften sehr unterschiedlich von allen anderen ackerbaulichen Systemen sind, bei dem die Pflanzen unter aeroben Bedingungen wachsen (SKINNER et al. 2014, S. 556).

Die N₂O-Emissionen aus dem KLB werden vor allem durch die N-Zufuhr beeinflusst, während es bei den N₂O-Emissionen im ÖLB eher auf die Bodeneigenschaften ankommt, wie zum Beispiel dem gesamten N-Gehalt im Boden. Ein Grund hierfür ist, dass der eingesetzte Stickstoff im KLB schneller pflanzenverfügbar ist und der im ÖLB nicht (vgl. Kapitel 2.2.1), sodass es beim ÖLB besonders wichtig ist, dass der Boden N speichert. Die Unterschiede bei den CH₄-Emissionen sind statistisch signifikant jedoch relativ gering. Im ÖLB sind die Emissionen geringer (ebd., S. 558).

Die Unterschiede der flächenbezogenen N₂O-Emissionen aus Böden im ÖLB sind signifikant geringer als aus Böden des KLB. Die produktbezogenen N₂O-Emissionen hingegen sind im ÖLB höher. Um diese Differenz zu beheben, dürfe der Ertrag im ÖLB nicht mehr als 17 % (ebd., S. 561) unter dem des

KLB liegen, welches eine Steigerung von 9 % der errechneten Erträge bedeuten würde (ebd., S. 561). Bezüglich der CH₄-Flüsse der Reisfelder ist das Dataset zu klein und damit zu unsicher um signifikante Schlussfolgerungen zu ziehen. Des Weiteren kritisieren die Autoren, dass es zu wenige Studien zu der Thematik aus Afrika und anderen Ländern des Globalen Südens gibt (ebd., S. 561).

Neben dem Einfluss von unterschiedlichen Bewirtschaftungssystemen können auch agrarpolitische Maßnahmen zu positiven Nebeneffekten für den Klimaschutz führen. Bisher gibt es jedoch zu viele politische Maßnahmen, die dem entgegenwirken, wie beispielsweise die aktuelle Zuckermarktpolitik oder bestimmte Exportsubventionen, die besonders im KLB eine Verschärfung der Klimawirkung provozieren (HIRSCHFELD et al. 2008, S. 17). Auf die politischen Aspekte der Thematik werde ich an dieser Stelle jedoch nicht weiter eingehen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass flächenbezogen der ÖLB bezüglich der Freisetzung von THG besser gegenüber dem KLB abschneidet. Allerdings treten auch erhebliche Unterschiede innerhalb der Betriebsgruppen auf, sodass eine einzelbetriebliche Bewertung sinnvoll erscheint (SCHMID et al. 2013). Auch die Bewirtschaftungsform mit oder ohne Vieh spielt eine große Rolle bezüglich der THG-Emissionen. Marktfruchtbetriebe emittieren beispielsweise mehr THG-Emissionen als Gemischtbetriebe, da sie einen höheren Mineraldüngereinsatz haben (SCHMID et al. 2013). Des Weiteren gibt es einen klaren Zusammenhang zwischen Energieinput und THG-Emissionen (KÜSTERMANN UND HÜLSBERGEN 2008; SCHMID et al. 2013; HIRSCHFELD et al. 2008). Wobei der ÖLB aufgrund seiner – jeweils in den Studien ermittelten – geringeren Erträge jedoch mehr Fläche braucht, wodurch produktbezogene N₂O-Emissionen teilweise beim KLB geringer sind. Dies könnte durch eine Angleichung der Erträge kompensiert werden (HIRSCHFELD et al. 2008). Außerdem bietet die C-Sequestrierung eine Möglichkeit der Reduzierung der Netto-THG-Emissionen, sodass einige Betriebe des ÖLB sogar CO₂-neutral wirtschaften (HÜLSBERGEN UND RAHMANN 2013).

Die CH₄-Emissionen spielen weniger im Pflanzenbau eine Rolle, als beispielsweise in der Rinderfleischproduktion, mit der Ausnahme des Reisanbaus, welcher an dieser Stelle nicht detailliert betrachtet wurde. Die untersuchten Studien basieren auf unterschiedlichen Rahmenbedingungen der untersuchten Eigenschaften, jedoch stellen alle ähnliche relative Ergebnisse des ÖLB zum KLB fest – der ÖLB emittiert flächen- sowie produktbezogen weniger THG (SCHMID et al. 2013; KÜSTERMANN UND HÜLSBERGEN 2008; HIRSCHFELD et al. 2008). Allein SKINNER et al. (2014) schlussfolgern, dass die produktbezogenen N₂O-Emissionen im ÖLB höher als im KLB sind. Da sich das Ergebnis von SKINNER et al. (2014) allerdings allein auf die N₂O-Emissionen aus dem Boden beschränkt, ist es nur bedingt vergleichbar mit den anderen Studienergebnissen.

3.3 Wirtschaftlichkeit

Die ökonomische Säule einer nachhaltigen Landwirtschaft ist von zwei Seiten zu betrachten – zum einen auf Betriebsebene von Seiten des Landwirtes bzw. des Produzenten und zum anderen aus volkswirtschaftlicher Ebene von Seiten der Gesellschaft bzw. der Gesamtwohlfahrt. Letzteres zählt nicht zu den Bewertungsindikatoren der Bewertungssysteme DLG-NHZ oder KSNL (vgl. Kapitel 2.1.2) für Nachhaltigkeit, ist aber dennoch von großer Bedeutung für die Gesellschaft aufgrund der Betrachtung von externen Kosten, möglicher Opportunitätskosten²³ im Kontext ÖLB vs. KLB und auch für eventuelle zukünftige „Payments for Ecosystem Services“ (PES). Auf Ökosystemdienstleistungen der Landwirtschaft wird im Kapitel 3.4 kurz eingegangen.

Bezüglich der Betriebsbewertungssysteme für Nachhaltigkeit (KSNL und DLG-NHZ) sind drei Aspekte zu betrachten: Rentabilität, Liquidität und Stabilität (vgl. Tab. 3-5). Diese sind außerdem als Erfolgsbegriffe in einer Unternehmensanalyse von dem Hauptverband der Landwirtschaftlichen Buchstellen und Sachverständigen definiert (ZAPF 2009, S. 53).

Tab. 3-5: Aspekte der ökonomischen Säule der Nachhaltigkeit, auf welchen die Indikatoren der Bewertungssysteme basieren. Quelle: Nach ZAPF 2009, eigene Darstellung

Rentabilität	Liquidität	Stabilität
<ul style="list-style-type: none"> • Messzahl für den Erfolg oder Misserfolg einer unternehmerischen Tätigkeit • Bsp.-Größen: <ul style="list-style-type: none"> - Umsatzrendite/-rentabilität/ Gewinnrate - Eigenkapitalrendite - Gesamtkapitalrendite - Arbeitsrentabilität - usw. 	<ul style="list-style-type: none"> • bestehende Zahlungsverpflichtungen können fristgerecht von Unternehmen geleistet werden • Unterschied zwischen: <ol style="list-style-type: none"> 1) Zeitraumliquidität = Beschreibt das Verhältnis von Einzahlungen und Auszahlungen über einen Zeitraum (Monat, Quartal, Jahr) 2) Zeitpunktliquidität = für einen Stichtag ermitteltes Verhältnis von verfügbaren Zahlungsmitteln • Gegenteil = Unterliquidität (Zahlungsstockung) und Illiquidität (Zahlungsunfähigkeit) 	<ul style="list-style-type: none"> • Rentabilität und Liquidität sind langfristig, auch bei Eintritt unvorhergesehener Risiken, gewährleistet

Wichtig für die Bewertung ist die Datenerhebung für die entsprechenden Parameter, weshalb eine hohe Datenqualität und eine genaue betriebswirtschaftliche Buchführung sehr wichtig sind und eine Analyse vereinfachen. In Ländern außerhalb Deutschlands oder der EU, wo oftmals keine schriftliche Buchführung vorliegt und man daher nicht direkt die oben genannten Parameter aus den Bilanzen

²³ Opportunitätskosten beschreiben den entgangenen Nutzen bzw. Ertrag, die durch die tatsächliche Verwendung, Investition oder Nutzung gegenüber einer Alternative versäumt werden. Sie beschreiben somit ein ökonomisches Konzept um entgangene Alternativen zu quantifizieren (bpb, Bundeszentrale für politische Bildung 2013)

entnehmen kann, ist eine ökonomische Bewertung oftmals erschwert (ebd., S. 55). Die Auswahl geeigneter ökonomischer Indikatoren für die Bewertung ist außerdem schwierig, da noch nicht ausreichend wissenschaftliche Kenntnisse im Bereich der Nachhaltigkeitsbewertung vorliegen. Außerdem spielen in der Landwirtschaft regionale, natürliche und wirtschaftliche Rahmenbedingungen eine große Rolle, wodurch eine absolute, aber auch relative Bewertung der Erfolgsparameter nicht unproblematisch ist (ebd., S. 55). Ökonomische Indikatoren von DLG-NHZ sind beispielsweise für den Parameter Rentabilität das Betriebseinkommen, die relative Faktorentlohnung, und die Gewinnrate (ebd., S. 87), für den Parameter Stabilität die Eigenkapitalveränderung und die Nettoinvestitionen (ebd., S. 97) sowie für den Parameter Liquidität die Ausschöpfung der Kapaldienstgrenze (ebd., S. 97). DLG-NHZ, aber auch KSNL, erfassen die Aspekte mit den gewählten Indikatoren laut ZAPF (2009) „weitgehend“, was die beste von drei Bewertungsstufen darstellt²⁴.

An dieser Stelle wäre eine Analyse von Studien angedacht, welche Ergebnisse solcher Betriebsbewertungen von Betrieben des ÖLB und KLB gegenüberstellt. Dies ist jedoch aufgrund fehlender Studienverfügbarkeit nicht möglich. Wichtig ist jedoch anzumerken, dass es gleichermaßen für ökologische wie auch konventionelle Betriebe essentiell ist, langfristig wirtschaftlich zu sein. Dabei sollte jedoch die Motivation verantwortungsvoll für die Natur und die Gesellschaft zu handeln, Ressourcen zu schonen und effizient zu nutzen im Vordergrund stehen.

Betrachtet man nicht nur den einzelnen Betrieb allein, sondern die gesamte Landwirtschaft bzw. die landwirtschaftlich genutzte Fläche, so sind neben negativen externen Effekten, wie in Kapitel 2.2.1 beschrieben, auch positive externe Effekte und öffentliche Güter aus der Landwirtschaft erkennbar (vgl. Anhang 5). Öffentliche Güter – die auch als Gemeinwohlleistungen bezeichnet werden – sind grundsätzlich dadurch gekennzeichnet, dass niemand von Ihrer Nutzung ausgeschlossen werden kann und es somit keine Rivalität zwischen den Nutzern gibt (HOLM-MÜLLER UND BUDE 2010; PRETTY 2008). Öffentliche Güter können dementsprechend nicht auf dem freien Markt gehandelt werden. Bereitsteller positiver Externer Effekte bekommen für diese daher keine Bezahlung, was dazu führt, dass diese Effekte nur erzeugt werden, wenn sie keine zusätzlichen Kosten verursachen (HOLM-MÜLLER UND BUDE 2010). In der Landwirtschaft werden beispielsweise Hecken gepflanzt um vor Winderosion zu schützen, diese bieten dann vielen Tieren einen Lebensraum und erhöhen die Biodiversität. Wenn es jedoch Änderungen in der Rentabilität der Produktionsweisen gibt und Hecken nicht mehr notwendig sind, geht auch das öffentliche Gut verloren. Daher wäre es wichtig, dass der Staat öffentliche Güter aus der Landwirtschaft sichert, indem er die Erbringung von

²⁴ Neben der Bewertungsstufe „weitgehend erfasst“ gibt es „teilweise erfasst“ und „nicht erfasst“ (ZAPF 2009)

positiven externen Effekten honoriert, damit öffentliche Güter nicht durch rein marktorientierte Entscheidungen verloren gehen (ebd.)

Die wichtigsten öffentlichen Güter der Landwirtschaft sind Güter und Dienstleistungen für die Biodiversität (v. a. der Ökosysteme). Beispielsweise können die ca. 100.000 Schutzgebiete der Erde Ökosystemdienstleistungen mit einem Wert von 4,4 bis 5,2 Billionen US-Dollar pro Jahr bereitstellen (HOLM-MÜLLER UND BUDE 2010 zit. nach TEEB 2008). Die Berechnung dieser Werte zeigt deutlich, dass der Schutz und die Erhaltung dieser Systeme kostengünstiger sein dürfte, als eine Behebung von Schäden im Nachhinein (HOLM-MÜLLER UND BUDE 2010). Der Trend der modernen Landwirtschaft geht jedoch in eine andere Richtung und wirkt der Biodiversität entgegen. Für ökonomisch rational handelnde Betriebe sind Umwelt- und Naturschutzleistungen mit Opportunitätskosten verbunden und unterbleiben daher. Es ist somit wichtig, Anreize zu schaffen, beispielsweise durch die Gemeinsame Agrarpolitik, Umweltleistungen wieder attraktiver zu machen (ebd.). Ein Beispiel dieser Forderung ist, dass die Erhaltung und Verbesserung der Bodenqualität und der Produktionskapazität langfristig mehr Nutzen für die Versorgungssicherheit bringt, als eine Bewirtschaftung, die auf kurzfristige Gewinnmaximierung ausgerichtet ist (ebd.). Diesbezüglich ist es auch interessant welche Rolle der ÖLB und der KLB in diesem Kontext einnehmen. Prinzipiell hat der Ökolandbau eine umweltfreundlichere Wirtschaftsweise in seinen Grundzügen verankert.

