



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches Departement für
Wirtschaft, Bildung und Forschung WBF
Agroscope



MINISTERIUM
FÜR EIN
LEBENSWERTES
ÖSTERREICH

HBLFA RAUMBERG - GUMPENSTEIN
LANDWIRTSCHAFT

Abschlussbericht FarmLife - Teil 2

Wissenschaftliche Tätigkeit Nr: 100799 & 100800

Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich

Life Cycle Assessment of Austrian Farms

Projektleitung:

Dr. Markus Herndl, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
Dipl. Ing.-Agr. ETH Daniel Baumgartner, Agroscope

Projektmitarbeiter:

Dr. Andreas Steinwider, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
Mag. Thomas Guggenberger, HBLFA Raumberg-Gumpenstein
Dipl. Ing Christian Fasching, HBLFA Raumberg-Gumpenstein

Projektpartner:

Dr. Gérard Gaillard, Agroscope
Dr. Thomas Nemecek, Agroscope
Dipl.-Agr.Biol Maria Bystricky, Agroscope
Veronika Edler, Bio Austria

Projektlaufzeit:

2012 – 2015

raumberg-gumpenstein.at



BERICHT

Abschlussstagung des Projektes FarmLife

am 22. und 23. September 2015
an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein

Organisation

- Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein
- Agroscope

Impressum

Herausgeber

Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning-Donnersbachtal
des Bundesministeriums für Land- und
Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Direktor

HR Mag. Dr. Anton Hausleitner

Für den Inhalt verantwortlich

die Autoren

Redaktion

Brigitte Marold

Druck, Verlag und © 2015

Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft
Raumberg-Gumpenstein, A-8952 Irdning-Donnersbachtal

ISBN-13: 978-3-902849-28-1

ISSN: 1818-7722

Dieser Band wird wie folgt zitiert:

Abschlussstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	5
A. Rupprechter	
Vorwort	7
Projektteam	
Landwirtschaft zwischen nachhaltiger Entwicklung und betrieblichem Umweltmanagement	9
W. Zollitsch und S. Hörtenhuber	
Konzept der betrieblichen Ökobilanzierung	13
D.U. Baumgartner, M. Bystricky und Th. Nemecek	
SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich	23
M. Bystricky und Th. Nemecek	
Datenverarbeitungskonzept für die Ökobilanzierung	33
Th. Guggenberger, M. Herndl und M. Bystricky	
Umweltwirkungen der Projektbetriebe	41
M. Bystricky, M. Herndl und D.U. Baumgartner	
Umweltanalyse am Beispiel Milch	53
S.M.R.R. Marton und Th. Guggenberger	
Einzelbetriebliche Rückmeldung	63
Th. Guggenberger und Ch. Steiner	

Vorwort



Die Maßnahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik garantieren verlässliche und effiziente Rahmenbedingungen für Österreichs Bäuerinnen und Bauern. Unser neues Programm für Ländliche Entwicklung übernimmt dabei eine zentrale Rolle. Es steht für die umweltgerechte, sozialverträgliche und nachhaltige Weiterentwicklung der Landwirtschaft.

Das Forschungsprogramm PFEIL15 kann auf diesem Weg einen wesentlichen Beitrag leisten. Es behandelt wichtige Themen von morgen und ermöglicht innovative Impulse für den Agrarsektor. Die wissenschaftliche Methode der Ökobilanzierung birgt auch für die Landwirtschaft großes Potenzial. Unser Ministerium hat das Eidgenössische Department für Wirtschaft, Bildung und Forschung gemeinsam mit Raumberg-Gumpenstein daher beauftragt, die SALCA-Methode für den Bedarf in Österreich zu adaptieren. Zahlreiche Wissenschaftlerinnen und Wissenschaftler, Expertinnen und Experten sowie Praktikerinnen und Praktiker waren in diesen Prozess eingebunden. Nicht nur deshalb ist das Projekt ein voller Erfolg.

Die heutige Tagung ist ein Meilenstein für die landwirtschaftliche Ökobilanz und zugleich der Startschuss für ihre aktive Nutzung durch heimische Betriebsleiterinnen und Betriebsleiter.

Ihr Andr  Rupprechter

Bundesminister für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

Vorwort

Im Kontext der zukünftigen europäischen Agrarpolitik hängt die Wettbewerbsfähigkeit der österreichischen Landwirtschaft von ihrer Fähigkeit ab, sich durch die Einhaltung hoher Umweltstandards auszuzeichnen. Diesbezüglich hat das BMLFUW bereits sehr viel gemacht (fast flächendeckende Teilnahme am Agrarumweltprogramm (ÖPUL)). Es fehlt aber noch ein Indikatorensystem, nach dem der Landwirt sein ökologisches Profil erstellen kann, und im Sinne einer Schwachstellen-Stärkenanalyse Verbesserungsoptionen zusammen mit der Beratung erarbeiten kann. Aufgrund einer eingehenden, von der HBLFA Raumberg-Gumpenstein durchgeführten Analyse über verschiedene Möglichkeiten, hat sich das BMLFUW für die Eignungsprüfung des Ökobilanzansatzes in der österreichischen Landwirtschaft entschieden.

Zwar wurden in Österreich bereits Ökobilanzen im Landwirtschaftssektor erstellt, allerdings in erster Linie von den gewerblich-produzierenden Sektoren auf Verlangen des Gesetzgebers oder zu Vermarktungszwecken. Vereinzelt gibt es Studien, in denen einzelne landwirtschaftliche Produktionszweige bzw. Produktionssysteme hinsichtlich ihrer Umweltwirkungen bewertet und beurteilt wurden. Ein umfassendes Projekt, das Betriebe aus unterschiedlichen Zweigen mittels Ökobilanzen systematisch bewertet, gab es aber noch nicht. Deshalb beauftragte das BMLFUW die HBLFA Raumberg-Gumpenstein mit der Durchführung des Projektes FarmLife mit den folgenden Zielen: i) Anpassung der Ökobilanzierungsmethode SALCA für die Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich, ii) Entwicklung eines Datenverarbeitungskonzeptes für die Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich, iii) Test des entwickelten Ökobilanzierungskonzeptes anhand von landwirtschaftlichen Betrieben. Für den Erfolg des Projektes legte das Ministerium Wert auf eine enge Abstimmung mit verschiedenen Interessensvertretungen, Verbänden, darunter Bio Austria, und wissenschaftlichen Institutionen – mehrere Tagungsbesucher haben an diversen Workshops, Besprechungen und Seminaren teilgenommen, wofür wir uns ausdrücklich bedanken möchten.

Um diese Ziele zu erreichen, war es uns wichtig, auf das Know-how einer auf dem Gebiet der landwirtschaftlichen Ökobilanzierung erfahrenen Forschungsgruppe zurückgreifen zu können. Wir haben daher das Anliegen der HBLFA Raumberg-Gumpenstein auf eine enge Zusammenarbeit mit Agroscope unterstützt, die sich seit über 20 Jahren mit Ökobilanzierung in der Landwirtschaft, unter anderem mit der Analyse auf einzelbetrieblicher Ebene beschäftigt.

Die Ergebnisse des Projektes sind detailliert in einem Schlussbericht und im vorliegenden Tagungsband dokumentiert. Daraus ergibt sich ein Konzept, welches einzelbetriebliche Ökobilanzierung von der Dateneingabe beim Landwirt bis hin zur Betriebsrückmeldung beschreibt. Das entwickelte Ökobilanzierungskonzept ist in dieser Form in Österreich einzigartig und nicht nur für die landwirtschaftliche Beratung interessant. Vor allem für wissenschaftliche Projekte, welche Umweltwirkungen in der landwirtschaftlichen Produktion erforschen wollen, kann dieses Konzept wertvolle Dienste leisten.

Die im Rahmen des Projektes erarbeiteten Ergebnisse konnten nur auf Grund der guten Zusammenarbeit des Projektteams mit den Projektbegleitorganen sowie den beteiligten Landwirten erzielt werden. An dieser Stelle ein ganz besonderer Dank an alle Landwirtinnen und Landwirte, welche die anspruchsvolle Arbeit der Dateneingabe geleistet haben.

Wir freuen uns auf eine anregende Tagung und bedanken uns im Voraus bei allen Mitwirkenden für die Organisation.

Für das Projektteam

Agroscope

HBLFA Raumberg-Gumpenstein

Landwirtschaft zwischen nachhaltiger Entwicklung und betrieblichem Umweltmanagement

Werner Zollitsch^{1*} und Stefan Hörtenhuber¹

Zusammenfassung

In diesem Beitrag werden vor dem Hintergrund der Entstehung von Konzepten der nachhaltigen Entwicklung aktuelle Zugänge zur Nachhaltigkeitsbewertung landwirtschaftlicher Aktivitäten, Betriebe und Bereitstellungsketten kurz vorgestellt. Auf den ganzheitlichen Anspruch durch Berücksichtigung ökologischer, ökonomischer, sozialer Aspekte und Merkmalen der guten Unternehmensführung wird verwiesen.

Innerhalb der Erbringung von Beiträgen zur nachhaltigen Entwicklung stellt das Umweltmanagement landwirtschaftlicher Betriebe ein wichtiges Element der Betriebsführung und Betriebsentwicklungsplanung dar. Neben punktuellen Bewertungen und spezifischen Planungswerkzeugen stehen auch umfassendere Konzepte des betrieblichen Umweltmanagements zur Verfügung, deren Anwendung Voraussetzung beispielsweise von Zertifizierung auf Nachhaltigkeit sein können. Es ist zu erwarten, dass die Bedeutung des betrieblichen Umweltmanagements in Zusammenhang mit nachhaltiger Betriebsentwicklung noch an Bedeutung zunehmen wird.

Schlagwörter: Nachhaltigkeit, Umweltleistungen, Bewertung, Zertifizierung

Summary

In this contribution, current approaches will be presented towards sustainability assessment of agricultural activities, enterprises and supply chains. The long-standing discussion of different concepts for a sustainable development form the background and provide an understanding of the historical context. The claim of a holistic approach led to the integration of ecological, economical, social and good governance aspects in modern concepts for sustainability assessment.

The environmental management of farm enterprises constitutes a core element of farm management and farm development schemes. Besides the assessment of isolated aspects with specific tools, more comprehensive programmes are available for the implementation of environmental farm management. These may be used for e.g. certification of sustainable farming practices. It is expected that the relevance of environmental management of farms will become even more pronounced in the near future.

Keywords: Sustainability, environmental performance, environmental management, assessment, certification

Einleitung

Die erstmalige Verwendung des Begriffs der Nachhaltigkeit wird meist Hans Carl von Carlowitz zugeschrieben, der diesen 1713 in Zusammenhang mit der nachhaltigen Verwendung von Holz in seiner Schrift *Silvicultura Oeconomica* verwendet. In der Forstwirtschaft finden Nachhaltigkeitskonzepte – wohl im Bewusstsein der langen Produktionszyklen und der Bedeutung der Erhaltung von Waldsystemen – in der Folge aus der Sicht einer nachhaltigen Ertragssicherung verbreitete Akzeptanz.

Davon ausgehend entwickelte Aldo Leopold ein ethisches Konzept, das Ökosystemen und den darin lebenden Organismen einen Wert an sich zuschreibt und vom Nutzungsinteresse des Menschen löst (Leopold 1949). Die einseitige Fokussierung auf ökologische Nachhaltigkeitsaspekte wird mehr als 20 Jahre später von Meadows *et al.* (1972) mit der expliziten Verknüpfung dieser mit ökonomischer Stabilität aufgelöst ("..... to establish a condition of ecological and economic stability that is sustainable far into the future.").

Einer breiteren interessierten Öffentlichkeit wurde der Begriff der nachhaltigen Entwicklung mit dem sogenannten "Brundlandt Report" bekannt (WCED 1987); das wohl bekannteste Zitat daraus besagt, dass nachhaltige Entwicklung die Deckung der Bedürfnisse der gegenwärtigen Generation erlauben soll, ohne dass dadurch die Deckung der Bedürfnisse zukünftiger Generationen beeinträchtigt werden dürfte.

Auf der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro wurde 1992 die sogenannte "Agenda 21" beschlossen, mit der Leitlinien für eine nachhaltige Entwicklung festgelegt wurden. Ihre lokale Umsetzung soll im Rahmen sogenannter "Lokaler Agenda 21"-Prozesse erfolgen (BMLFUW 2010).

Nachhaltige Entwicklung und Landwirtschaft

Eine kritische Betrachtung des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung hinsichtlich seiner fehlenden Präzision und Konsistenz der Interpretation mit Beispielen zu den Kon-

¹ Institut für Nutztierwissenschaften, Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur Wien, Gregor-Mendel-Straße 33, A-1180 WIEN

* Ansprechpartner: Dr. Werner J. Zollitsch, werner.zollitsch@boku.ac.at

sequenzen in der Land- und Forstwirtschaftspolitik wurden etwa zeitgleich zur o.g. UN-Konferenz publiziert (siehe bspw. Lele 1991).

Umfassende Grundlagen zur Erbringung von Beiträgen zu nachhaltiger Entwicklung in Form von Politiken oder Rechtsakten wurden auch in Österreich publiziert (Fiala und Platzer-Schneider 2011). Darin werden Kriterien der nachhaltigen Entwicklung betrachtet, die für die Landwirtschaft unmittelbar relevant sind. Diese umfassen einerseits Kriterien, die durch die Gesellschaft bzw. gesellschaftliche Gruppen von landwirtschaftlichen Betrieben eingefordert werden und eine Leistung der Agrarwirtschaft darstellen, die in der Regel mit der Produktionsfunktion verknüpft ist. Unter anderen zählen dazu eine nachhaltige Lebensmittelproduktion, die gesicherte Versorgung mit qualitativ hochwertigen Lebensmitteln, Umweltqualität, Minimierung der Treibhausgasemissionen, schonender Ressourcenverbrauch, Erhaltung einer vielfältigen Landschaft, des Bodens, der Wasserqualität, der Biodiversität, Tierschutz und viele andere mehr.

Andererseits bestimmen Kriterien der nachhaltigen Entwicklung – falls sie in konkrete Politiken übersetzt werden – auch die konkreten Bedingungen für die Aktivitäten landwirtschaftlicher Betriebe. Dazu zählen beispielsweise ein nachhaltiges Ernährungsverhalten, die Minimierung des Flächenverbrauchs, eine gerechte Wohlstandsverteilung, fairer Handel und vieles andere mehr (Fiala und Platzer-Schneider 2011).

Die Vielschichtigkeit des Konzepts der nachhaltigen Entwicklung findet ihre Entsprechung in den zahlreichen und divergierenden Themen, die im Kontext Landwirtschaft und nachhaltige Entwicklung diskutiert werden: Agrarökologie, Biologische Landwirtschaft, Agro-Energie, Ernährungssouveränität, Klimawandel, Resilienz, um nur einige davon zu nennen (Lichtfouse 2012).