In diesem Zusammenhang ist ebenso der Vergleich der Flächenproduktivität des ÖLB und des KLB von Bedeutung. TUOMISTO et al. (2012) diskutieren in Ihrer Studie folgende These: Wenn der ÖLB mehr Land benötige als der KLB um die gleiche Menge eines Produktes zu erzeugen, würden bei einer großflächige Umstellung auf ÖLB die positiveren Effekte auf die Umwelt auf Kosten von reduzierter Lebensmittelproduktion gehen oder eine Ausweitung auf weitere Gebiete mit sich bringen. Dies führt zu Opportunitätskosten in der Landnutzung. Des Weiteren gibt es neben der Landwirtschaft (für die Nahrungsmittelproduktion) noch andere Alternativen wie man Landschaft nutzen kann – beispielsweise für Naturschutz, nachwachsende Rohstoffe oder Wald – die man durch Flächeneinsparungen in der Nahrungsmittelproduktion, durch produktivere Landwirtschaft, mit einrechnen könnte (ebd.). Die wachsende Weltbevölkerung, und eine daher steigende Lebensmittelnachfrage, lässt eine sinkende Produktion von Nahrungsmitteln pro Fläche jedoch leider nicht zu, was verdeutlicht, warum es wichtig ist die Umwelteinflüsse pro Produkteneinheit zu ermitteln anstatt pro Fläche (ebd., S. 316). An diesem Ansatz ist allerdings zu kritisieren, dass Standortfaktoren für die Landwirtschaft, wie beispielsweise der Boden, oder Umweltindikatoren wie die Biodiversität, ohne Frage flächenbezogen sind und somit auch pro Fläche von der Landwirtschaft beeinflusst werden. Daher ist es wichtig bei Fragen um den Umwelteinfluss auch die Fläche einzubeziehen.

In der ökonomischen Säule der Nachhaltigkeit ist es außerdem wichtig die Wettbewerbsfähigkeit der Bewirtschaftungssysteme zu untersuchen. LATACZ-LOHMANN et al. (2001) haben die Wettbewerbsfähigkeit des ÖLB im Vergleich zum KLB mit dem Konzept der Pfadabhängigkeit²⁵ untersucht, welches einen bedeutenden Beitrag zur Analyse der Wettbewerbsfähigkeit sein kann. Sie haben eine Modellrechnung angestellt, in der hypothetisch davon ausgegangen wird, dass aktuell der ÖLB die effizientere Bewirtschaftungsform ist und der KLB die dominante und dass beide Bewirtschaftungsformen gleichermaßen vom technischen Fortschritt und der Anreicherung von Fachwissen profitieren.

In der Ökonomie ist interessant, welche positiven Rückkopplungseffekte und Selbstverstärkungsmechanismen es gibt und welche Faktoren dafür verantwortlich sind, dass sich beispielsweise eine ineffizientere Technologie bzw. hier ein Bewirtschaftungssystem durchsetzt, oder dass sich Regionen, trotz ähnlicher Standortbedingungen unterschiedlich schnell entwickeln (ebd., S. 433). Ziel der AutorInnen ist es daher, die Dynamik der relativen Wettbewerbsfähigkeit des ÖLB und dessen Bestimmungsfaktoren zu untersuchen sowie die theoretische Prüfung von Bestimmungsgründen für eine Umstellung bzw. Nicht-Umstellung auf den ÖLB. Aus diesen Erkenntnissen können neue Schlussfolgerungen für eine effiziente Förderung des ÖLB gezogen werden (ebd.).

Interessant ist auch der „Lock-in-Effekt“, welcher vorliegt, wenn erhebliche Skaleneffekte²⁶ durch die dominante Technologie erreicht werden und ein Wechsel zur eigentlich effizienteren Technologie für den einzelnen Akteur unwirtschaftlich wäre. Wenn hingegen alle Akteure gleichzeitig wechseln würden, würden sich die Skaleneffekte ausgleichen. Das zeigt, dass individuelles Entscheidungsverhalten nicht automatisch zur optimalen Wahl führt, woraus sich eine wirtschaftspolitische Steuerung rechtfertigen lässt (ebd.) Darüber hinaus gibt es Lerneffekte, die vorliegen, wenn mit der Verbreitung einer Technologie Informationen zu einem öffentlichen Gut werden, wodurch die Kosten der Informationsbeschaffung sinken (ebd.). Bezüglich des ÖLB ist zu vermuten, dass diese Kosten einen entscheidenden Einfluss auf die Umstellungsbereitschaft haben, da der ÖLB ein hohes Informations- und Wissensniveau des Landwirts verlangt. Außerdem könnte man behaupten, dass der ÖLB heute die dominierende Technologie sein könnte, wenn in den letzten 50 Jahren in dem Themenfeld so viel geforscht und beraten worden wäre wie im KLB (ebd., S. 435).

²⁵ Pfadabhängigkeit bedeutet, dass die Geschichte einer Technologie, eines Produktes oder Verfahrens zeitliche Auswirkungen auf spätere Entwicklungen und Zustände hat. Ökonomisch von Bedeutung ist dies vor allem, dass nicht sichergestellt ist, dass sich immer die effizienteste Technologie bzw. Verfahren durchsetzt, weil andere zeitliche Vorteile haben können (LATACZ-LOHMANN et al. 2001).

²⁶ Mit Skaleneffekten meinen die AutorInnen hier, in Bezug auf die Pfadabhängigkeit, die Anzahl bzw. den Anteil der Nutzer einer Technologie in Kombination mit dem Faktor Zeit (LATACZ-LOHMANN et al. 2001, S. 434)

Des Weiteren sind Netzwerkexternalitäten²⁷ eine entscheidende Einflussgröße für die Wettbewerbsfähigkeit des ÖLB. Ein anschauliches Beispiel ist der vereinfachte Aufbau von Nützlingspopulationen, wenn viele Landwirte in einer Region ÖLB betreiben (positive Netzwerkexternalität). Außerdem sind die Risiken von der Einkreuzung von genetisch veränderten Pflanzen reduziert (negative Netzwerkexternalität) (ebd., S. 435).

Wenn nun, nach beispielsweise 50 Jahren Entwicklung, alle gleichzeitig von der dominanten hin zur effizienteren Bewirtschaftungsform wechseln würden, wäre das allerdings nicht unbedingt ein Vorteil. Es gäbe zum einen Koordinationsprobleme (Wer ist verantwortlich? Wer übernimmt die Kosten?) und zum anderen wäre das Fachwissen und der technische Fortschritt der dominanten Bewirtschaftungsform, hier der KLB, nach 50 Jahren viel weiter entwickelt als der des ÖLB, der aufgrund seiner geringeren Verbreitung weniger am technischen Fortschritt teilhaben konnte (ebd., S. 436). Durch einen so großen Sprung gäbe es somit erhebliche Nutzeneinbußen. Solange diese Nutzeneinbußen existieren, besteht kein Anreiz eines kollektiven Wechsels. Allein externe Schocks, wie BSE, oder hohe Prämien der Politik können festgefahrene Bewirtschaftungsformen dazu verhelfen zu der überlegenen Wirtschaftsweise zu werden (ebd., S. 436). Diese Aussagen sind nur richtig, wenn Pfadabhängigkeit und technologisches „lock-in“ tatsächlich vorliegen, was aber noch nicht vollständig nachgewiesen ist.

Obwohl bei dieser Betrachtung der ökonomischen Wettbewerbsfähigkeit keinerlei ökologische oder soziale Parameter der oben genannten Bewertungssysteme einfließen und die somit nicht im Sinne einer nachhaltigen Wirtschaftsweise zu sehen ist, sind jedoch sehr interessante ökonomische Zusammenhänge zwischen dem ÖLB und dem KLB dargestellt. Diese sind eine Art Erklärung dafür, warum sich eine Bewirtschaftungsform eher durchsetzt als eine andere und die betont, dass die dominante Form nicht unbedingt die effizienteste sein muss.

Eine weitere bedeutende Frage ist, inwieweit gesellschaftliche Leistungen und externe Kosten der Landwirtschaft überhaupt in volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen miteinfließen. Dieser Frage haben sich SCHADER et al. (2013) in einer Studie gewidmet, in der sie die aktuelle wissenschaftliche Literatur bezüglich dieser Leistungen und Kosten in Österreich untersucht haben. Sie schlussfolgern, dass den oben genannten Aspekten bisher eine zu geringe Beachtung in der Volkswirtschaft geschenkt wird. Des Weiteren verursache der ÖLB geringere volkswirtschaftliche Kosten und schaffe gleichzeitig mehr gesellschaftlichen Nutzen als der KLB (ebd.). Daraus lässt sich wiederum schlussfolgern, dass besonders der ÖLB unter der zu geringen Beachtung von externen Kosten in

²⁷ Eine Netzwerkexternalität oder ein Netzwerkeffekt ist ein „Effekt, bei dem der Nutzen eines Gutes mit steigender Nutzerzahl (i.d.R.) zunimmt (positive Netzwerkeffekte).“ (Springer Gabler Verlag o. J.; Stichwort: Netzwerkeffekte)

volkswirtschaftlichen Rechnungen leidet und seine Vorteile gegenüber dem KLB in der aktuellen Wirtschaft und Gesellschaft nicht angemessen gewürdigt werden.

Da bei den negativen externen Effekten selten das Verursacherprinzip angewendet wird, kommt ein Großteil der Kosten auf die Gesellschaft zu (TEEB 2010). Für Großbritannien und die USA wurde bereits eine Quantifizierung der Höhe der Effekte untersucht und eine Monetarisierung der Effekte und der gesamten Landwirtschaft durchgeführt (SCHADER et al. 2013, S. 11). Für Österreich und Deutschland liegen bisher keine Studien vor, welche diese externen Kosten berechnet hat. (RECHERCHIEREN). Einsparungen durch den ÖLB – bei einer großflächigen Umstellung – könnten laut SCHADER et al. (2013) in Österreich folgendermaßen aussehen. Es gäbe eine Reduktion/Vermeidung der Kosten...

- ... der Trinkwasseraufbereitung durch Pestizideinträgen (100 %), durch Nitrateinträge (40 %) und Phosphoreinträge (20 %)
- ... für Pestizidmonitoring und Pflanzenschutzberatung
- ... durch Verschmutzungsabfälle aufgrund von Eutrophierung (35 %)
- ... der Folgen von BSE und daher der Creutzfeldt-Jakob-Krankheit, da im ÖLB immer schon das Verfüttern von tierischen Futtermitteln an Wiederkäuer verboten war.

Außerdem kommen ebd. (2013) zu dem Schluss, dass durch den Verzicht von Pestiziden im ÖLB ca. ein Drittel der jährlich sterbenden Bienen überleben könnten. Ein reduzierter Ausstoß von THG bringt darüber hinaus weitere Einsparungsvorteile. Insgesamt ermitteln sie für die Österreichische Landwirtschaft ein Einsparpotential der jährlichen externen Kosten von ca. einem Drittel bei 100 % ÖLB. Neben den ökologischen Folgekosten, kämen andere Kostenarten hinzu, wie beispielsweise Gesundheitskosten chronischer Erkrankungen durch Pestizide oder dem Verlust von Bestäubern. Allerdings müsste man bei der Kalkulation einer flächendeckenden Umstellung auf ÖLB auch die reduzierte Produktionsmenge aufgrund geringerer Erträge berücksichtigen (ebd., S. 20). Eine komplette Kosten-Nutzen-Analyse des ÖLB in Österreich, oder auch in jedem anderen Land oder anderen Region auf der Erden, wäre sehr vorteilhaft für die Einschätzung der Folgen einer Umstellung (ebd., S. 21) und in dem Zusammenhang auch für mögliche politische Maßnahmen zur Förderung des ÖLB.

Schlussendlich ist festzuhalten, dass die ökonomische Säule der Nachhaltigkeit sowohl auf Betriebsebene im KLB und im ÖLB sowie auf volkswirtschaftlicher Ebene bewertet werden sollte. Dies ist auf Betriebsebene leichter, da eine Bewertung anhand von Indikatoren, dessen Werte sogar häufig aus der Buchführung der Betriebe zu entnehmen sind, stattfinden kann. Anders gestaltet es sich bei der Bewertung und Monetarisierung des gesellschaftlichen (finanziellen) Nutzens (bzw. der Öffentlichen Güter) und der negativen externen Effekte, da es momentan noch keine einheitlich

festgelegten PES gibt, die eine Bewertung der Nachhaltigkeit bzw. einen direkten Vergleich der Bewirtschaftungssysteme ermöglichen. Es ist außerdem zu betonen, dass diese These auf der Annahme einer starken Nachhaltigkeit beruht, was bedeutet, dass die Produktion von landwirtschaftlichen Erzeugnissen und der Profit nicht mit Vor- und Nachteilen der Umweltwirkungen gleichzusetzen sind, sondern letzteres mehr gewichtet ist. Damit wird klar, dass Opportunitätskosten, die beispielsweise durch Umweltschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft entstehen, in diesem Sinne nicht gerechtfertigt sind und beispielsweise einer Ausgleichzahlung durch den Staat oder Verbraucher bedürfen. Darüber hinaus impliziert die Theorie der Pfadabhängigkeit, dass die dominante Bewirtschaftungsform, also der KLB, nicht unbedingt die effizienteste sein muss. Der ÖLB bietet hinsichtlich der Produktion von Nahrungsmitteln in Kombination mit der Bereitstellung von Öffentlichen Gütern und der Vermeidung von negativen externen Effekten ein gutes Potenzial für eine ökonomisch nachhaltige Landwirtschaft im Sinne einer starken Nachhaltigkeit. Es ist nicht auszuschließen, dass der KLB dieses Potenzial nicht hat, jedoch scheint dieser aufgrund der negativen Umweltwirkungen (durch Pestizide, Mineraldünger, Monokulturen, Gentechnik, etc.) weiter davon entfernt zu sein als der ÖLB.

3.4 Soziale Nachhaltigkeit

Wie die ökonomische Säule der Nachhaltigkeit, ist auch die soziale Säule sowohl von der Betriebsebene aus als auch aus gesamtgesellschaftlicher Perspektive zu betrachten.

Langfristige soziale Stabilität und die sozialen Bedingungen auf einem Betrieb waren und sind für den Strukturwandel in der Landwirtschaft von großer Bedeutung, wobei die Einbeziehung sozialer Aspekte in Betriebsbewertungssysteme relativ neu ist. Diese sozialen Entwicklungen hören jedoch nicht am Hofstor auf, da sich zunehmend ein Netz aus überbetrieblichen Leistungsbeziehungen aufbaut, welches moderne Betriebe aktiv betreiben sollten (ZAPF 2009).

Drei Themenkomplexe, welche sich bewusst auf spezifische Nutzerbedürfnisse konzentrieren, sind bei der Bewertung und Einordnung von differenzierten Einzelindikatoren wichtig: Die individuelle Arbeitssituation, die Beschäftigungssituation und beruflich-soziale Sicherheit sowie die soziale Integration (ebd., S. 58). Diese ausgewählten Themen sind bei Familienbetrieben genauso anwendbar wie bei Agrarunternehmen mit Lohnarbeitern. Eine positive soziale Situation steht hier im direkten Zusammenhang mit der Entwicklungsfähigkeit eines Betriebes und der Zufriedenheit der Akteure (ebd., S. 58).

Die individuelle Arbeitssituation ist durch die zeitliche und körperliche Arbeitsbelastung, die Rahmenbedingungen am Arbeitsplatz, welche in Deutschland größtenteils durch

Arbeitsschutzvorschriften geregelt sind, und die Eigenwahrnehmung der Arbeitssituation gekennzeichnet. Die individuelle Einstellung zum Arbeitsplatz beeinflusst das Engagement der Akteure bei der Arbeit. Negativ wahrgenommene Arbeitssituationen führen zu einem Rückgang der Arbeitseffizienz und können den Betrieb auf verschiedene Weisen belasten. Eine zu hohe zeitliche und körperliche Arbeitsbelastung kann sich in Form von Krankheit, Unfallträchtigkeit oder physische und psychische Erschöpfung (ebd., S. 59) auswirken und betrafe somit direkt die Entwicklung und den Erfolg eines Betriebs. Eine hohe Arbeitsbelastung sowie höhere Gesundheits- und Unfallrisiken sind allerdings in der Landwirtschaft traditionelle Negativmerkmale, die es jedoch zu vermeiden oder zu eliminieren gilt. Da die individuelle Wahrnehmung des Arbeitsplatzes immer subjektiv ist, erscheint eine objektive Abgrenzung schwierig (ebd., S. 59).

Die Beschäftigungssituation beschreibt im Wesentlichen die Arbeitsplatz- und Einkommenssituation, die berufliche und soziale Sicherheit sowie Möglichkeiten zur Verbesserung der Beschäftigungssituation. Hier geht es nicht mehr um den Einzelnen, sondern um soziale Nachhaltigkeit im Sinne größerer Gruppen und makrosoziologischen Zusammenhängen. Stichworte wie Einkommen, soziale Sicherheit und berufliches Fortkommen spielen hier eine entscheidende Rolle. Soziale Sicherheit spiegelt sich beispielsweise auch darin wieder vor Diskriminierung (sozial, geschlechtlich, politisch und religiös) zu schützen. Darüber hinaus sind Weiterbildungsmöglichkeiten in der Landwirtschaft ein wichtiger Faktor für eine berufliche Verbesserung (ebd., S. 60).

Die soziale Integration und das Management von Beziehungen im Umfeld ist heute eine wichtiger werdende Aufgabe für landwirtschaftliche Betriebe (ebd., S. 61). Ist das Management erfolgreich, kann es dem Betrieb wertvolle „moralische und politische Ressourcen“ (ebd., S. 61) beschaffen. Wenn es allerdings nicht oder schlecht betrieben wird, kann es der Entwicklung des Betriebes schaden. Hintergrund ist der Zusammenhang zwischen der sozialen Anerkennung eines Berufs und der Zufriedenheit der Menschen mit ihrem Beruf, welcher das berufliche Selbstbewusstsein steigert. Darunter zählt auch die Steigerung der Attraktivität des ländlichen Raums, die beispielsweise durch die Vorteile eines dörflichen Zusammenhalts gefördert werden kann (ebd., S. 61). Die Definition von Indikatoren zur Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit ist vergleichsweise schwer. Beispielsweise hängen mögliche Indikatoren, wie eine Mitgliedschaft in Berufsorganisationen oder das politische, soziale, religiöse oder kulturelle Engagement, stark davon ab, wie intensiv diese Aktivitäten ausgelebt werden (ebd., S. 62).

Die Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit lässt sich nicht allein mittels sozialstatistischer Daten – wie z. B. Einkommensgrößen, die Aufschluss über den Lebensstandard der Beteiligten geben können – durchführen, da diese nicht ausreichend Informationen liefern. Eine subjektive Bewertung der Erfahrungen von Akteuren, die die Motive und Verhaltenspräferenzen einbeziehen, bildet hingegen komplexe Zusammenhänge, die nicht durch eine Masse von Indikatoren beschrieben und

interpretiert werden könnte, ab (ebd., S. 63). Aufgrund der Möglichkeit von Fehleinschätzungen und Falschaussagen bei subjektiven Bewertungen ist eine „vernünftige Mischung aus objektiven Fakten und subjektiven Urteilen“ (ebd., S. 63) von Nöten. Besonders im Bereich der Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit auf Betriebsebene gibt es daher noch viel Entwicklungsbedarf und -potenzial.

Der DLG versucht in seinem Zertifikat DLG-NHZ die Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit mit den folgenden sechs Indikatoren abzubilden: Entlohnung der Arbeitskraft, Durchschnittliche Arbeitszeit, Urlaubstage und Mitbestimmung im Betrieb beschreiben den Themenkomplex der individuellen Arbeitssituation; Entlohnung der Arbeitskraft sowie Aus- und Fortbildung beschreiben die Beschäftigungssituation; und gesellschaftliche Leistungen und Engagement beschreiben die soziale Integration (ZAPF 2009, S. 87,98-99). Laut der Beurteilung der KTBL-Schrift 473 (ebd.) schafft das DLG-NHZ es jedoch nicht die Themenkomplexe ausreichend zu erfassen, sondern erfasst sie nur teilweise. Der Aspekt der sozialen und beruflichen Sicherheit wird überhaupt nicht erfasst. Damit steht das DLG-NHZ jedoch nicht alleine da. Die anderen Bewertungsverfahren (RISE und KSNL) haben ebenfalls Verbesserungsbedarf bei der Handhabung der Bewertung von sozialer Nachhaltigkeit, wobei RISE den besten Eindruck hinterlässt (ebd., S. 98–99).

Normalerweise sollte an dieser Stelle, wie im Kapitel über die wirtschaftliche Säule der Nachhaltigkeit, ein Systemvergleich des KLB und des ÖLB auf Betriebsebene anhand von aktuellen Studien folgen. Da die Resultate der Literaturrecherche dies nicht zulassen, wird die Thematik der sozialen Säule in der Landwirtschaft allgemein betrachtet

Im Folgenden wird zunächst die Problematik einer Landwirtschaft, in der die soziale Verantwortung vernachlässigt wird, vorgestellt. Darüber hinaus wird auf die Multifunktionalität der Landwirtschaft bezüglich Ökosystemdienstleistungen eingegangen, da die Förderung dieser Dienstleistungen positive Effekte für die Gesellschaft hat. Anschließend werden zwei Systeme vorgestellt, die die Integration sozialer Aspekte in der Landwirtschaft bereits erfolgreich erreicht haben.

Der ÖLB und die aktuelle Ökobewegung möchte neben Umweltverträglichkeit auch die Sozialverträglichkeit für Erzeugung, Verarbeitung und Handel etablieren und stärken, wie aus einem Bericht von CIERPKA UND SCHIMPF (2004) hervorgeht. Dennoch sind auch viele Bio-Bauern nicht zufrieden und so haben beispielsweise im September 2003 560 Bio-Milchproduzenten in Deutschland gestreikt. Grund des Streiks war das Milchpreisdumping im Lebensmittelhandel. Seitens der Biolandwirte steht die finanzielle Sicherheit immer häufiger auf der Kippe, da die Preise der Ökolebensmittel am Markt immer weiter gedrückt werden.

„Geld alleine bestimmt nicht die soziale Lage, aber dauernde Liquiditätseingpässe drücken nicht nur auf den Geldbeutel, sondern auch auf die Stimmung.“

erklären CIERPKA UND SCHIMPF (2004) in ihrem Bericht. Dies trifft nicht nur auf den ÖLB, sondern durchaus auch auf den KLB zu (ebd., S. 114)

Das Ziel, den ganzheitlichen Ansatz des ÖLB inklusive der Einhaltung der Bedürfnisse und Rechte der Menschen einzuhalten, hat sich in der Vergangenheit als eine Herausforderung entpuppt. Darunter zählen auch soziale Gerechtigkeit und fairer Handel, für die es eigene Zertifizierungskriterien und Labels gibt (ebd., S. 110). Die Internationale Vereinigung der ökologischen Landbaubewegungen (IFOAM) findet es bedeutend mit Partnerorganisation (wie z. B. der Fairtrade Labelling Organization (FLO)) zu kooperieren, um so Synergieeffekte zu nutzen und keine unnötiger Konkurrenz auf dem Markt entgegenzuwirken (ebd., S. 111). Die Herausforderung besteht vor allem darin, Sozialstandards zu entwerfen und durchzusetzen, die für die gesamte Handelskette gelten und nicht allein für die Erzeugung und Verarbeitung von Biolebensmitteln. Diesbezüglich müssten weltweite, anwendbare Richtlinien entwickelt werden (ebd., S. 111). Ein Nachteil bzw. eine weitere Herausforderung würden allerdings durch die Kosten für Kontrolleure und somit eine Aufpreis auf die Lebensmittel, sowie die Definition von klaren und messbaren Indikatoren für die Kontrolleure entstehen. Letzteres ist wie oben beschrieben schon auf Bundesebene schwer zu entwickeln. Ein weiteres Ziel ist außerdem einen kontinuierlicher Vertrauenszuwachs der Konsumenten zu erreichen, da dessen Bewusstsein für soziale Fragen wächst (ebd., S. 112).



Bereitstellende
Dienstleistungen

Unterstützende
Dienstleistungen



Regulierende
Dienstleistungen

Kulturelle
Dienstleistungen



Was aber macht die Landwirtschaft nicht nur für die betroffenen Akteure dieses Wirtschaftssektors, sondern für die gesamte Gesellschaft so bedeutsam? Antwort liefert hier die **Multifunktionalität** der Landwirtschaft. Sie beruht im Wesentlichen auf der Annahme, dass Zweck der Landwirtschaft nicht allein die Produktion von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen ist, sondern darüber hinaus eine Umweltfunktion und eine sozioökonomische Funktion hat (Europäische Kommission 2001; SCHADER et al. 2013). Laut EU-Kommission beruht diese Umweltfunktion vor allem auf die Beeinflussung der Landwirtschaft auf Landschaften und Ökosysteme und somit auf die Flora und Fauna. Außerdem hat sie Einfluss auf Wasser-, Luft- und Bodenqualität (vgl. Kapitel 2.2). Die sozioökonomische

Abb. 3-11: Die vier Bereiche der Ökosystemdienstleistungen
Quelle: Eigene Darstellung

Funktion beeinflusst die Stabilität und Lebensfähigkeit ländlicher Gebiete, im Sinne einer Schaffung von Arbeitsplätzen und Erhaltung der ländlichen Infrastruktur (Europäische Kommission 2001, S. 9).

Multifunktionalität ist auf der einen Seite eine Eigenschaft der Landwirtschaft, aber auf der anderen Seite – wie die nachhaltige Landwirtschaft – auch ein eigenes Konzept. Beide Konzepte beruhen auf Produkten aus der Landwirtschaft, die am Markt gehandelt werden können, aber auch solche die (noch) nicht handelbar sind. Wesentlicher Unterschied ist, dass Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft ressourcenorientiert ist und das Konzept der Multifunktionalität eher aktivitätsorientiert (OECD, Organisation for Economic Co-Operation and Development 2001, S. 11). Somit stellt die Multifunktionalität der Landwirtschaft öffentliche Güter und Ökosystemdienstleistungen bereit (SCHADER et al. 2013), die im Folgenden kurz dargestellt werden (vgl. Abb. 3-11 und Anhang 6).

Bezogen auf die Landwirtschaft, ist mit „Bereitstellenden Dienstleistungen“ eine Versorgung mit Produkten für den menschlichen Konsum gemeint, wie beispielsweise mit Nahrungsmitteln oder nachwachsenden Rohstoffen (PÉREZ-SOBA et al. 2012, S. 27). „Unterschützende Ökosystemdienstleistungen“ werden für die bereitstellenden Dienstleistungen benötigt im Sinne einer Förderung der Produktion bzw. des Wachstums der Pflanzen (SANDHU et al. 2010). Darunter zählen beispielsweise eine biologische Kontrolle von Krankheiten, Schädlingen und Unkräutern durch natürliche Feinde bzw. Räuber, einer natürlichen Unterdrückung von Krankheiten aus dem Boden durch Bodenmikroben (ebd.) sowie die Bestäubung oder Nährstoffversorgung (ebd.). Die „regulierenden Dienstleistungen“ sind ebenfalls – v. a. in der Landwirtschaft – eng mit den bereitstellenden Leistungen verknüpft. Regulierende Prozesse in Ökosystemen in der Landwirtschaft sind zum Beispiel die Wasserverfügbarkeit, Erosionskontrolle oder die Regulation von Bodenqualität (PÉREZ-SOBA et al. 2012, S. 27; SANDHU et al. 2010). Die „kulturellen Dienstleistungen“ sorgen für die menschliche Gesundheit und das Wohlergehen durch die Schaffung von Erholungsräumen, ästhetischen Landschaften und Bildungsmöglichkeiten in und über die Natur (SANDHU et al. 2010). In der Landwirtschaft sind das beispielsweise bewachsene Grünstreifen oder Hecken, die die Landschaft ästhetisch aufwerten. Außerdem bieten einige landwirtschaftliche Betriebe Unterkünfte für den Tourismus an, sodass die Menschen im Grünen Erholung finden können (ebd.).

Der soziale Aspekt der Nachhaltigkeit findet besonders in der **Sozialen Landwirtschaft und in der Solidarischen Landwirtschaft** große Bedeutung.