Ein aktuelles Konzept zur Bewertung der Nachhaltigkeitsleistungen von (agrarischen) Aktivitäten, Unternehmen oder ganzen Bereitstellungsketten stellt das "Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems, SAFA" (FAO 2014) dar. Die "klassischen" drei Dimensionen der Nachhaltigkeit – Umwelt, Soziales und Ökonomie – werden im Sinne des ganzheitlichen Anspruchs durch die Dimension "Good governance" (sinngemäß "gute Praxis der Unternehmensführung") ergänzt. Diese Dimensionen werden durch 21 Themen und 58 Unterthemen mit einer Vielzahl an Indikatoren beschrieben. Daraus ergibt sich schon, dass dermaßen umfangreiche und breit anwendbare Konzepte nur einen Bewertungsrahmen darstellen können, aus dem sich die jeweiligen Nutzer*innen an den für sie relevanten Teilen orientieren. Für landwirtschaftliche Betriebe soll SAFA folgenden Zwecken dienen: Selbstbewertung der Nachhaltigkeit und Schwachstellenanalyse; Analyse der Differenz zwischen aktuellem Zustand und Soll-Werten aus Nachhaltigkeitsplänen oder -programmen; Bewertung von Lieferanten zur Verbesserung der Nachhaltigkeit der Betriebsmittel-Beschaffung. Auf den SAFA-Richtlinien basierend wurde ein Bewertungssystem entwickelt, das einen Betrieb hinsichtlich seines Beitrags zu nachhaltiger Entwicklung in den vier oben genannten Dimensionen beleuchtet (siehe Jawtusich *et al.* 2013).

Ein Zertifizierungssystem, das von der DLG gemeinsam mit Wissenschaftler*innen erarbeitet wurde, beinhaltet gleichfalls ökologische, ökonomische und soziale Indikatoren, mit denen die Wirkung der Aktivitäten landwirtschaftlicher Betriebe in diesen Bereichen umfassend bewertet werden. Auf Basis der Bewertungsergebnisse kann ein DLG-Zertifikat "Nachhaltige Landwirtschaft" vergeben werden (DLG o.J.).

Diese Vielschichtigkeit des Konzepts nachhaltiger Entwicklung und die Vielzahl an unterschiedlichen Beiträgen, die landwirtschaftliche Betriebe dazu erbringen können, bedingt in der konkreten Umsetzung in der agrarischen Praxis zu meist eine Einschränkung auf einige wesentliche Aspekte. Im Folgenden soll dies anhand der Möglichkeiten des betrieblichen Umweltmanagements kurz erläutert werden.

Umweltmanagement in landwirtschaftlichen Betrieben

Das betriebliche Umweltmanagement betrachtet unmittelbar ein, gegenüber den obigen Ausführungen zur nachhaltigen Entwicklung wiederum deutlich eingeschränktes Themenfeld. Es werden nur die unmittelbaren Auswirkungen der betrieblichen Aktivitäten auf die Umwelt betrachtet, Effekte auf die soziale (bspw. Arbeitsverhältnisse, Arbeitsbedingungen, Einkommen, soziale Sicherheit) und ökonomische Dimension (Rentabilität der Produktion, Liquidität des Unternehmens, wirtschaftliche Stabilität), die integrale Bestandteile nachhaltig wirtschaftender Betriebe sind, bleiben ausgeblendet. Grundsätzlich ist daher für die Zukunftsfähigkeit von Betrieben das Umweltmanagement in Verbindung mit anderen Management-Bereichen zu sehen.

Mit der Entwicklung von Umweltmanagementsystemen und ihrer zunehmenden Anwendung in verschiedenen Wirtschaftsbereichen wurden entsprechende Überlegungen auch für die Landwirtschaft angestellt. Vorteile für landwirtschaftliche Betriebe wurden dabei v.a. in Hinblick auf die Transparenz und Dokumentation betrieblicher Abläufe, sowie der damit verbundenen Verbesserung der Argumentationsgrundlage gegenüber Öffentlichkeit und Behörden und anderen gesehen (Zellmann *et al.* 1999). Auf die methodischen Schwierigkeiten, die unter anderem in der Komplexität landwirtschaftlicher Produktionsprozesse mit ihren vielfachen innerbetrieblichen Rückkoppelungen bedingt sind, wird in den folgenden Beiträgen näher eingegangen. An dieser Stelle sei nur auf die diesbezüglichen Herausforderungen in der Entwicklung und Umsetzung praktikabler Umweltmanagementsysteme hingewiesen.

Grundsätzlich sind bei betrieblichen Entscheidungen die Umweltwirkungen der betrieblichen Aktivitäten mit zu berücksichtigen. Dem "Controlling", d.h. der konkreten Bewertung des gegenwärtigen Zustands oder – nach Umsetzung von Maßnahmen der Betriebsentwicklung – des Zielerreichungsgrades bezüglich Umweltfolgen (Umweltleistungen, Umweltbelastungen) kommt dabei entscheidende Bedeutung zu (Glaser und Nibbe 2013). Ohne verlässliche Bewertungsmethoden bleibt sowohl der gegenwärtige Stand des Betriebes bezüglich der durch ihn verursachten Umweltwirkungen unklar, als auch eine Erfolgskontrolle unmöglich.

Um Entscheidungen des Umweltmanagements auf eine besser abgesicherte Basis zu stellen, wurden zumindest die Umweltbewertungsmethoden in ein Normungssystem aufgenommen (ISO 14040, 14044). Für die konkrete Umsetzung stehen verschiedene Bewertungsverfahren für Umweltwirkungen betrieblicher Aktivitäten zur Verfügung (bspw. REPRO, RISE, SALCA; siehe auch die folgenden Beiträge). Während manche dieser Bewertungsverfahren auf einzelne Dimensionen der Nachhaltigkeit (v.a. Ökologie; daneben potenziell Ökonomie und Soziales bzw. Unternehmensführung) fokussieren, geben andere einen breiten Überblick. Die verschiedenen Bewertungsverfahren sind auch in unterschiedlichem Maße für Beratungszwecke und die Erarbeitung von Betriebsentwicklungskonzepten einsetzbar. Schader *et al.* (2014) analysierten 35 potenziell einsetzbare Systeme zur Bewertung landwirtschaftlicher Betriebe hinsichtlich ihrer Vor- und Nachteile und kamen zum Schluss, dass es kein universell einsetzbares Bewertungssystem gibt, eine Anpassung an den jeweiligen Bewertungszweck nötig ist.

Grundsätzlich setzen zahlreiche landwirtschaftliche Betriebe jetzt schon zumindest Einzelmaßnahmen des Umweltmanagements um. Das kann im Anlassfall (Genehmigung von Stallneubauten, neuen Betriebsstätten, etc.) oder etwa im Zusammenhang mit der Teilnahme an Agrar-Umweltprogrammen (Fruchtfolgemaßnahmen, Verzicht auf bestimmte Betriebsmittel, Nährstoffbilanzierung etc.) und eher punktuell ausgerichtet erfolgen (BMLFUW 2015). Eine formalisierte Umsetzung umfassender Umweltmanagement-Systeme erfolgt demgegenüber derzeit meist nur auf Betrieben, die eine Zertifizierung nach einem entsprechenden Umwelt- oder Nachhaltigkeitsstandard anstreben.

Resümee

Das Konzept der nachhaltigen Entwicklung baut auf einer lange andauernden Diskussion von Konzepten der langfristigen Ertragssicherung auf. Die ursprüngliche einseitige Konzentration auf ökologische Aspekte ist im Nachhaltigkeitsdiskurs der Erkenntnis gewichen, dass diese um soziale, ökonomische und Merkmale der guten Unternehmensführung ergänzt werden müssen, um die Zukunftsfähigkeit landwirtschaftlicher Aktivitäten abzubilden. Gesellschaftliche Forderungen nach Erbringung von Leistungen im Zusammenhang mit Nachhaltigkeitsthemen stellen die Landwirtschaft vor laufend neue Herausforderungen, die aktiv anzunehmen sind, um einen entsprechenden Spielraum für die aktive Gestaltung der Rahmenbedingungen, in denen Landwirtschaft stattfindet, zu sichern.

Das Umweltmanagement landwirtschaftlicher Betriebe stellt ein wichtiges Element der Betriebsführung und Pla-

nung der Betriebsentwicklung dar, das aber in Verbindung mit anderen Nachhaltigkeitsdimensionen zu sehen ist, um zu ausgewogenen Entscheidungen zu kommen. Derzeit zur Verfügung stehende Werkzeuge des betrieblichen Umweltmanagements sind zur Erhöhung ihrer Praktikabilität an die betrieblichen Gegebenheiten anzupassen.