Die **Soziale Landwirtschaft** ist ein Teil der politisch gewollten Multifunktionalität der Landwirtschaft, die soziale Dienstleistungen bereitstellt und Arbeitsplätze im ländlichen Raum schafft. VAN ELSSEN et al. (2011) beschäftigen sich in ihrem Bericht, im Rahmen der 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau mit der Frage, welche Entwicklungshemmnisse und -perspektiven sich im Kontext der Sozialen Landwirtschaft erkennen lassen. Von 2006 bis 2008 gab es das „SoFar-Projekt“²⁸, bei dem Wissenschaftler aus verschiedenen EU-Ländern zusammenkamen, um „Empfehlungen für die

²⁸ SoFar-Projekt = Soziale Landwirtschaft – soziale Leistungen multifunktionaler Höfe (VAN ELSSEN et al. 2011)

europäische Politik zur Förderung Sozialer Landwirtschaft zu erarbeiten“ (ebd., S. 344), indem sie die bisher in den Ländern gesammelten Erfahrungen zusammentragen und daran arbeiteten, die Rahmenbedingungen für die Soziale Landwirtschaft zu verbessern. Im Jahr 2009 startete das Projekt „Soziale Landwirtschaft auf Biobetrieben in Deutschland“ (ebd., S. 345), welches durch das BMELV gefördert wurde. Ergebnis dieses Projekts war, dass sich ökologisch wirtschaftende Betriebe besonders für die Integration von normalerweise landwirtschaftsfremden Gesellschaftsgruppen eignen. Vorteile des ÖLB ergeben sich vor allem durch das Angebot vielfältig strukturierter Betriebe (wo häufig viel Handarbeit gefragt ist) und geringerer Konfrontation mit Gefahrstoffen, wie beispielsweise Pestiziden (ebd., S. 346). Anzustreben ist eine ernst zu nehmende Landwirtschaft, dessen Zweck die Produktion von Nahrungsmitteln oder anderen Rohstoffen ist, anstatt ein rein therapeutisches Mittel darzustellen. Ansonsten bleibt sich die Landwirtschaft mit ihrer Wirkung auf die Menschen nicht treu, die laut Untersuchungen des Projekts, „Authentizität, Aufforderungscharakter [,] [und] Natürlichkeit“ (ebd., S. 346) ausmacht.

Initiativen bieten die Einbringung von Menschen mit Behinderung, Drogenabhängigen, Langzeitarbeitslosen oder Obdachlosen, sowie aller Altersgruppen (Hofschule, Altenwohnprojekt) in die Landwirtschaft. Es ist vorteilhaft diese Vielfalt der Sozialen Landwirtschaft zusammenzuführen. Ein Instrument um die aktuelle Situation zu verbessern, mehr Betriebe von Sozialer Landwirtschaft zu begeistern und bereits praktizierende Betriebe zu fördern, besteht vor allem darin, eine Plattform zu entwickeln, auf der sich die Akteure vernetzen und austauschen können (z. B. durch spezielle Koordination- und Vermittlungsstellen). Außerdem sind Interessensvertretungen und Aus- und Weiterbildungsangebote von großer Bedeutung (ebd., S. 346). Die „Deutsche Arbeitsgemeinschaft Soziale Landwirtschaft“ will den Stellenwert der Sozialen Landwirtschaft in Deutschland verbessern. Ihr Ziel ist es, den sozialen Bereich der multifunktionalen Landwirtschaft als ernst zu nehmenden Bereich zu etablieren und die unterschiedlichen Initiativen zu vernetzen, die sich im Spannungsfeld von Therapie, Einkommen, Beschäftigung und Lebensqualität befinden (ebd., S. 347). Sie bietet daher nicht nur eine Spezialisierungsmöglichkeit landwirtschaftlicher Betriebe, sondern einen Baustein für eine sozialere Zukunft (ebd.).

Ein weiteres Beispiel für eine starke Integration sozialer Aspekte ist die **Community Supported Agriculture (CSA)**²⁹ oder auch **Solidarische Landwirtschaft**, die sich durch eine landwirtschaftliche Wirtschafts- und Versorgungsgemeinschaften kennzeichnet. Dies bedeutet, dass eine soziale Gemeinschaft auf einem Hof wirtschaftet: Der Hof versorgt das soziale Umfeld mit Lebensmitteln, während das soziale Umfeld die benötigten finanziellen Mittel bereitstellt, wobei beide Parteien in wechselseitiger Verantwortung stehen (VAN ELSSEN UND KRAIB O. J.). Ein Merkmal der CSA-Höfe in

²⁹ Die genaue deutsche Übersetzung von CSA ist „gemeinschaftsunterstützende Landwirtschaft“ (VAN ELSSEN UND KRAIB O. J.)

Deutschland ist, dass sie ausnahmslos ökologisch wirtschaften. Hintergrund ist vor allem eine Alternative zur aktuellen Entwicklung der Landwirtschaft sowie weitgehend geschlossene Wirtschaftskreisläufe zu bieten, die für die Mitglieder transparent gestaltet sind.

„Heute ermöglicht dieses Konzept den Landwirten, menschenorientiert arbeiten zu können anstatt marktorientiert arbeiten zu müssen. Lebensmittel verlieren ihren Preis – und bekommen ihren Wert zurück.“ (VAN ELSSEN UND KRAIB O. J., S. 60)

Die folgenden drei wesentlichen Aspekte stehen für eine Solidarische Landwirtschaft im Sinne der CSA (ebd.):

1. **Landwirtschaft in Freiheit**, im Sinne einer Losgelöstheit von Geld und Produkt, da bereits im Vorfeld für die Versorgungsleistung gezahlt wird, und die Landwirtschaft ohne Zwang der Vermarktung umweltfreundlich wirtschaften kann
2. **Finanzierung der Landwirtschaft und Mitgliedsbeiträge**, im Sinne einer Vorstellung des benötigten Jahresetats am Anfang eines Wirtschaftsjahres und der durch Gebote der einzelnen Mitglieder gedeckt wird.
3. **Verteilung der Produkte und gemeinschaftliches Handeln**, im Sinne einer Verteilung über lokale Depots nach Bedarf und einer Eigenverantwortung der Mitglieder über Bestellungen, Verteilung und Behältnisse der Lebensmittel, was jedoch auf einer unbürokratischen Basis abläuft.

Darüber hinaus kann CSA Transparenz und Sicherheit bezüglich der Anbauverfahren und der Qualität von Lebensmitteln bieten, welches das Misstrauen gegenüber ökologischen Produkten reduziert. Die AutorInnen sehen im CSA das Potential für eine wirkliche Ernährungssouveränität (ebd.).

Insgesamt lässt sich sagen, dass sowohl die Natur also auch anthropogen veränderte Ökosysteme verschiedene bereitstellende, regulierende und kulturelle Dienstleistungen für die Gesellschaft bieten (PÉREZ-SOBA et al. 2012, S. 60). Die unterstützenden Dienstleistungen wirken sich indirekt auf das gesellschaftliche Wohl aus, da sie die anderen genannten Dienstleistungen fördern. Da für sie jedoch oft kein Markt existiert, fällt eine monetäre Bewertung dieser Leistungen schwer. Ökosystemdienstleistungen werden durch verschiedene Artengruppen und Biodiversität gefördert und aufrechterhalten, was der Artenvielfalt einen hohen Stellenwert gibt. Unterschiedliche Arten und Artenzusammensetzungen rufen unterschiedliche Ökosystemdienstleistungen hervor, weshalb eine hohe Biodiversität und ausreichend große Populationsdichten besonders wichtig sind. Die Literaturstudie von NIGGLI et al. (2009) bewertet den ÖLB diesbezüglich als vorteilhafter gegenüber dem KLB. Von den Dienstleistungen aus der Artenvielfalt gehen beispielsweise die Regulierung von

Schadinsekten, Bestäuberfunktionen, Erosionsverminderung auf Ackerböden, Dungabbau in Weiden und Abbau von Schadorganismen im Boden hervor (ebd., S. 11).

Existierende alternative Formen der Landwirtschaft, wie die vorgestellte Soziale Landwirtschaft und die Solidarische Landwirtschaft spielen momentan bezüglich der Quantität der landwirtschaftlichen Produktion eine noch untergeordnete Rolle. Sie bieten jedoch Alternativen zu der globalisierten, intransparenten Massenproduktion wie sie es heute in der Landwirtschaft oft zu finden ist. Es ist festzustellen, dass sie fast ausschließlich biologisch wirtschaften. Grund hierfür könnte sein, dass im ÖLB die Verantwortung für soziale Aspekte, aber auch für die Umwelt einen sehr hohen Stellenwert hat. Somit verankern sie bereits wichtige Aspekte einer sozialen Nachhaltigkeit. Außerdem bieten die Systeme Transparenz und Regionalität, welches Eigenschaften sind, die beim Verbraucher einen wachsenden Stellenwert erlangen.

Auch wenn dem ÖLB in diesem Kapitel mehr Bedeutung geschenkt wurde, kann der KLB durchaus auch sozial nachhaltig wirtschaften. Bezüglich der Bewertung von sozialer Nachhaltigkeit im KLB und ÖLB auf betriebsebene ist festzuhalten, dass noch ein erheblicher Weiterentwicklungsbedarf der Bewertungsmechanismen besteht, weshalb es schwierig ist genau zu sagen, welche Bewirtschaftungsform sozial nachhaltiger wirtschaftet. Die explizite Ausrichtung und Bewertung der Sozialen oder Solidarischen Landwirtschaft hingegen, weist in vielen Punkten der sozialen Nachhaltigkeit Übereinstimmungen auf.

4 Generaldiskussion und Schlussfolgerungen

Aufgabe und Ziel der Thesis war es, die aktuelle Literatur hinsichtlich der Nachhaltigkeit, insbesondere der ökologischen Nachhaltigkeit und der Flächenproduktivität des ÖLB relativ zum KLB zu untersuchen und konträre Studienergebnisse gegenüberzustellen. In diesem Sinne war es weniger Ziel, den KLB oder den ÖLB als eindeutig besseres oder schlechteres Bewirtschaftungssystem einzuordnen, sondern vielmehr zu identifizieren, wo die besten Potentiale liegen.

Dennoch kann geschlussfolgert werden, dass der ÖLB als Bewirtschaftungssysteme das bessere Potential im nachhaltigen Wirtschaften hat. Dies kann vor allem im Sinne einer starken Nachhaltigkeit festgestellt werden, da der ÖLB in allen analysierten ökologischen Faktoren (Stickstoff, Humus und THG-Emissionen) besser gegenüber dem KLB abschneidet. Darüber hinaus findet sich in der Solidarischen sowie in der Sozialen Landwirtschaft, die sich immer mehr etablieren und eine nachhaltige Alternative darstellen, allein die Prinzipien des ÖLB wieder. Auch bezüglich Ökosystemdienstleistungen und Einsparung externer Kosten zeigt der ÖLB klare Vorteile gegenüber dem KLB. Bezüglich der Flächenproduktivität, die vor allem die bereitstellenden Ökosystemdienstleistungen betrifft, schneidet hingegen der KLB aufgrund seiner höheren Erträge besser ab. Die Flächenproduktivität betrifft vor allem die Wirtschaftlichkeit der Betriebe sowie die Sicherheit in der Nahrungsmittelversorgung, welche in dieser Arbeit jedoch kein Inhalt war.

Der ÖLB ist ein Bewirtschaftungssystem, das in seinen Grundzügen versucht ganzheitlich und in Kreisläufen zu wirtschaften sowie umwelt- und sozialfreundlich zu sein. Dennoch ist der ÖLB nicht direkt mit einem **nachhaltigen Landbau** gleichzusetzen. Es kommt auf den individuellen Betrieb an, also z. B. wie der Landwirt seinen Betrieb managt und inwiefern er alle Nachhaltigkeitsaspekte einer Landwirtschaft berücksichtigt und praktisch umsetzt. Obwohl diese Thesis die Bewertung einer starken Nachhaltigkeit – bei der der ökologische Aspekt der Nachhaltigkeit das Grundgerüst darstellt – als sinnvoller erachtet, wurden Bewertungssysteme vorgestellt, die alle Säulen gleich gewichten und in denen sich die Indikatoren innerhalb einer Säule sogar ausgleichen können (im DLG-NHZ). Grund dafür war, dass es noch keine offiziellen Bewertungssysteme einer starken Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft gibt. An dieser Stelle besteht folglich Forschungs- und Erweiterungsbedarf.

Bei der Beschreibung der betrachteten **Umweltaspekte** – Landnutzung, Bodenfruchtbarkeit und Stabilität, Biodiversität sowie Eutrophierung, Auswaschung und Versauerung – wird im Grundlagenteil bereits erkennbar, dass der ÖLB im Vergleich zum KLB umweltfreundlicher in Bezug auf die betrachteten Indikatoren einzustufen ist. Grund hierfür ist vor allem die Tatsache, dass der ÖLB keine chemisch-synthetischen Pestizide, keinen Mineraldünger verwendet und viel Wert auf

ausgewogene Fruchtfolgen legt. Die bessere Umweltverträglichkeit gegenüber dem KLB spiegelt sich vor allem wieder, wenn man die Ergebnisse pro Fläche betrachtet (TUOMISTO et al. 2012). Allerdings schneidet der ÖLB pro Produkteinheit oftmals schlechter ab, da der KLB seine schlechten Werte teilweise durch hohe Erträge ausgleichen kann (ebd.). Dabei ist allerdings zu beachten, dass viele Umweltfaktoren (wie z. B. der Boden) stark flächengebunden sind, und somit auch pro Fläche bewertet werden sollten. Nur so ist eine angemessene und vergleichbare Bewertung der Umweltauswirkungen möglich.

Beim **Stickstoff** ist ein angemessener und effizienter Input sehr wichtig. Vor allem Nitrat fördert das Pflanzenwachstum, jedoch ist es in zu hohen Konzentrationen schädlich. Wesentliches Ziel ist es daher in ÖLB wie in KLB das Verlustpotential von N zu reduzieren. Leider ist kein direkter Anreiz der Reduzierung von N-Auswaschung und -Ausgasung für die Landwirte vorhanden, da sie durch einen hohen Einsatz von N nur die Vorteile spüren (hauptsächlich hohe Erträge), nicht aber die langfristigen Schäden für die Umwelt. Flächenbezogen emittiert der ÖLB weniger Stickstoffverbindungen, da ein geringer Input von N pro Fläche stattfindet (keine Mineraldünger, betriebsinterne Kreislaufwirtschaft, Leguminosenanbau). Vor allem beim Stickstoffhaushalt (Nitrat auswaschung und Ausgasung von N_2O und NH_4) lassen sich unterschiedliche relative Ergebnisse erkennen: Der ÖLB schneidet pro Fläche besser und pro Produkt schlechter ab als der KLB. Die Flächenbezogenen N-Salden des KLB überschreiten jedoch sogar häufig die zulässigen Werte der DüV. Auf der anderen Seite verzeichnen einige Marktfruchtbetriebe des ÖLB Defizite in der N-Versorgung in Form von negativen N-Salden, welches ebenfalls als nicht nachhaltig zu bewerten ist. Neben dem Bewirtschaftungssystem haben Bodentyp und die atmosphärische Deposition Einfluss auf den N-Haushalt bzw. auf die N-Emissionen.

Ein hoher **Humusgehalt**, als Indikator für den Grad der Bodenqualität, spielt besonders im ÖLB eine bedeutende Rolle, da dieser die Nährstoffnachlieferung wesentlich bestimmt. In ökologisch bewirtschafteten Böden sind demnach höhere OBS Gehalte ermittelt worden (TUOMISTO et al. 2012; FLIEßBACH et al. 2007). Hohe Humusgehalte fördern im ÖLB häufig hohe Erträge. Eine Ausnahme stellen jedoch negative Standortbedingungen dar, die zwar die Humusanreicherung fördern, jedoch das Wachstum der Feldfrüchte hemmen. Als Ergänzung zu den Nährstoffen aus dem Humus, fördert die Wirtschaftsdüngung gemischter Betriebe, die Gründüngung sowie der Anbau von Leguminosen die Qualität des Bodens. Der KLB hat ebenfalls das Potential hohe Humusgehalte zu erreichen, ist jedoch aufgrund der Mineraldüngung weniger auf sie angewiesen. Kritik am ÖLB hinsichtlich der Bodenpflege geht auf eine ermittelte geringere Nutzeneffizienz von LEIFELD (2012) zurück, weswegen dem ÖLB „Nutrient Mining“ vorgeworfen wird. Stabilisiertes organisches Material sei keine typische Eigenschaft des ÖLB, sondern auch im KLB gleichermaßen vorhanden. Diese Kritik bezieht sich somit auch auf die Nachhaltigkeit des ÖLB, denn wenn ein Bewirtschaftungssystem seine Nährstoffquellen

ineffizient nutzt und sie reduziert anstatt zu erhalten, ist dies nicht als nachhaltig zu bezeichnen. Diese Kritik zeigt, dass der ÖLB auch in Umweltbelangen nicht immer dem KLB überlegen ist, sondern aufgrund seiner relativ geringeren Erträge seine Effizienz rechtfertigen und fördern muss, beispielsweise in dem er verstärkt darauf achtet die OBS zu stabilisieren und zu vergrößern.

Außerdem bindet Humus Kohlenstoff im Boden, welches der THG-Bilanz der Landwirtschaft und dem Klimawandel zu Gute kommen kann. Die Literaturanalyse ergibt eindeutig, dass Böden des ÖLB mehr Kohlenstoff speichern als im KLB. Kritik besteht insbesondere dahingehend, dass der KLB weniger Bodenbearbeitung betreiben muss, welches die C-Sequestrierung fördert (GOH 2004).

Wesentliche Einflussgrößen für das **THG-Potential** von landwirtschaftlichen Betrieben sind die Emissionen von N_2O , CO_2 , und CH_4 sowie die Bindung von C durch den Aufbau von Humus. Die Literaturanalyse zeigt einen geringeren Ausstoß von THG (in CO_2 -Äquivalenten) pro Fläche im ÖLB. Diesbezüglich kann auf einen direkten Zusammenhang zwischen Energie-Input und THG-Emissionen geschlossen werden (SCHMID et al. 2013; KÜSTERMANN UND HÜLSBERGEN 2008; HIRSCHFELD et al. 2008) sowie auf eine höhere C-Sequestrierung durch höhere Humusgehalte. Auch pro Produkteinheit schneidet hier der ÖLB besser ab (HIRSCHFELD et al. 2008; SCHMID et al. 2013). Innerhalb des KLB emittieren Gemischtbetriebe weniger, da weniger Mineraldünger eingesetzt wird als bei Marktfruchtbetrieben. Insgesamt wird in der Literaturanalyse jedoch auch klar, dass auch innerhalb der Bewirtschaftungssysteme Unterschiede bestehen, wodurch eine einzelbetriebliche Bewertung angebracht ist (SCHMID et al. 2013), wenn es beispielsweise darum geht Strategien zur Verbesserung zu entwickeln. Sind die THG-Emissionen eines Betriebes beispielsweise gering und ist die C-Sequestrierung hoch, kann ein Betrieb sogar CO_2 -neutral wirtschaften.

Bezüglich der **Wirtschaftlichkeit** kann keine konkrete Schlussfolgerung des Vergleichs von KLB und ÖLB auf Betriebsebene gezogen werden. Laut der Bewertungskriterien für Nachhaltigkeit basiert die ökonomische Bewertung auf der Rentabilität, Stabilität und der Liquidität von Betrieben, wozu jedoch keine entsprechenden Studien auffindbar waren. Es hätte außerdem beispielsweise verglichen werden können, wie hoch das durchschnittliche Einkommen in KLB und ÖLB ist oder wie viele Betriebe der unterschiedlichen Branchen insolvent gehen, wobei auch diese Aussagen kein eindeutiges Ergebnis hätten liefern können, da die beiden Branchen beispielsweise auch in unterschiedlicher Form subventioniert werden.

Darüber hinaus lassen sich jedoch interessante Aspekte auf volkswirtschaftlicher Ebene schlussfolgern. Dadurch, dass der ÖLB insgesamt als umweltverträglicher angesehen werden kann, da er mehr Ökosystemdienstleistungen und Öffentliche Güter bereitstellt sowie negative externe Effekte vermeidet, leidet er indirekt auch mehr unter den klassischen Marktmechanismen. Öffentliche Güter und externe Kosten werden nämlich nicht am Markt gehandelt und treten somit in der volkswirtschaftlichen und betriebswirtschaftlichen Rechnung nicht auf.

Umweltschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft bzw. positive Effekte einer extensiven Bewirtschaftung werden folglich von der Wirtschaft nicht gewürdigt und nehmen ab, – sowohl im KLB als auch im ÖLB – wenn diese mit Opportunitätskosten verbunden sind. Daher wäre es im Sinne der Nachhaltigkeit sinnvoll bestimmte Maßnahmen, die die Natur schützen auch zu entlohnen. Dazu ist eine monetäre Erfassung der z. B. entstehenden Ökosystemdienstleistungen von Nöten, um die Leistungen auf Kosten- und Nutzenebene vergleichbar zu machen. Des Weiteren ist festzuhalten, dass die dominante Technologie (hier der KLB) nicht unbedingt die effizienteste darstellen muss, welches durch das Prinzip der Pfadabhängigkeit beschrieben wird. Demnach ist die Wettbewerbsfähigkeit eines Bewirtschaftungssystems auch durch die geschichtliche Entwicklung einer Technologie (oder eines Bewirtschaftungssystems) geprägt.

In der betrieblichen Bewertung von **sozialer Nachhaltigkeit** besteht noch erheblicher Entwicklungsbedarf, da die Definition von Indikatoren besonders hinsichtlich objektiver Kriterien schwer ist. Grund dafür ist, dass jeder Mensch andere Empfindungen gegenüber bestimmten Arbeitsbedingungen hat und sich mit unterschiedlichen Dingen zufrieden gibt. Beispielsweise ist es wichtig für die soziale Sicherheit, dass der Beruf gesellschaftlich anerkannt wird und keine Diskriminierung stattfindet oder dass der Arbeitnehmer bzw. der Landwirt die Arbeitssituation und Belastung als angenehm wahrnimmt – diese Einschätzungen sind sehr subjektiv und kaum objektiv zu bewerten. Auf gesellschaftlicher Ebene der sozialen Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft spielt vor allem die Multifunktionalität der Landwirtschaft eine Rolle. Sie stellt Ökosystemdienstleistungen für die Menschen bereit. Außerdem gibt es Formen der Landwirtschaft, die den sozialen Aspekt sehr stark integriert haben, wie die genannten Beispiele der CSA und der Sozialen Landwirtschaft gezeigt haben. Es ist festzustellen, dass in diesen sozialen Formen der Landwirtschaft ausschließlich der ÖLB wiederzufinden ist. Zu einer sozial verträglichen Landwirtschaft gehört in jedem Falle auch eine angemessene Entlohnung, da ein geringes Einkommen auch zu sozialen Unsicherheiten führen kann. Eine Möglichkeit dies flächendeckend zu gewährleisten, sind Sozialstandards für die gesamte Handelskette (bspw. wie Fairtrade). Probleme bringen jedoch vor allem die Kosten für die Kontrolle mit sich.

Bezüglich der **Flächenproduktivität** resultieren drei der vier untersuchten vergleichenden Studien eine höhere Flächenproduktivität im KLB. Neben den Unterschieden zwischen den Bewirtschaftungssystemen, zeigen sich weitere kontextuelle Unterschiede in der Produktivität, die auch innerhalb der Systeme zu beobachten sind. Dazu zählen beispielsweise die Betriebsform (Marktfrucht- oder Gemischtbetrieb), die angebauten Feldfrüchte (Leguminose oder Nicht-Leguminose, einjährig oder mehrjährig) und die Herkunft der Daten (zum einen aufgrund von Standortfaktoren und zum anderen aufgrund der Herkunft aus dem Globalen Norden oder Globalen

Süden). Letzteres, also der Unterschied zwischen EL und IL, ist vor allem in der Studie von BADGLEY et al. (2007) im Vergleich zu den anderen Studien zu erkennen. Generell muss bei Vergleichen der Produktivität von ÖLB und KLB angemerkt werden, dass der direkte Vergleich durch die unterschiedlichen Anbaumethoden teilweise erschwert ist, da sich die Fruchtfolgen voneinander unterscheiden und zu verschiedenen Zeiten angebaut wird. Um die Erträge im ÖLB zu erhöhen, müssen Praktiken zum Pflanzenschutz und zur Bodenfruchtbarkeit weiter verbessert werden. Dies erfordert mehr Forschung und damit einhergehend die Identifizierung von Schwächen und Potentialen um gezielte Lösungsstrategien zu entwickeln. Der KLB erzielt weitaus höhere Erträge als der ÖLB, er genoss jedoch auch in den letzten 50 Jahren besondere Aufmerksamkeit in der Forschung und Entwicklung. Diesbezüglich kann davon ausgegangen werden, dass auch neue Potentiale und Entwicklungen im ÖLB möglich sind.

Die Literaturrecherche bot zu den verschiedenen Themengebieten unterschiedliche Grundlagen. So gab es vor allem zu den ökologisch-naturwissenschaftlichen Aspekten eine große Fülle an vergleichender Literatur auf Betriebsebene, während vergleichende Literatur zu den Themen Wirtschaftlichkeit und Gesellschaft kaum zu finden waren. Die Daten sind außerdem nicht global repräsentativ, da die Studien vor allem Ergebnisse aus Europa, größtenteils aus Deutschland, und aus der temperierten Klimazone stammen. Würde man bei gleicher Thematik ausschließlich Ergebnisse aus Ländern des Globalen Südens heranziehen, würden die Ergebnisse sehr wahrscheinlich anders ausfallen, da sich die gute fachliche Praxis des KLB sowie des ÖLB und die Anbaubedingungen sowie Strukturen von denen des Globalen Nordens unterscheiden.

Insgesamt und auf Basis der vorliegenden Literaturanalyse ist festzuhalten, dass der ÖLB das umweltfreundlichere System hinsichtlich der gewählten Indikatoren darstellt. Der KLB zeigt lediglich in Bezug auf die Flächenproduktivität und in einigen produktbezogenen Vergleichen bessere Ergebnisse im Vergleich zum ÖLB. Dieses Ergebnis ist allerdings nicht repräsentativ, da nicht alle Indikatoren der Umweltverträglichkeit untersucht wurden und auf wirtschaftlicher und sozialer Ebene kein Vergleich von Betrieben stattfinden konnte. Daher wäre eine vollständige Bewertung aller Indikatoren von Nöten, die räumlich beschränkt ist.

Die Ergebnisse der Arbeit zeigen auch, dass allgemein hohe Potenziale in der Landwirtschaft stecken, die durch die richtige Umsetzung von ausgewählten Maßnahmen eine klimafreundlichere und nachhaltigere Landwirtschaft ermöglichen. Es ist vor allem wichtig neue Kooperationsmodelle zwischen Erzeugern zu schaffen und Kreisläufe inner- und überbetrieblich zu schließen. Letzteres würde durch eine steigende Kopplung von Viehhaltung und Ackerbau möglich sein und einige Vorteile mit sich bringen – dies gilt für den KLB gleichermaßen wie für den ÖLB. Beispielsweise würde in Betrieben des KLB weniger Stickstoff aus Mineraldünger verwendet und damit mehr CO₂

eingespart werden. Des Weiteren würde der regionalen Konzentration der tierischen Produktion entgegengewirkt werden, und somit auch der lokalen Konzentration von Überschüssen an Wirtschaftsdüngern auf den Feldern.

Das Ergebnis spiegelt außerdem gut die Herausforderungen wieder, die im Rahmen der Einleitung bereits genannt wurden: Das Spannungsfeld zwischen steigendem Nahrungsmittelbedarf und steigender Umweltverträglichkeit bzw. Verringerung der Umweltschäden in der Produktion von Nahrungsmitteln. Im Sinne der starken Nachhaltigkeit ist eine intakte Umwelt jedoch fundamental und es wird eine landwirtschaftliche Produktion nur an Standorten geben können, die hierfür ökologisch geeignet sind. Ohne eine intakte Umwelt kann somit keine langfristig nachhaltige Landwirtschaft stattfinden, sondern nur eine Landwirtschaft die auf hohen Inputs von Energie, Pestiziden und Düngemitteln beruht und somit die Landwirtschaft in eine Abhängigkeit treibt und anfällig für Störfälle wird.

Für die Zukunft ist es daher wichtig, dass jedes Bewirtschaftungssystem, aber auch jeder Betrieb individuell zum Ziel hat nachhaltig zu wirtschaften und dies versucht aktiv umzusetzen. Auch die Forschung und Entwicklung von ÖLB und KLB sollte individuell genannte Schwächen ausgleichen und Potentiale stärken. Die Verantwortung einer ausreichenden Versorgung von Nahrungsmitteln liegt jedoch nicht allein in der Landwirtschaft, sondern auch bei jedem einzelnen Konsumenten. Denn durch ineffizienten Konsum – Stichwort Wegwerfgesellschaft oder steigender Fleischkonsum – kann bei einer steigenden Weltbevölkerung auch die effizienteste Landwirtschaft nicht ankommen. Wir alle müssen lernen mit und nicht gegen die Natur zu leben, zu arbeiten und zu wirtschaften – vor allem bei Produktion von Nahrungsmitteln, da es uns wie die Natur eine Lebensgrundlage bietet.