Literatur

- BMLFUW (2010) Gemeinsame Erklärung zur Lokalen Agenda 21 in Österreich. Österreichs Zukunft nachhaltig gestalten! Neuauflage Sept. 2010, Wien.
- BMLFUW (2015) ÖPUL 2007 Übersicht. www.bmlfuw.gv.at/land/laendl_entwicklung/le-07-13/agrar-programm/OEPUL-Uebersicht.html, Stand 2015-02-12.
- DLG (o.J.) DLG-Zertifizierungssystem für nachhaltige Landwirtschaft. www.dlg.org/nachhaltigelandwirtschaft.html zuletzt aufgerufen 2015-08-24.
- FAO (2014) SAFA - Sustainability Assessment of Food and Agriculture Systems; Guidelines, version 3.0. pp. 268. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Fiala I. & Platzer-Schneider U. (2011) Politiken und Rechtsakte zugunsten nachhaltiger Entwicklung. Das Handbuch. BMLFUW, Wien. Download unter www.bmlfuw.gv.at/publikationen/umwelt/umwelt-politik_nachhaltigkeit/handbuch_politiken.html.
- Glaser J. & Nibbe J. (2013) Umweltcontrolling in einem Unternehmen der Milchwirtschaft. Erfahrungen und Einschätzungen zum Aufbau eines Umweltmanagementsystems. In: Spindler, E.A. (Hrsg.), Agrar-Öko-Audit: Praxis und Perspektiven einer umweltorientierten Land- und Forstwirtschaft. Springer.
- Jawtusch J., Schader C., Stolze M., Baumgart L. & Niggli U. (2013) Sustainability monitoring and assessment routine: results from pilot applications of the FAO SAFA guidelines. International Symposium on Mediterranean Organic Agriculture and Quality Signs Related to the Origin (Agadir, Morocco, 2-4 December 2013). Réseau – Echanges-Développement Durable (REDD), Lausanne, Switzerland.
- Lele S.M. (1991) Sustainable development: a critical review. *World development* 19, 607-621.
- Leopold A. (1949) A Sand County almanac, and sketches here and there. Oxford University Press.
- Lichtfouse E. (2012) "Sustainable Agriculture Reviews," Springer.
- Meadows D.H., Meadows D.L., Randers J., Behrens III W.W. (1972) The Limits to Growth. Universe Books, New York.
- Schader C., Grenz J., Meier M.S. & Stolze M. (2014) Scope and precision of sustainability assessment approaches to food systems. *Ecology and Society* 19(3): 42. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-06866-190342>.
- WCED (1987) Our Common Future. Report of the World Commission on Environment and Development. 4.8.1987.
- Zellmann T., Bäuerle A.S., Doluschitz R., Jahnke D. & Marell D. (1999) Braucht die Landwirtschaft Umweltmanagementsysteme? *Z. Umweltchem. Ökotox.* 11, 49-54.

Konzept der betrieblichen Ökobilanzierung

Daniel U. Baumgartner^{1*}, Maria Bystricky¹ und Thomas Nemecek¹

Zusammenfassung

In einer gemeinsamen Initiative haben sich das österreichische Lebensministerium (BMLFUW) und die HBLFA Raumberg-Gumpenstein zum Ziel gesetzt eine systematische Umweltbewertung mittels Ökobilanzierung von österreichischen Landwirtschaftsbetrieben möglich zu machen. Die betriebliche Ökobilanzierung hat zum Ziel, die potenziellen Umweltwirkungen eines landwirtschaftlichen Betriebes zu ermitteln sowie die Kenntnisse über die Umweltwirkungen bestimmter Produktionssysteme wie auch von ausgesuchten Produkten zu verbessern. Auf der Basis der etablierten Ökobilanzmethodik SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) wurde in Zusammenarbeit mit Agroscope ein auf die österreichischen Verhältnisse angepasstes Konzept namens FarmLife entwickelt. Dieses umfasst eine Ökobilanzmethodik, ein Datenflusskonzept, angepasste Modelle für die direkten Feld- und Tieremissionen sowie ein Set von Werkzeugen für die Erhebung und Verarbeitung, die Berechnung und Auswertung der Betriebsdaten und -ergebnisse.

Dieses Ökobilanzierungskonzept wurde erfolgreich auf einer Stichprobe mit 51 Betrieben angewandt und steht nun als Grundlage für weitere fachliche Entwicklungen sowie erweiterte Anwendungen zur Verfügung.

Schlagwörter: Betriebliches Umweltmanagement, Ökobilanzmethodik FarmLife, österreichisches Betriebsnetz, Umweltmanagement in der Landwirtschaft

Summary

In a joint initiative, the Austrian Federal Ministry of Agriculture (BMLFUW) and the agricultural research centre Raumberg-Gumpenstein have set the goal to establish a systematical environmental assessment of Austrian farms based on life cycle assessment (LCA). On farm level, LCA aims at identifying the potential environmental impacts of a farm and improving the knowledge of the environmental impacts of certain production systems as well as of single products. In collaboration with Agroscope, the established LCA methodology SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) was adapted to Austrian conditions. The so-called FarmLife framework consists of a data flow concept including data collection and processing, the LCA methodology including adapted models for direct field and animal emissions, as well as tools for analysis and interpretation of the results.

This LCA concept has been successfully tested on 51 farms and is now available for further scientific and technical developments and applications.

Keywords: Life cycle assessment (LCA), environmental management on farm level, LCA methodology FarmLife, Austrian farm network, environmental management in agriculture

Kurze Positionierung der Ökobilanz im Rahmen des Umweltmanagements in der Landwirtschaft

Die Ökobilanzierung ist ein Instrument des Umweltmanagements, das für Entscheidungsträger in Unternehmen, Behörden oder anderen Organisationen wichtige Entscheidungsgrundlagen liefert (Rossier und Gaillard 2004). Die betriebliche Ökobilanzierung hat zum Ziel, die potenziellen Umweltwirkungen eines landwirtschaftlichen Betriebes zu ermitteln sowie die Kenntnisse über die Umweltwirkungen bestimmter Produktionssysteme wie auch von ausgesuchten Produkten zu verbessern. Dabei werden die wichtigsten Einflussgrößen auf die Umweltwirkungen eruiert. Die Ergebnisse der betrieblichen Ökobilanzierung können sowohl ex ante als auch ex post als Instrument für die Ermittlung von Stärken und Schwächen der Betriebe in Bezug auf ihre Umweltwirkung herangezogen werden, sei es um mögliche Ausrichtungsänderungen des einzelnen

Betriebs zu beurteilen, sei es um Problembereiche einer neuen Maßnahme oder eines Produktionstyps frühzeitig aufzuzeigen. Die Ergebnisse einer betrieblichen Ökobilanzierung können für eine Vielzahl von Akteuren von Interesse sein: Sie dienen dem Umweltmanagement durch die Betriebsleitenden und können auch für eine Beratungsleistung durch Organe der landwirtschaftlichen Beratung verwendet werden. Weiter können Ökobilanzergebnisse für eine Maßnahmenwahl durch eine Branchenorganisation oder als Wissensgrundlage für politische Entscheidungsträger herangezogen werden. Schließlich können sie zur Information der Öffentlichkeit eingesetzt werden. Anwendungen des Instruments auf landwirtschaftlichen Betrieben erfolgen auf zwei Untersuchungsebenen: i) für eine Gruppe von Betrieben oder ii) für einen ausgewählten, einzelnen Landwirtschaftsbetrieb. Beide Untersuchungsebenen sind Teil des vorliegenden Projektes ‚FarmLife: Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich‘.