Zusammenfassung

Die vorliegende Bachelorarbeit vergleicht in einer Literaturanalyse den ökologischen Landbau (ÖLB) relativ zum konventionellen Landbau (KLB) hinsichtlich Flächenproduktivität und Nachhaltigkeit mit Fokus auf der ökologischen Säule der Nachhaltigkeit. Hintergrund bietet die globale Herausforderung gleichzeitig die Flächenproduktivität in der Landwirtschaft zu erhöhen und die Umwelt dabei weniger zu belasten, um die wachsende Bevölkerung in Zukunft ausreichend mit Nahrungsmitteln versorgen zu können. Ziel und Motivation der Arbeit ist es daher die beiden genannten Bewirtschaftungssysteme gegenüberzustellen und dahingehend zu analysieren, welche Bedeutung die drei Aspekte der Nachhaltigkeit – Umwelt, Wirtschaft und Gesellschaft – haben, um diese Herausforderung zukünftig bewältigen zu können. Hierfür werden konträre Studienergebnisse und Meinungen hinsichtlich ÖLB und KLB widerspiegelt.

Im Grundlagenteil wird der Begriff der Nachhaltigkeit erläutert und in den genannten Kontext eingebettet. Außerdem werden externe Effekte der Landwirtschaft dargestellt und verschiedene Formen der Bilanzierung vorgestellt. Die vergleichende Analyse, die auf aktueller Literatur der letzten 15 Jahre basiert, beinhaltet Vergleiche der Flächenproduktivität, der Umweltverträglichkeit, welche in Humus, Stickstoff und THG-Potential untergliedert ist, der Wirtschaftlichkeit und der gesellschaftlichen Leistung der Bewirtschaftungssysteme. Während ÖLB und KLB bei Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit auf Betriebsebene verglichen werden, werden Wirtschaftlichkeit und Gesellschaft aufgrund fehlender Literatur auf überbetrieblicher, volkswirtschaftlicher Ebene verglichen.

Obwohl der ÖLB in seinen Grundzügen versucht ganzheitlich und in Kreisläufen zu wirtschaften sowie umwelt- und sozialfreundlich zu sein, ist nicht automatisch jeder Betrieb im ÖLB nachhaltig. Es kommt auf den individuellen Betrieb an und wie der Landwirt die Nachhaltigkeitsaspekte berücksichtigt und praktisch umsetzt. Drei Bewertungssysteme bieten dafür in Deutschland die Möglichkeit zur Bewertung von Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe – RISE, KSNL und DLG-NHZ. Bezüglich der Umwelteinflüsse der Landwirtschaft lässt bereits der Grundlagenteil schließen, dass der ÖLB vor allem pro Flächeneinheit umweltfreundlicher wirtschaftet als der KLB. Grund hierfür ist vor allem die Tatsache, dass der ÖLB keine chemisch-synthetischen Pestizide und keinen leicht löslichen Mineraldünger verwendet sowie viel Wert auf ausgewogene Fruchtfolgen legt. Beim Stickstoffhaushalt schneidet der ÖLB pro Fläche besser ab als der KLB, pro Produkteinheit ist der KLB jedoch aufgrund höherer Erträge besser. Höhere Humusgehalte sind dem ÖLB zuzuschreiben. Grund hierfür ist, dass der ÖLB in höherem Maße auf die Nährstoffnachlieferung aus dem Humus angewiesen ist als der KLB, der seinen Nährstoffhaushalt mit Mineraldüngern regulieren kann.

Aufgrund der höheren Humusgehalte im ÖLB ist dort auch die C-Sequestrierung höher als im KLB. Bezüglich der THG-Emissionen (N_2O , CO_2 , und CH_4) schneidet der ÖLB pro Fläche und pro Produkt relativ zum KLB besser ab, da er geringere Energie-Inputs (inklusive vorgelagerter Prozesse) vorweist und mehr Kohlenstoff im Boden speichert. Dennoch ist eine einzelbetriebliche Bewertung angebracht, da auch innerhalb der Bewirtschaftungssysteme wesentliche Unterschiede bestehen. Insgesamt ist die Flächenproduktivität im KLB höher, wobei weitere kontextuelle Unterschiede in der Produktivität zu beobachten sind, wie beispielsweise die Herkunft der Daten aufgrund von Standortfaktoren oder auch die Herkunft aus dem Globalen Süden oder Norden, da die gute fachliche Praxis des KLB dort sehr variieren kann. Bezüglich der Wirtschaftlichkeit auf volkswirtschaftlicher Ebene ist zu sagen, dass der ÖLB mehr Ökosystemdienstleistungen und Öffentliche Güter bereitstellt sowie negative externe Effekte vermeidet, wofür es jedoch keine Entlohnung gibt, da diese Güter nicht am Markt gehandelt werden. Eine Bewertung der sozialen Nachhaltigkeit auf Betriebsebene ist aufgrund objektiver Bewertungsindikatoren schwierig. Auf gesellschaftlicher Ebene der sozialen Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft spielt vor allem die Multifunktionalität der Landwirtschaft eine Rolle. Außerdem gibt es im ÖLB Betriebe, deren zentrales Geschäft sozial ausgerichtet ist, indem beispielsweise solidarisch in einer lokalen Gemeinschaft gewirtschaftet wird oder Menschen mit Behinderung auf dem Betrieb leben und mitarbeiten.

Die Ergebnisse lassen somit Unterschiede zwischen, aber auch innerhalb der Bewirtschaftungssysteme erkennen, was betont, dass die Betriebe individuell danach streben sollten nachhaltig zu wirtschaften. Beide Bewirtschaftungssysteme bedürfen weiterer Forschung und Entwicklung in Richtung einer nachhaltigen Landwirtschaft, wobei der ÖLB aufgrund seiner höheren Umweltverträglichkeit im Sinne einer starken Nachhaltigkeit das bessere Potential hierfür mitbringt.

Literaturverzeichnis

- ALLEN, Patricia; VAN DUSEN, Debra; LUNDY, Jackelyn; GLIESSMAN, Stephen (1991): Expanding the Definition of Sustainable Agriculture. Issue Paper. University of California, Santa Cruz. Center for Agroecology and Sustainable Food Systems UC Santa Cruz, zuletzt geprüft am 14.07.2014.
- APPUHN, Astrid (2004): Die mikrobielle Besiedlung von Wurzeloberfläche und Rhizosphäre in ihrer Bedeutung für Stoffumsätze in Böden. Universität Kassel. Witzenhausen, zuletzt geprüft am 14.06.2014.
- BADGLEY, Catherine; MOGHTADER, Jeremy; QUINTERO, Eileen; ZAKEM, Emily; CHAPPELL, M. Jahi; AVILÉS-VÁZQUEZ, Katia et al. (2007): Organic agriculture and the global food supply. In: *RAF* 22 (02), S. 86–108. DOI: 10.1017/S1742170507001640.
- Berry P.M.; SYLVESTER-BRADLEY, R.; PHILIPPS, L.; HATCH, D. J.; CUTTLE, S. P.; RAYNS, F. W.; GOSLING, P. (2002): Is the productivity of organic farms restricted by the supply of available nitrogen? In: *Soil Use and Management* 18 (3), S. 248–255. DOI: 10.1079/SUM2002129.
- BMEL (2013): EU-Rechtsvorschriften für den ökologischen Landbau. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Online verfügbar unter http://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/_Texte/EG-Oeko-VerordnungFolgerecht.html, zuletzt aktualisiert am Dezember 2013, zuletzt geprüft am 07.06.2014.
- BMEL (2014): Ökologischer Landbau in Deutschland. Hg. v. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Online verfügbar unter http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/OekologischerLandbau/OekolandbauDeutschland.pdf?__blob=publicationFile, zuletzt geprüft am 07.06.2014.
- BMEL, Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hg.) (2013): Ökologischer Landbau nach Verordnung (EG) Nr. 834/2007 in Verbindung mit Verordnung (EG) Nr. 889/2008 in Deutschland im Jahr 2013. Online verfügbar unter http://www.bmel.de/DE/Landwirtschaft/Nachhaltige-Landnutzung/Oekolandbau/_Texte/Tabelle1OekolandbauInD.html;jsessionid=7364E14C81CDD99561A223F690C5D7C8.2_cid358, zuletzt aktualisiert am 28.07.2014, zuletzt geprüft am 28.07.2014.
- BMJV, Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz; juris GmbH (Hg.) (o. J.): Gesetze im Internet. Online verfügbar unter <http://www.gesetze-im-internet.de/>, zuletzt aktualisiert am 09.01.2014, zuletzt geprüft am 15.07.2014.
- bpb, Bundeszentrale für politische Bildung (2013): Duden Wirtschaft von A bis Z: Grundlagenwissen für Schule und Studium, Beruf und Alltag. Bibliographisches Institut. Online verfügbar unter <http://www.bpb.de/nachschlagen/lexika/lexikon-der-wirtschaft/18594/alternativkosten>.
- Carlowitz, Hans Carl von Carlowitz, Hans Carl von (2013): *Sylvicultura oeconomica* oder Haußwirthliche Nachricht und Naturmäßige Anweisung zur Wilden Baum-Zucht. München: oekom1713.
- CHRISTEN, O. CHRISTEN, Olaf (1999): Nachhaltige Landwirtschaft. Von der Ideengeschichte zur Praktischen Umsetzung. Heft 1, 80 S. Bonn: Institut für Landwirtschaft und Umwelt (ilu).

CIERPKA, T.; SCHIMPF, M. (2004): Soziale Gerechtigkeit im Ökolandbau. Ein neuer Verhaltenskodex auf internationaler Ebene – ein erster Streik in Deutschland. In: *Der Kritische Agrarbericht*, S. 110–114, zuletzt geprüft am 14.05.2014

CREWS, Timothy E.; PEOPLES, Mark B. (2005): Can the Synchrony of Nitrogen Supply and Crop Demand be Improved in Legume and Fertilizer-based Agroecosystems? A Review. In: *Nutr Cycl Agroecosyst* 72 (2), S. 101–120. DOI: 10.1007/s10705-004-6480-1.

Dienststelle Landwirtschaft und Wald (lawa) (Hg.) (o. J.): Stickstoffkreislauf. Kanton Luzern. Online verfügbar unter <http://www.lawa.lu.ch/index/landwirtschaft/stickstoffprojekt/stickstoffkreislauf.htm>, zuletzt aktualisiert am 06.05.2014, zuletzt geprüft am 29.07.2014.

DÖRING, Ralf (2004): Wie stark ist schwache, wie schwach starke Nachhaltigkeit? Working Paper. Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald. Rechts- und Staatswissenschaftliche Fakultät, zuletzt geprüft am 14.07.2014.

Düngeverordnung (DüV) (2012): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen, vom 27.02.2007 I 221. Online verfügbar unter http://www.gesetze-im-internet.de/d_v/BJNR002000006.html, zuletzt geprüft am 01.07.2014.

Europäische Kommission: Logo der Europäischen Kommission Landwirtschaft und ländliche Entwicklung Biologische Landwirtschaft. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/agriculture/organic/downloads/logo/index_de.htm, zuletzt geprüft am 14.07.2014.

Europäische Kommission (2001): Ein Konzept für Indikatoren der wirtschaftlichen und sozialen Dimensionen einer nachhaltigen Landwirtschaft und Entwicklung des ländlichen Raums. In: *Europäische Kommission, Generaldirektion Landwirtschaft*, zuletzt geprüft am 09.07.2014

FLIEßBACH, Andreas; OBERHOLZER, Hans-Rudolf; GUNST, Lucie; MÄDER, Paul (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. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.022.

FNL (Hg.) (2014): Agrar-Lexikon. "Getreideeinheit (GE)"., Fördergemeinschaft für Nachhaltige Landwirtschaft e. V. (FNL). Online verfügbar unter <http://www.agrilexikon.de/index.php?id=getreideeinheitge>, zuletzt geprüft am 13.06.2014.

FORSTER, P. V.; RAMASWAMY, P.; ARTAXO, T.; BERNTSEN, R.; BETTS, D. W.; FAHEY, J. et al. (2007): Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.) (Hg.): *Climate Change 2007. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment*. United Kingdom and New York, NY, USA.: Cambridge University Press.

GATTINGER, A.; SKINNER, C.; MÜLLER, A.; FLIEßBACH, A.; HÄNI, M. (2013): Kohlenstoffspeicherung und Treibhausgasflüsse in Böden unter biologischer und konventioneller Bewirtschaftung. Ergebnisse aus zwei globalen Metaanalysen. In: Daniel Neuhoff, C. Stumm, S. Ziegler, G. Rahmann, U. Hamm und Ulrich Köpke (Hg.): *Ideal und Wirklichkeit: Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*, Bonn, 5. - 8. März 2013. Berlin: Köster, S. 2–5.

- GOH, Kuan M. (2011): Greater Mitigation of Climate Change by Organic than Conventional Agriculture: A Review. In: *Biological Agriculture & Horticulture* 27 (2), S. 205–229. DOI: 10.1080/01448765.2011.9756648.
- GOH, Kuan Meng (2004): Carbon sequestration and stabilization in soils: Implications for soil productivity and climate change. In: *Soil Science and Plant Nutrition* 50 (4), S. 467–476. DOI: 10.1080/00380768.2004.10408502.
- GROBER, Ulrich (2013): Von Freiberg nach Rio - Carlowitz und die Bildung des Begriffs >Nachhaltigkeit<. In: Die Erfindung der Nachhaltigkeit. Leben, Werk und Wirkung des Hans Carl von Carlowitz. München: oekom, S. 13–30.
- HAUFF, V. (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven [Federal Republic of Germany]: Eggenkamp Verlag.
- HIRSCHFELD, J.; WEIß, J.; PREIDL, M.; KORBUN, T. HIRSCHFELD, Jesko; WEIß, Julia; PREIDL, Marcin; KORBUN, Thomas (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Berlin: IÖW (Schriftenreihe des IÖW, 186).
- HOLM-MÜLLER, K.; BUDDE, J. (2010): Bereitstellung öffentlicher Güter durch die Landwirtschaft. - Grundlagen und Perspektiven -. In: *LandInForm Spezial 01; Deutsche Vernetzungsstelle Ländliche Räume*, S. 6–10, zuletzt geprüft am 28.05.2014 HOLM-MÜLLER, K.; BUDDE, J. HOLM-MÜLLER, K.; BUDDE, J.5.
- Hülsbergen, Kurt-Jürgen; Rahmann, Gerold (Hg.) (2013): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme. Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut (Thünen Report, 8).
- KELM, M.; LOGES, R.; TAUBE, F. (2007): N-Bilanzen ökologischer und konventioneller Praxisbetriebe in Norddeutschland – Ergebnisse aus dem Projekt COMPASS. In: S. Zikeli, W. Claupein, S. Dabbert, B. Kaufmann und Müller, T. und Valle Zárate, A. (Hg.): Zwischen Tradition und Globalisierung. - Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. - Band 1 und 2. 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Berlin: Verlag Dr. Köster, zuletzt geprüft am 17.12.2013.
- KÜSTERMANN, B.; HÜLSBERGEN, K.-J. KÜSTERMANN, B.; HÜLSBERGEN, K.-J. (2008): Emission of Climate-Relevant Gases in Organic and Conventional Cropping Systems. Poster at: Cultivating the Future Based on Science: 2nd Conference of the International Society of Organic Agriculture Research ISOFAR: Modena, Italy, June 18-20, 2008.
- LATACZ-LOHMANN, U.; RECKE, G.; WOLFF, H. (2001): Die Wettbewerbsfähigkeit des ökologischen Landbaus: Eine Analyse mit dem Konzept der Pfadabhängigkeit. In: *Agrarwirtschaft* (7), S. 433–438. Online verfügbar unter http://www.gjae-online.de/news/pdfstamps/freeoutputs/GJAE-182_2001.pdf, zuletzt geprüft am 26.10.2013 LATACZ-LOHMANN, U.; RECKE, G.; WOLFF, H. LATACZ-LOHMANN, U.; RECKE, G.; WOLFF, H., Nr. 76.
- LEIFELD, Jens (2012): How sustainable is organic farming? In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 150, S. 121–122. DOI: 10.1016/j.agee.2012.01.020.
- LEIFELD, Jens; FUHRER, Jürg (2010): Organic Farming and Soil Carbon Sequestration: What Do We Really Know About the Benefits? In: *AMBIO* 39 (8), S. 585–599. DOI: 10.1007/s13280-010-0082-8.
- LOTTER, D. W.; Seidel; R.; LIEBHARDT, W. LOTTER, D. W.; Seidel; R.; LIEBHARDT, W. (2003): The performance of organic and conventional cropping systems in an extreme climate year (Volume 18, Number 2).

- NEUNTEUFEL, M. G. (2000): Nachhaltige Landwirtschaft - von der Theorie zur Praxis. In: Marlies Härdtlein, Ing Martin Kaltschmitt, Iris Lewandowski und Holger N. Wurl (Hg.): Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft. Landwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökologie, Ökonomie und Sozialwissenschaften. Berlin: E. Schmidt (Initiativen zum Umweltschutz, 15), S. 301–321.
- NIGGLI, U.; FLIEßBACH, A. (2009): Gut fürs Klima? Ökologische und konventionelle Landwirtschaft im Vergleich. In: *Der kritische Agrarbericht*, zuletzt geprüft am 28.01.2014 NIGGLI, U.; FLIEßBACH, A. NIGGLI, U.; FLIEßBACH, A. 7.
- NIGGLI, U.; SCHMID, O.; STOLZE, M.; SANDERS, J.; SCHADER, C.; FLIEßBACH, A. et al. (2009): Gesellschaftliche Leistungen der biologischen Landwirtschaft. In: *Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL, 5070 Frick, Schweiz*, zuletzt geprüft am 03.03.2014 NIGGLI, U.; SCHMID, O.; STOLZE, M.; SANDERS, J.; SCHADER, C.; FLIEßBACH, A. et al. NIGGLI, U.; SCHMID, O.; STOLZE, M.; SANDERS, J.; SCHADER, C.; FLIEßBACH, A.; MÄDER, P.; KLOCKE, P.; WYSS, G.; BALMER, O.; Pfiffner, L. und Wyss, E35.
- OECD, Organisation for Economic Co-Operation and Development (2001): Multifunctionality – Towards an Analytical Framework. In: *Agriculture and Food*, zuletzt geprüft am 09.07.2014 OECD, Organisation for Economic Co-Operation and Development OECD, Organisation for Economic Co-Operation and Development 157.
- OEHL, F.; OBERSON, A.; TAGMANN, H. U.; BESSON, J. M.; DUBOIS, D.; MÄDER, P. et al. (2002): Phosphorus budget and phosphorus availability in soils under organic and conventional farming. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 62 (1), S. 25–35. DOI: 10.1023/A:1015195023724.
- PÉREZ-SOBA, M.; ELBERSEN, B.; KEMPEN, M.; BRAAT, L.; STARISTKY, I.; VAN WIJNGAART, R. et al. PÉREZ-SOBA, M.; ELBERSEN, B.; KEMPEN, M.; BRAAT, L.; STARISTKY, I.; VAN WIJNGAART, R.; KAPHENGST, T.; ANDERSEN, E.; GERMER, L.; Smith, L., der (2012): Study on the role of agriculture as provisioning ecosystem service. Interim report to the Institute for Environment and Sustainability (JRC/IES). Alterra Wageningen UR, Ecologic Institute, University of Copenhagen and EuroCARE.
- Pflanzenforschung.de (Hg.) (2014): Glossar (Stichwort: Genexpression). Unter Mitarbeit von Redaktionsleitung: Dr. Jens Freitag. Online verfügbar unter <http://www.pflanzenforschung.de/de/themen/glossar/a/>, zuletzt geprüft am 31.07.2014.
- PONTI, Tomek de; RIJK, Bert; VAN ITTERSUM, Martin K. (2012): The crop yield gap between organic and conventional agriculture. In: *Agricultural Systems* 108, S. 1–9. DOI: 10.1016/j.agsy.2011.12.004.
- PRETTY, J. (2008): Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. In: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 363 (1491), S. 447–465. DOI: 10.1098/rstb.2007.2163.
- QIN, Yanmei; LIU, Shuwei; GUO, Yanqin; LIU, Qiaohui; ZOU, Jianwen (2010): Methane and nitrous oxide emissions from organic and conventional rice cropping systems in Southeast China. In: *Biol Fertil Soils* 46 (8), S. 825–834. DOI: 10.1007/s00374-010-0493-5.
- ROBERTSON, G. Philip; VITOUSEK, Peter M. (2009): Nitrogen in Agriculture: Balancing the Cost of an Essential Resource. In: *Annu. Rev. Environ. Resour.* 34 (1), S. 97–125. DOI: 10.1146/annurev.enviro.032108.105046.
- SANDHU, Harpinder S.; WRATTEN, Stephen D.; CULLEN, Ross (2010): Organic agriculture and ecosystem services. In: *Environmental Science & Policy* 13 (1), S. 1–7. DOI: 10.1016/j.envsci.2009.11.002.

- SCHADER, C.; PETRASEK, R.; LINDENTHAL, T.; WEISSHAIDINGER, R.; MÜLLER, A.; MÜLLER, W. et al. (2013): Volkswirtschaftlicher Nutzen der Bio-Landwirtschaft für Österreich. Beitrag der biologischen Landwirtschaft zur Reduktion der externen Kosten der Landwirtschaft Österreichs. In: *Forschungsinstitut für biologischen Landbau FiBL*, zuletzt geprüft am 29.05.2014SCHADER, C.; PETRASEK, R.; LINDENTHAL, T.; WEISSHAIDINGER, R.; MÜLLER, A.; MÜLLER, W. et al.SCHADER, C.; PETRASEK, R.; LINDENTHAL, T.; WEISSHAIDINGER, R.; MÜLLER, A.; MÜLLER, W.; NIGGLI, U.; STOLZE, M.58.
- SCHMID, H.; BRAUN, M.; HÜLSBERGEN, Kurt-Jürgen (2013): Treibhausgasbilanzen und ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion. Ergebnisse aus dem Netzwerk der Pilotbetriebe. In: Kurt-Jürgen Hülsbergen und Gerold Rahmann (Hg.): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme. Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut (Thünen Report, 8), S. 259–293.
- SCHMIDT, H.; Schüler C.; JÖRGENSEN, R. G. (2007): Organische Substanz in ökologisch bewirtschafteten Böden, Quantität, Qualität und ihr Einfluss auf Getreideerträge. In: S. Zikeli, W. Claupein, S. Dabbert, B. Kaufmann und Müller, T. und Valle Zárate, A. (Hg.): Zwischen Tradition und Globalisierung. - Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. - Band 1 und 2. 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Berlin: Verlag Dr. Köster. Online verfügbar unter <http://orgprints.org/9581/>.
- SEUFERT, Verena; RAMANKUTTY, Navin; FOLEY, Jonathan A. (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. In: *Nature* (485), S. 229–232. DOI: 10.1038/nature11069.
- SKINNER, Colin; GATTINGER, Andreas; MULLER, Adrian; MÄDER, Paul; FLIEBBACH, Andreas; STOLZE, Matthias et al. (2014): Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management — A global meta-analysis. In: *Science of The Total Environment* 468-469, S. 553–563. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.098.
- SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; et al.SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; et al. (2007): Agriculture in ClimateChange 2007:Mitigation Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Paris. IPCC.
- Springer Gabler Verlag (Hg.) (o. J.): Stichwort: Netzwerkeffekte. Gabler Wirtschaftslexikon. Online verfügbar unter <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/17568/netzwerkeffekte-v8.html>.
- STOLZE, M.; PIORR, A.; HÄRING, A.; DABBERT, S.STOLZE, M.; PIORR, A.; HÄRING, A.; DABBERT, S. (2000): The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe. Stuttgart (Hohenheim) (Organic Farming in Europe: Economics and Policy, 6). Universität Hohenheim.
- TEASDALE, J. R.; COFFMAN, C. B.; MANGUM, R. W. (2007): Potential Long-Term Benefits of No-Tillage and Organic Cropping Systems for Grain Production and Soil Improvement - download.xhtml. In: *Agronomy Journal* (99), S. 1297–1305, zuletzt geprüft am 17.06.2014TEASDALE, J. R.; COFFMAN, C. B.; MANGUM, R. W.TEASDALE, J. R.; COFFMAN, C. B.; MANGUM, R. W., Nr. 99.
- TEEB (2008): An Interim Report. European CommunitiesTEEBTEEB.
- TEEBTEEB (2010): The Economics of Ecosystem and Biodiversity: Ecological and economic foundations. London und Washington. Earthscan.
- TUOMISTO, H. L.; HODGE, I. D.; RIORDAN, P.; MACDONALD, D. W. (2012): Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. In: *Journal of Environmental Management* 112, S. 309–320. DOI: 10.1016/j.jenvman.2012.08.018.

UBA, Umweltbundesamt (Hg.) (2013): Lachgas und Methan. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/lachgas-methan>.

UBA, Umweltbundesamt (Hg.) (2014): Treibhausgas-Emissionen in Deutschland. Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/daten/klimawandel/treibhausgas-emissionen-in-deutschland>, zuletzt aktualisiert am 16.07.2014, zuletzt geprüft am 16.07.2014.

VAN DIEPENINGEN, A.; de Vos, O. J.; KORTHALS, G. W.; VAN BRUGGEN, A.H.C. (2006): Effects of organic versus conventional management on chemical and biological parameters in agricultural soils. In: *Applied Soil Ecology* 31 (1-2), S. 120–135. DOI: 10.1016/j.apsoil.2005.03.003.

VAN ELSSEN, T.; JAENICHEN, A.; KALLISCH, M.; LIMBRUNNER, A. (2011): Perspektiven Sozialer Landwirtschaft auf Biobetrieben in Deutschland. In: Leithold, G., Becker, K., Brock, C., Fischinger, S. Spiegel, A.-K., Wilbois, K.-P., Willigen, U. (Hg.): Es geht ums Ganze: Forschen im Dialog von Wissenschaft und Praxis. Tagungsband der 11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Gießen, 15.-18. März 2011. 2 Bände. Berlin: Dr. Köster, S. 344–347.

VAN ELSSEN, T.; KRAIB, K. (o. J.): Solidarische Landwirtschaft. Community Supported Agriculture (CSA) in Deutschland, zuletzt geprüft am 06.07.2014

VAN ELSSEN, T.; KRAIB, K. VAN ELSSEN, T.; KRAIB, K.6.
VDLUFA (2004): Humusbilanzierung. Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. Hg. v. Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA). Bonn, zuletzt geprüft am 14.06.2014.

ZAPF, R. ZAPF, Rita (2009): Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Eine vergleichende Beurteilung von Betriebsbewertungssystemen. Darmstadt: KTBL (KTBL-Schrift, 473).

Anhang

Anhang 1: Bewertung von Humussalden

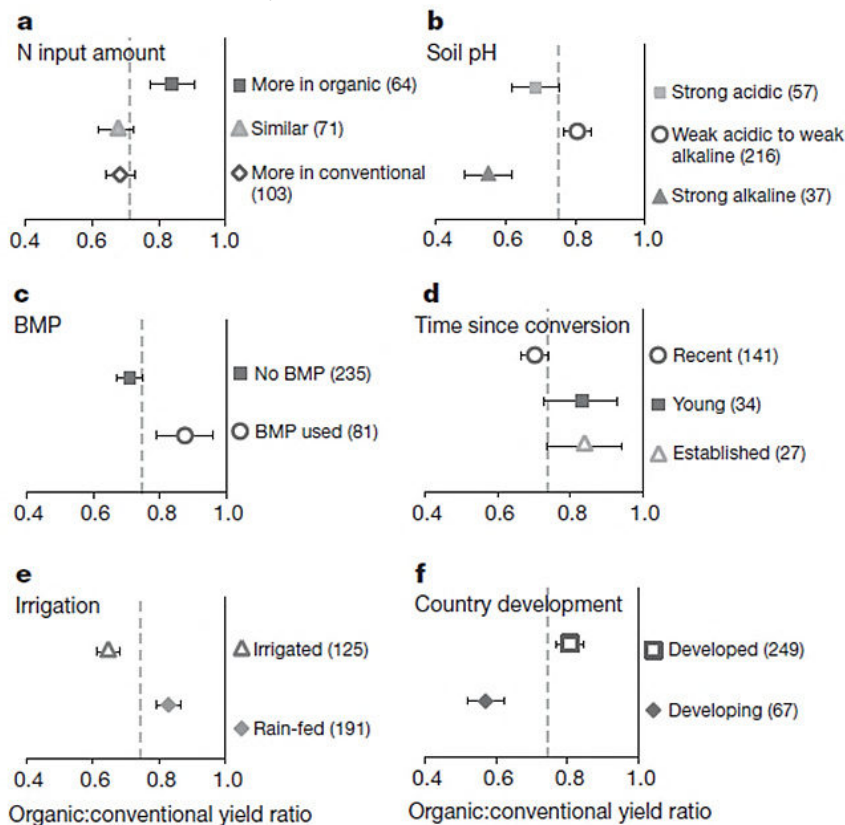
Quelle: VDLUFA 2004, S. 12

Humussaldo		Bewertung
kg Humus-C ha ⁻¹ a ⁻¹ *)	Gruppe	
< -200	A sehr niedrig	ungünstige Beeinflussung von Bodenfunktionen und Ertragsleistung
-200 bis -76	B niedrig	mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus angereicherten Böden
-75 bis 100	C optimal	optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Verlustrisiko langfristig Einstellung standortangepasster Humusgehalte
101 bis 300	D hoch	mittelfristig tolerierbar, besonders auf mit Humus verarmten Böden
> 300	E sehr hoch	erhöhtes Risiko für Stickstoff-Verluste, niedrige N-Effizienz