¹ Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, CH-8046 ZÜRICH

* Ansprechpartner: DI Daniel U. Baumgartner, daniel.u.baumgartner@agroscope.admin.ch

Eine umfassende Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben mit unterschiedlichen Produktionsausrichtungen mittels Ökobilanz, z.B. als Beratungsinstrument oder zum Bewerten von Maßnahmen und Änderungen, ist international noch nicht stark verbreitet. Systematische Grundlagen für eine Vielzahl von Betriebstypen wurden zunächst in der Schweiz (Rossier und Gaillard 2004, Hersener *et al.* 2011) gelegt und nun mit dem vorliegenden Projekt in Österreich (siehe auch Herndl *et al.* im Druck) weiter vertieft. Stärker verbreitet sind Anwendungen mit modellierten Daten oder auf Betriebsstichproben, die meist auf einen bestimmten Betriebstyp wie beispielsweise spezialisierte Milchwirtschaftsbetriebe, Pouletmastbetriebe oder andere ausgerichtet sind, z.B. Thomassen *et al.* 2008, Nguyen *et al.* 2010, Basset-Mens und van der Werf 2005, Prudêncio da Silva *et al.* 2014.

Grundlagen der Ökobilanzierung

Das Konzept für die einzelbetriebliche Ökobilanzierung mit SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment; Gaillard und Nemecek 2009) besteht im Wesentlichen aus vier Bereichen: i) einer Ökobilanzmethodik, ii) Modellen für die Berechnung der direkten Feld- und Tieremissionen, iii) Ökobilanzinventaren für die Ermittlung der indirekten Emissionen sowie iv) Werkzeuge für die Erfassung der Daten, über die Berechnung hin zu den Auswertungen samt

eines Datenflussmodells. Nachfolgend wird im Einzelnen auf diese vier Bereiche eingegangen.

Die Ökobilanz wird auch als Lebenszyklusanalyse (oder im Englischen Life Cycle Assessment, LCA) bezeichnet, weil sie die Umweltwirkungen von Betrieben oder Produkten über deren ganzen Lebensweg betrachtet, das heißt „von der Wiege bis zur Bahre“. Die Untersuchung beginnt bei der Förderung der Rohstoffe, geht weiter über die Herstellung und Nutzung von Produktionsmitteln bis hin zur Entsorgung oder Wiederverwertung der Abfälle (siehe *Abbildung 3*).

Eine Ökobilanz beschreibt sowohl direkte wie auch indirekte Auswirkungen auf die Umwelt. Sie bildet die zentralen ökologischen Probleme der heutigen Gesellschaft ab, wobei das Hauptaugenmerk auf jenen Umweltwirkungen liegt, bei denen es wichtig ist, das untersuchte Produktionssystem zu verbessern (Rossier und Gaillard 2004). Für die Ermittlung der direkten Feld- und Tieremissionen liegen im Bereich der Landwirtschaft schon Emissionsmodelle vor, z.B. zur Berechnung von Ammoniakverlusten aus Hofdüngern bei der Lagerung von Gülle. Einen Überblick über die im Rahmen der Ökobilanzmethode SALCA entwickelten oder adaptierten Emissionsmodelle findet sich bei Nemecek *et al.* (2010). Im Projekt FarmLife kommt ein für die österreichischen Verhältnisse angepasstes Set an Emissionsmodellen zum Einsatz (siehe Kapitel Modelle für die Ermittlung der direkten Emissionen). Indirekte Umweltwirkungen

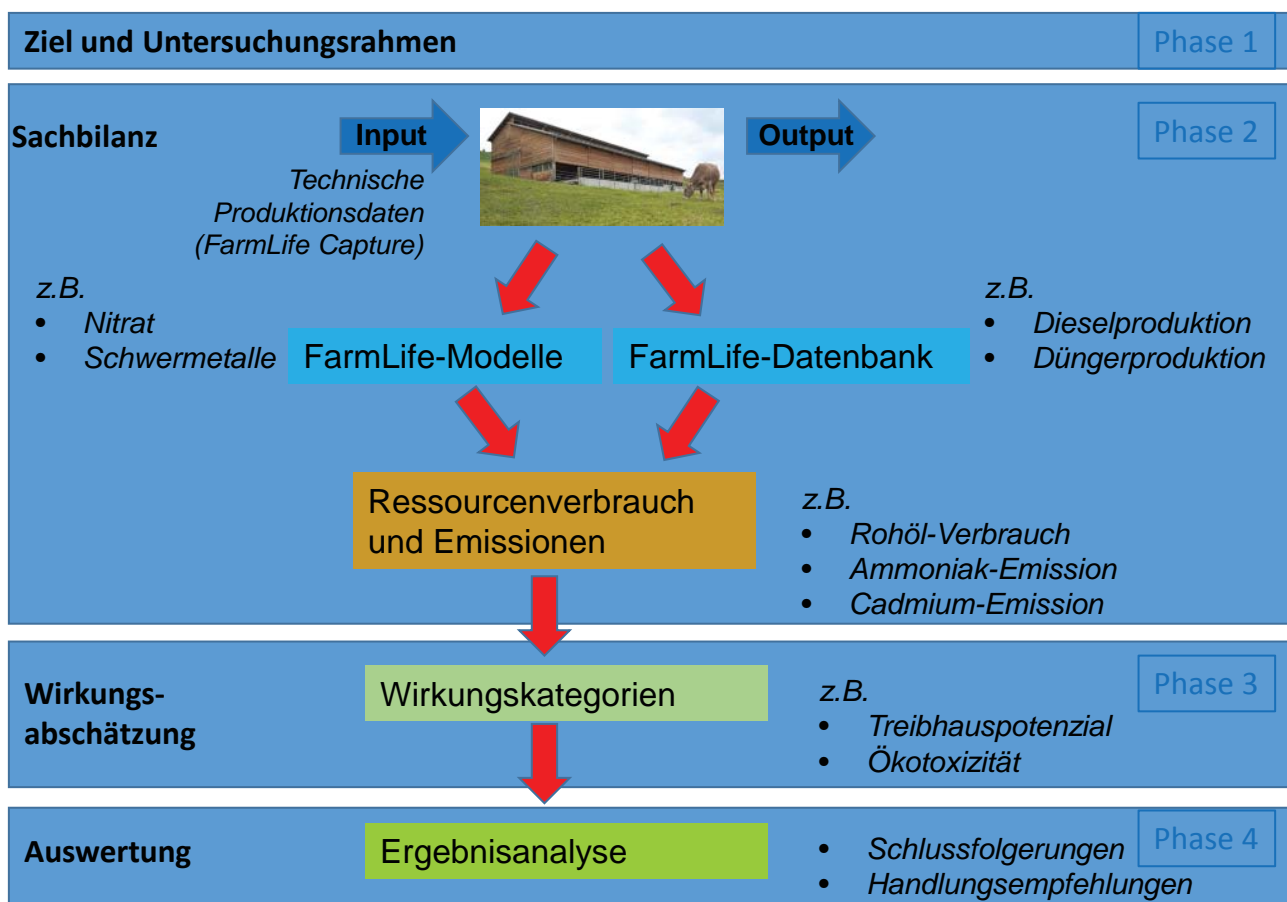


Abbildung 1: Ablauf einer Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe mit FarmLife (verändert nach Hersener *et al.* 2011).

entstehen in den Prozessen, die dem landwirtschaftlichen Betrieb vorgelagert sind. Zum Beispiel verursachen die Herstellung und der Transport von Mineraldüngern eine Reihe von Umweltwirkungen. Diese werden in sogenannten Ökoinventaren berechnet und zusammengestellt und sind integraler Bestandteil der Berechnung der betrieblichen Ökobilanz (siehe Kapitel Ökoinventare).

Die vier Phasen der Ökobilanzierung

Die Vorgehensweise der Ökobilanzierung ist durch ISO-Normen festgelegt (ISO 2006a, ISO 2006b) und wird in vier Phasen gegliedert (Abbildung 1).

Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens

Zunächst müssen die Grundzüge der Studie bestimmt werden, indem man das Ziel und den Untersuchungsrahmen bestimmt. Dazu zählen die Bezugsgrößen (funktionelle Einheiten), die Systemabgrenzung, die Allokation von Umweltwirkungen auf Haupt- und Nebenprodukte und die zu untersuchenden Wirkungskategorien. Damit wird auch festgelegt, welche Daten zu erheben sind.

Sachbilanz

Die Sachbilanz umfasst die Erhebung und Quantifizierung aller Eingangsdaten. Sie ist eine Inventur von allen Ressourcen, der Infrastruktur und den Produktionsmitteln, die auf dem Betrieb während eines Jahres verwendet werden (= Inputs) sowie allen Stoffen (Erzeugnisse, Emissionen, Abfälle), die den Betrieb im gleichen Zeitraum verlassen (= Outputs). SALCA berechnet hier aus den Produktionsdaten (z.B. Düngemittel- und Maschineneinsatz, Ernteprodukte,

Viehbestände etc.) die direkten Feld- und Tieremissionen und verknüpft sie mit den benötigten Ökoinventaren der vorgelagerten Stufen.

Wirkungsabschätzung

Die in der Sachbilanz ermittelten Energie- und Stoffflüsse (Ressourcen und Emissionen) werden in der Wirkungsabschätzung verschiedenen potenziellen Umweltwirkungen zugewiesen. Über sogenannte Charakterisierungsfaktoren werden sie umgerechnet und gebündelt in Wirkungsindikatoren (z.B. Energiebedarf, Treibhauspotenzial, Eutrophierungspotenzial oder Ökotoxizitätspotenzial). Dieses Vorgehen ermöglicht es, die umfangreichen Inventare aus der Sachbilanz zusammenzufassen und zu interpretieren.

Auswertung

In dieser letzten Phase der Ökobilanzierung werden die Ergebnisse der Sachbilanz und der Wirkungsabschätzung analysiert und bewertet und daraus Handlungsempfehlungen abgeleitet.

Methodik der betrieblichen Ökobilanzierung in FarmLife

Ziele der betrieblichen Ökobilanzierung in FarmLife

Oberstes Ziel des Projektes war, eine Methodik zu schaffen, welche Umweltindikatoren auf Betriebsebene liefern kann. Dieses Instrument soll zum einen Landwirte darin unterstützen ihre Produktionsprozesse im Betrieb ökologisch

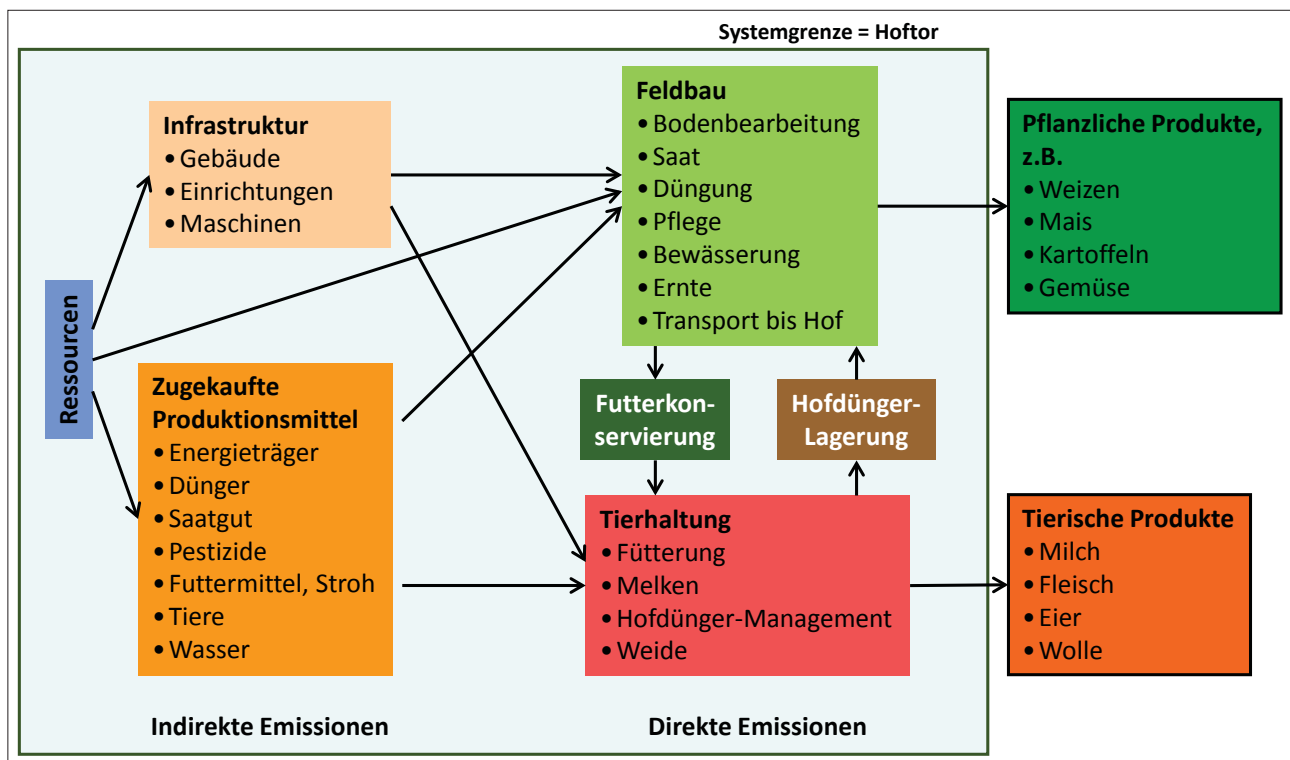


Abbildung 2: Systemgrenzen bei der Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe (nach Hersener et al. 2011).

zu optimieren und zum anderen Basis für eine mögliche zukünftige Bewertung von potenziellen Umweltwirkungen von Landwirtschaftsbetrieben sein (Herndl *et al.* im Druck). Um dies zu erreichen, wurde ein Wissens- und Datenmanagement basierend auf SALCA mit Anpassungen auf die österreichischen Gegebenheiten aufgebaut. Die neu geschaffenen Werkzeuge wurden auf einer Betriebsstichprobe von 51 Betrieben angewandt.

Die Zielgruppe von FarmLife sind Landwirte, Berater und die Verwaltung, aber auch zugewandte Körperschaften der österreichischen Landwirtschaft.

Systemdefinition und -abgrenzung

In FarmLife wird die primäre Produktion der Landwirtschaft bilanziert. Räumlich umfassen die Systemgrenzen die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche inklusive ÖPUL- und Natura 2000-Flächen sowie die für die landwirtschaftliche Produktion benötigte Infrastruktur. Außerhalb des Systems liegen Gebäude, Infrastruktur, Einrichtungen und Flächen für den Wohngebrauch oder für Zusatzverdienste, also Wohngebäude, Wald, Hofladen, Verarbeitungsanlagen, Infrastruktur für Agrotourismus, Arbeiten für Dritte. In *Abbildung 2* sind die räumlichen Systemgrenzen für die landwirtschaftliche Produktion auf den zu untersuchenden Betrieben schematisch dargestellt. Alle landwirtschaftlichen Tätigkeiten und Produktionsmittel sind enthalten.