*) Umrechnungsfaktoren: 1 t ROS ~ ca. 200 kg Humus-C 1 HE ~ ca. 580 kg Humus-C

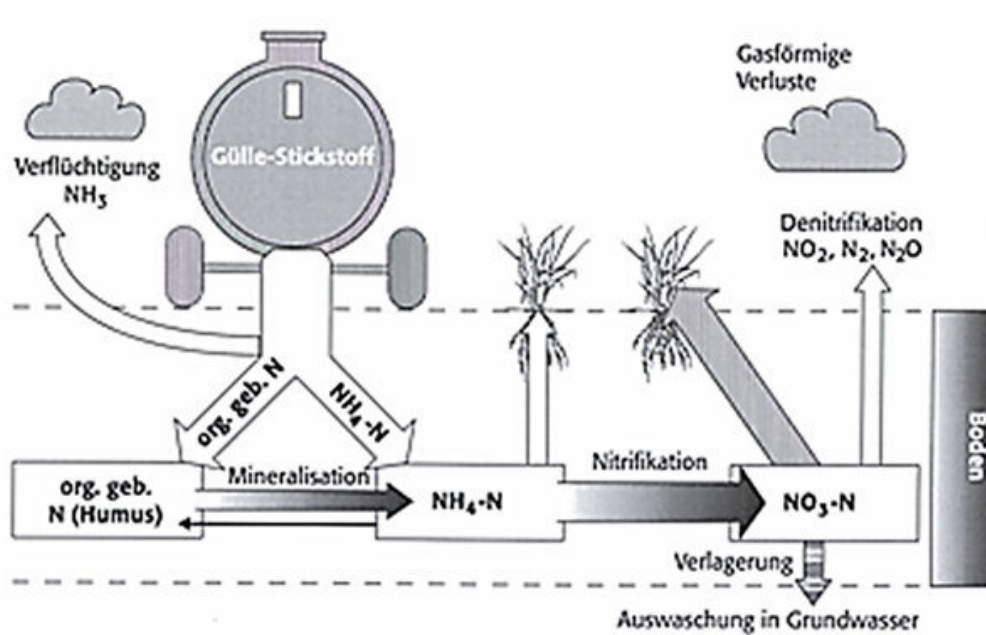
Anhang 2: Der Einfluss von N-Input (a), Boden pH-Wert (b), guter fachlicher Praxis(BMP;c), Zeit seit der Umstellung von KLB auf ÖLB (d), Bewässerung (e) und Entwicklungsstand des Landes (f) auf die Flächenproduktivität des ÖLB

Quelle: SEUFERT et al. 2012, S. 231



Anhang 3: Stickstoffkreislauf in der Landwirtschaft

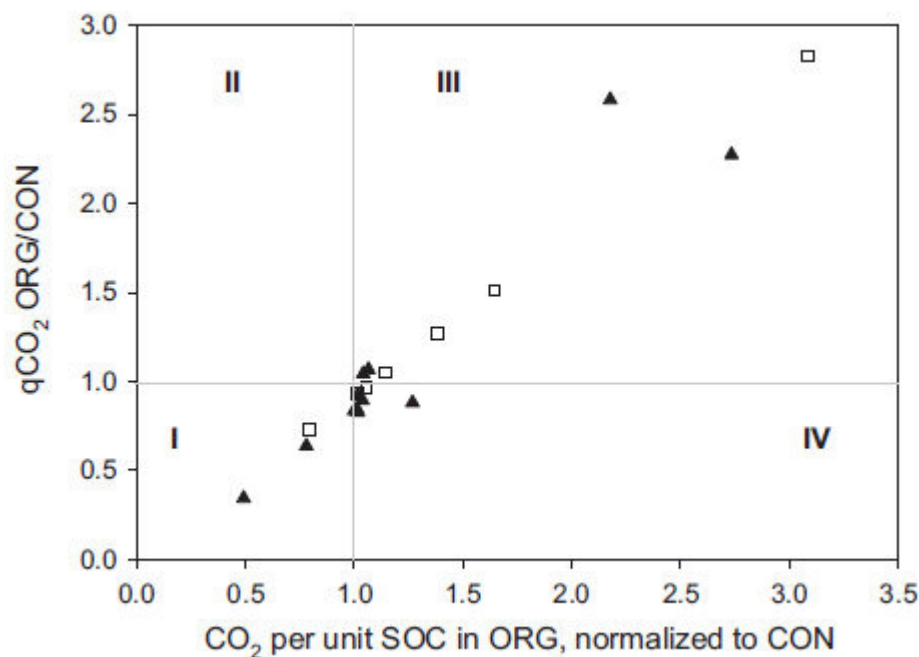
Quelle: Dienststelle Landwirtschaft und Wald o. J.



Anhang 4: Effizienz von ÖLB relativ zum KLB anhand des Metabolischen Quotienten (Y) und der Atmung pro Einheit des organischen Bodenkohlenstoffs (X).

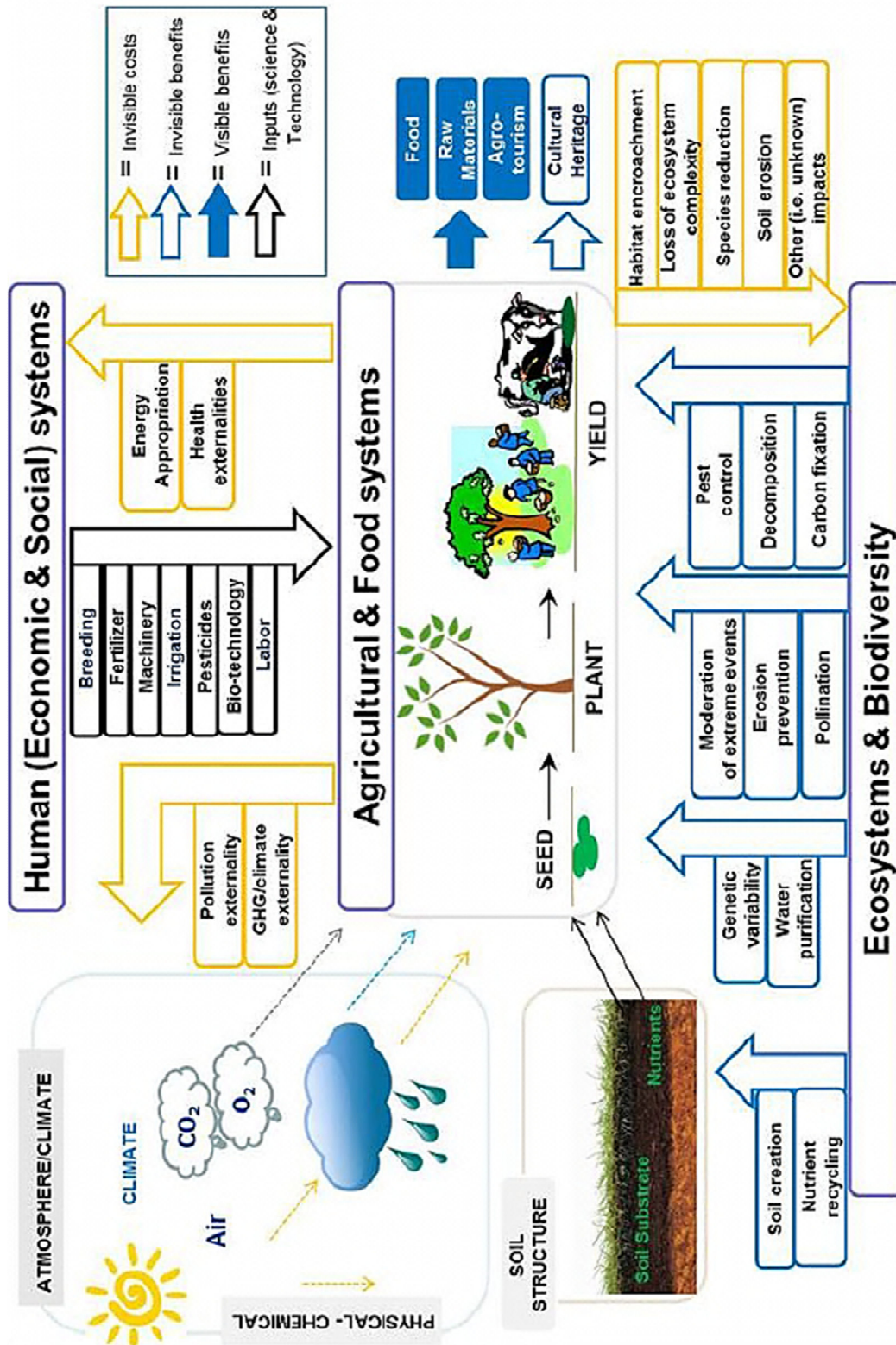
In Sektor I ist eine hohe Nutzungseffizienz des Substrats oder organische Systeme in Verbindung mit stabiler OBS vorzufinden. Sektor 2 zeigt stabile OBS, aber eine geringe Effizienz. Sektor 3 ist der unvorteilhafteste aufgrund geringer Effizienz und hoher Atmungsraten. Sektor 4 zeigt instabiles OBS mit hoher Effizienz.

Quelle: LEIFELD 2012, S. 122



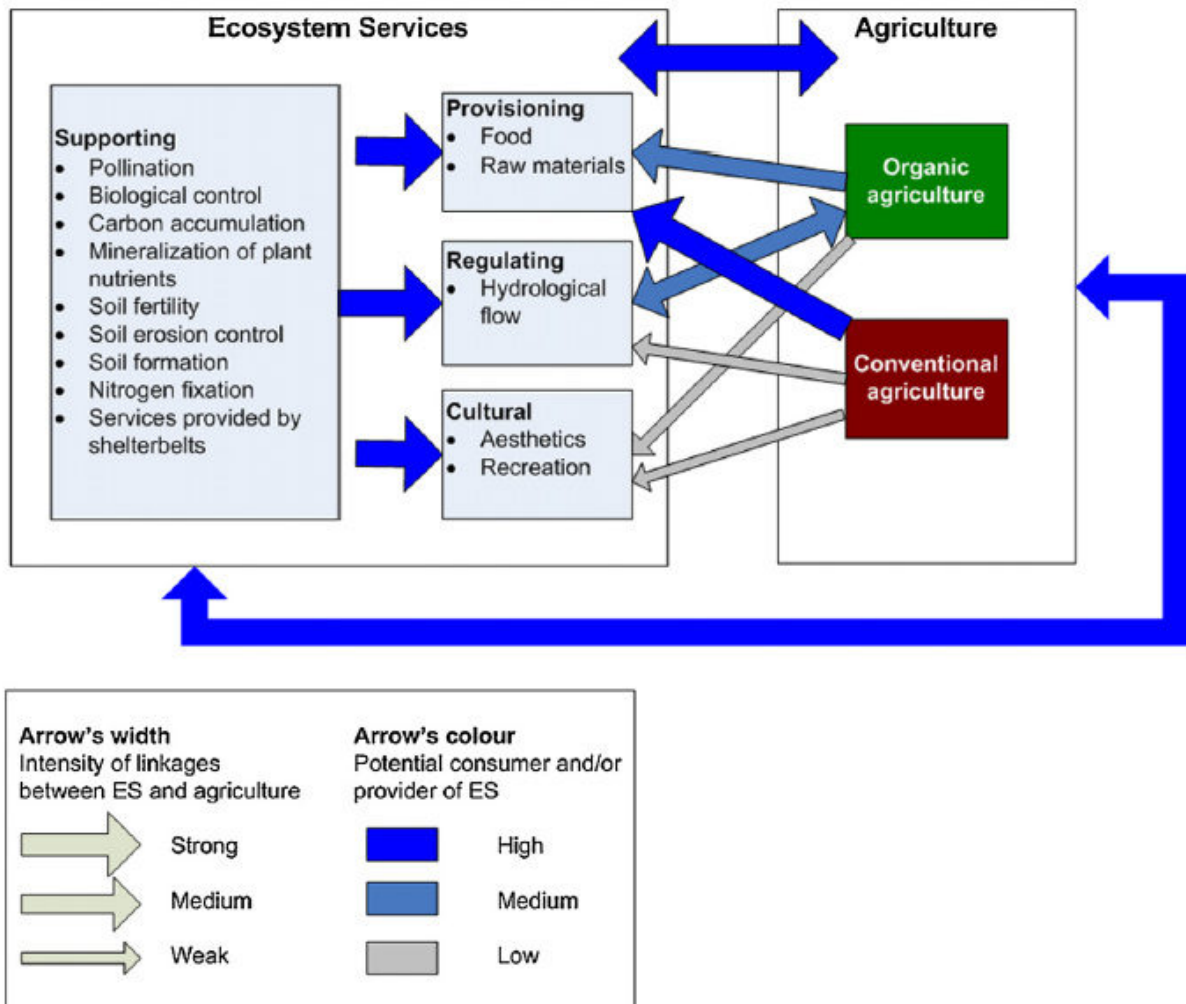
Anhang 5: Schema der Zusammenhänge von Umwelt, Landwirtschaft, Nahrungsmitteln und Mensch .

Quelle: HUSSAIN UND MILLER 2014, S. 9



Anhang 6: Verbindungen zwischen Ökosystemdienstleistungen und der Landwirtschaft. Es sind Zusammenhänge jeweils von ÖLB und KLB sowie deren unterschiedliche Intensität dargestellt.

Quelle: SANDHU et al. 2010, S. 3



Eidesstattliche Erklärung

Hiermit erkläre ich an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe, alle Ausführungen, die anderen Schriften wörtlich oder sinngemäß entnommen wurden, kenntlich gemacht sind und die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Fassung noch nicht Bestandteil einer Studien- oder Prüfungsleistung war. Ich stimme zu, dass die vorliegende Arbeit mit einer Anti-Plagiatssoftware überprüft werden darf.

Gießen, den

.....

Ann-Marleen Rieps