Die zeitlichen Systemgrenzen werden unterschiedlich gesetzt: Für den Ackerbau bildet der Zeitraum zwischen der Ernte der letzten Hauptkultur bis zur Ernte der aktuellen Hauptkultur den Rahmen, im Falle dieser Studie also von Spätsommer/Herbst 2012 bis Spätsommer/Herbst 2013. Dieser Zeitraum kann je nach Parzelle und darauf angebaute Kultur unterschiedlich sein. Dies gilt auch für den Anbau von mehrjährigem Feldfutter; hier wird die zeitliche Systemgrenze vom letzten Schnitt im Vorjahr (2012) bis zum letzten Schnitt im Hauptjahr (2013) gesetzt. Wenn nach mehrjährigem Feldfutter wieder Ackerkulturen angebaut werden, gilt für die entsprechende Parzelle der Zeitrahmen vom letzten Schnitt des Feldfutters bis zur Ernte der Hauptkultur. Bei der Bewirtschaftung von Dauergrasland gilt als zeitliche Systemgrenze das Kalenderjahr, hier also vom 1. Januar bis 31. Dezember 2013. Werden Ackerkulturen auf umgebrochenen Dauergraslandflächen angebaut, so werden diese Ackerkulturen aus Konsistenzgründen für den Zeitraum vom 1. Januar bis zur Ernte im Jahr 2013 modelliert. Für alle anderen Bereiche, also für die Tierhaltung und die Erfassung von Betriebsmittel-, Maschinen- und Gebäudebeständen auf dem Hof, gilt das Kalenderjahr (1. Januar bis 31. Dezember 2013).

Funktionen und funktionelle Einheit

Die landwirtschaftliche Produktion erfüllt mehrere verschiedenartige Funktionen, sowohl für den Betriebsleiter als auch für die Gesellschaft und die Umwelt (Multifunktionalität). Dazu gehören:

- Die produktive Funktion, das heißt die Bereitstellung von Nahrungsmitteln, Futtermitteln oder Biomasse für Energie- oder industrielle Zwecke.

- Die Funktion Landbewirtschaftung, welche die landwirtschaftliche Nutzung des Bodens und die Erhaltung der Produktionsbereitschaft sowie die Pflege der Kulturlandschaft beinhaltet.
- Die finanzielle Funktion: Aus Sicht des Betriebsleiters ist die Erwirtschaftung eines befriedigenden Einkommens das Kernziel.
- Die ökologische Funktion, bei der die Landwirtschaft ihre Aufgabe zur Erhaltung der natürlichen Produktionsgrundlagen erfüllt.

Die funktionelle Einheit ist die Einheit, auf deren Basis eine ökobilanzielle Bewertung stattfindet, auf die also alle berechneten Umweltwirkungen bezogen werden. Je nach betrachteter Funktion kann es sich um eine physische Einheit (z.B. 1 kg Produkt, wie beispielsweise Milch), um eine ökonomische Einheit (z.B. Deckungsbeitrag), oder um weitere Größen handeln.

Unter Berücksichtigung der Multifunktionalität der Landwirtschaft und gestützt auf die Zielsetzungen des Projektes FarmLife wurden für die Auswertung der Ökobilanzergebnisse drei funktionelle Einheiten bestimmt:

- Funktion Landbewirtschaftung (Stufe Betrieb): Die geeignete funktionelle Einheit ist hier 1 ha landwirtschaftliche Nutzfläche während eines Jahres.
- Produktive Funktion (Stufe Betrieb): Die funktionelle Einheit für die Bewertung auf Ebene des landwirtschaftlichen Betriebes ist die Erzeugung von Nahrungsenergie für den Menschen, ausgedrückt in 1 MJ verdauliche Energie. Zur Ermittlung derselben werden sämtliche Erzeugnisse des betrachteten Betriebes in für den Menschen verdauliche Energie umgerechnet. Tierische Produkte werden ebenfalls berücksichtigt, indem die daraus entstehende Nahrungsenergie für den Menschen abgeschätzt wird. Dazu werden Umwandlungsfaktoren errechnet, welche die spätere Verarbeitung in Lebensmittel (Milch, Fleisch) mit Hilfe von standardisierten Produktionsszenarien unter Einsatz von Graslandprodukten oder Ackerfrüchten berücksichtigen.
- Produktive Funktion (Stufe Produkte): Für die Bewertung auf Ebene der Produkte wird die funktionelle Einheit 1 kg Milch verwendet.

Damit können drei der vier Komponenten der Multifunktionalität abgedeckt werden. Die finanzielle Funktion konnte aus Gründen des Datenschutzes gegenüber den teilnehmenden Landwirten nicht abgebildet werden. Die letzte, die ökologische Funktion, wird in der Ökobilanz als günstige oder ungünstige Umweltwirkung bei der Erfüllung einer der jeweils betrachteten Funktionen berücksichtigt.

Inputgruppen

Die Inputs, die mit ihren Vorketten in das System integriert werden, lassen sich thematisch in Gruppen aufteilen. Diese Aufteilung wird beispielsweise für die Auswertung der Ergebnisse herangezogen, um die spezifischen Problemfelder eines Betriebes zu identifizieren. In *Tabelle 1* wird die Einteilung dargestellt, wie sie im Projekt FarmLife festgelegt wurde.

Tabelle 1: Übersicht über die verwendeten Inputgruppen.

Inputgruppe	Betrachtete Prozesse
Gebäude, Einrichtungen	Bereitstellung der Gebäude und Einrichtungen (Infrastruktur)
Maschinen	Bereitstellung der Maschinen (Infrastruktur)
Energieträger	Bereitstellung und Einsatz von Energieträgern als Treib- und Brennstoffe (Diesel, Strom, Heizöl, Erdgas, etc.) auf dem Betrieb
Dünger, Feldemissionen	Herstellung von mineralischen und zugekauften organischen Düngern sowie direkte Feldemissionen bei der Ausbringung aller Dünger auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Plus direkte Landnutzung
Pflanzenschutzmittel	Herstellung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche sowie deren direkte Feldemissionen nach der Ausbringung
Saatgut (Zukauf)	Produktion von zugekauftem Saatgut
Kraftfutter (Zukauf)	Produktion von zugekauftem Kraftfutter
Grundfutter (Zukauf)	Produktion von zugekauftem Grundfutter
Tiere (Zukauf)	Aufzucht von zugekauften Tieren
Tierhaltung	Emissionen der Tiere auf dem Betrieb, welche bei der Verdauung, im Stall, auf der Weide sowie bei der Hofdüngerlagerung entstehen
Weitere Inputs	Herstellung von weiteren Produktionsmitteln wie Silofolie, Vogelschutzeinrichtungen, Vliesen, Schmierfetten, etc. sowie Bereitstellung von Leitungswasser

Produktgruppen

Um die einzelnen Betriebszweige genauer zu analysieren, werden die Ökobilanz-Ergebnisse des jeweiligen Gesamtbetriebes den verschiedenen Produkten zugeordnet. Gleichartige Produkte werden in jeweils einer Produktgruppe zusammengefasst, welche den in der Landwirtschaft gebräuchlichen Betriebszweigen entsprechen, zum Teil aber noch feiner aufgeschlüsselt sind (Tabelle 2). Die Ergebnisse können auf Ebene des Gesamtbetriebes oder auf Ebene der Produktgruppen analysiert werden. Zur Berechnung der Resultate pro Produktgruppe wurden die einzelnen Produktionsmittel des Betriebes gemäß festgesetzten Regeln auf die Produktgruppen aufgeteilt (s. Kapitel Allokation und Zuweisung).

Zuweisung und Allokation

Eine detaillierte Analyse des landwirtschaftlichen Betriebs resp. von Betriebszweigen setzt voraus, dass die Inputs und

Emissionen des Betriebes zwischen den Produktgruppen aufgeteilt werden. Es gibt zwei Vorgehensweisen für die Zuweisung:

- Eindeutige Zuweisung von Inputs und Emissionen zu einer Produktgruppe. Wann immer dies möglich ist, wird dieses Vorgehen angewandt, z.B. Saatgut für Brotweizen zur Produktgruppe Brotgetreide, oder ein Melkstand zur Produktgruppe Milch.
- Allokation für alle nicht eindeutig zuweisbaren Inputs und Emissionen, z.B. Maschinen und Geräte, die für mehrere Produktgruppen der Pflanzen- oder Tierproduktion genutzt werden.

Der Begriff Allokation bezeichnet den Vorgang, die Umweltwirkungen aus verschiedenen Inputs oder Prozessen anteilmäßig zwischen den Produkten eines Betriebes aufzuteilen. Dazu werden jedem nicht eindeutig zuweisbaren

Tabelle 2: Übersicht über die verwendeten Produktgruppen inklusive der jeweiligen Referenzeinheit.

Produktgruppe	Beispiele	Referenzeinheit	
A	Pflanzenproduktion		
A1	Brotgetreide	Weizen	kg TS
A2	Futterweizen	Weizen	kg TS
A3	Futtergerste	Gerste	kg TS
A4	Futtertriticale	Triticale	kg TS
A5	sonstige Getreide	Hafer, Dinkel, Einkorn	kg TS
A6	Mais	Körnermais, Silomais, CCM, usw.	kg TS
A7	Rüben und Kartoffeln	Zuckerrüben, Futterrüben, Kartoffeln	kg TS
A8	Wirtschaftsgrünland	Grassilage, Heu	kg TS
A9	Übriger Acker- und Futterbau	Raps, Soja, Eiweißerbsen, Sonnenblumen, usw.	kg TS
A10	Gemüsebau	Karotten, Kopfsalat, Brokkoli	kg TS
A11	Obstbau	Äpfel, Birnen, Zwetschgen	kg TS
A12	Weinbau	Trauben	kg TS
B	Tierproduktion		
B1	Milch	Kuhmilch	kg
B2	Rindviehmast	Mastrinder	kg Lebendgewicht
B3	Rinderzucht	Zuchtkälber/ -rinder	kg Lebendgewicht
B4	Schweinemast	Mastschweine	kg Lebendgewicht
B5	Schweinezucht	Ferkel	kg Lebendgewicht
B6	Übrige Tierhaltung	Geflügel, Eier, Pferde, Schaf, Schafsmilch, usw.	kg Lebendgewicht
C	Nichtnahrungsmittel	Tabak, Chinaschilf, usw.	kg TS

Input 19 Allokationsfaktoren zugewiesen (einer für jede Produktgruppe), die jeweils zwischen 0 und 1 liegen und deren Summe 1 ergibt

Die Gesamtheit der 19 Allokationsfaktoren eines Inputs wird als Allokationsschlüssel bezeichnet. Das mehrstufige Verfahren zur Ermittlung der Allokationsschlüssel ist im Abschlussbericht FarmLife ausführlich dargelegt (siehe Herndl *et al.* im Druck).

Untersuchter Ressourcenbedarf und Wirkungskategorien

In der Wirkungsabschätzung (3. Phase der Ökobilanz, siehe Kapitel Grundkonzept mit den 4 Phasen der Ökobilanz) werden die ermittelten Inputs und Emissionen den verschiedenen Umweltwirkungen (=Wirkungskategorien) zugeordnet. Für Berechnungen mit FarmLife-LCA wurden die wichtigsten für die Landwirtschaft relevanten Wirkungskategorien in Abstimmung mit dem Vorgehen bei der Ökobilanzmethode SALCA ausgewählt. Dabei handelt es sich um eine „Mid-point“-Wirkungsabschätzung, das heißt die Wirkungskategorien sind nicht an dem Schaden orientiert, der am Ende entsteht (z.B. Minderung der menschlichen Gesundheit oder Änderung der Artenzahl in einem Biotop), sondern sie bezeichnen Vorgänge, welche bereits früher in der Wirkungskette stattfinden (z.B. Nährstoffeintrag in andere Ökosysteme). Folgende Wirkungskategorien werden ähnlich den Vorgaben in Nemecek *et al.* (2010) bei Berechnungen mit SALCA allgemein berücksichtigt und kommen in den Auswertungen in FarmLife zur Anwendung:

- Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen (gemäß ecoinvent, Hischier *et al.* 2010; in MJ-Äq.)
- Treibhauspotenzial (IPCC 2007; in kg CO₂-Äq.)
- Ozonabbaupotenzial (EDIP03, Hauschild und Potting 2005; in kg CFC-11-Äq.)
- Ozonbildungspotenzial (EDIP03, Hauschild und Potting 2005; in m²*ppm*h)

- Terrestrisches Eutrophierungspotenzial (EDIP03, Hauschild und Potting 2005; in m²)
- Aquatisches Eutrophierungspotenzial Stickstoff (EDIP03, Hauschild und Potting 2005; in kg N)
- Aquatisches Eutrophierungspotenzial Phosphor (EDIP03, Hauschild und Potting 2005; in kg P)
- Versauerungspotenzial (EDIP03, Hauschild und Potting 2005; in m²)
- Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial (CML01, Guinée *et al.* 2001; in kg 1,4-DB-Äq.)
- Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial (CML01, Guinée *et al.* 2001; in kg 1,4-DB-Äq.)
- Humantoxizitätspotenzial (CML01, Guinée *et al.* 2001; in kg 1,4-DB-Äq.)

Dazu kommen Indikatoren aus dem Bereich des Ressourcenbedarfs, welche mangels zufriedenstellender Wirkungsabschätzungsmethoden auf Sachbilanzebene betrachtet werden:

- Ressourcenbedarf Phosphor (in kg P)
- Ressourcenbedarf Kalium (in kg K)
- Flächenbedarf (in m² während eines Jahres)
- Abholzung (in m²)
- Wasserbedarf (in m²)

Mittels einer Korrelationsanalyse der Umweltwirkungen wurden Gruppen von Umweltwirkungen gebildet, welche eine ähnliche Aussage machen. Die Gruppierung der Umweltwirkungen, die sich aus den Ergebnissen der FarmLife-Betriebe ergab, wird im Tagungsbeitrag Bystricky *et al.* (2015) beschrieben. Durch die Darstellung von jeweils einer als repräsentativ ausgewählten Umweltwirkung wird die Kommunikation der Ergebnisse erleichtert.

Für die einzelbetriebliche Rückmeldung (siehe Guggenberger und Steiner 2015) kann aus dem ganzen Set von Umweltwirkungen ausgewählt werden.

Auswertungskonzept

Die Auswertung der Ökobilanzergebnisse findet auf zwei Ebenen statt:

- Auswertungen zur Erstellung von einzelbetrieblichen Rückmeldungen für die teilnehmenden Landwirte,
- Auswertungen des Datensatzes des gesamten oder von Teilen des Betriebsnetzes für wissenschaftliche Schlussfolgerungen.

Die Erstellung einer einzelbetrieblichen Rückmeldung ist im Projekt FarmLife eng an das Datenverarbeitungskonzept und dessen Informatik-Infrastruktur geknüpft. Beiden Themen sind Beiträge in diesem Tagungsband gewidmet. Die Details zur einzelbetrieblichen Rückmeldung finden sich im Beitrag ‚Einzelbetriebliche Rückmeldung‘ (Guggenberger und Steiner 2015).

Das Auswertungskonzept für den gesamten Datensatz umfasst die folgenden Ansätze:

- Beschreibung des Betriebsdatensatzes mit deskriptiver Statistik, z.B. Untersuchung der Variabilität innerhalb der Gesamtstichprobe pro Umweltwirkung
- Analyse pro Betriebstyp samt Ableitung von Umweltprofilen
- Beitragsanalyse und Verbesserungsoptionen für einen Betriebstyp (z.B. Ackerbau)

- Analyse von Einflussgrößen (z.B. Milchleistung, Kraftfuttereinsatz pro Kuh) auf einzelne Umweltwirkungen.
- Analysen auf Stufe der Betriebstypen (z.B. Ackerbau) wie auch auf Stufe der Produkte, z.B. pro kg Milch.

Das Schwergewicht liegt auf den Auswertungen der einzelnen Betriebstypen, mit einem besonderen Augenmerk auf den Milchviehbetrieben.

Modelle für die Ermittlung der direkten Emissionen

Die Modelle zur Berechnung der direkten Feld- und Tieremissionen wurden im vorliegenden Projekt ausgehend von den SALCA-Modellen auf die österreichischen Verhältnisse angepasst. Die Ziele und Grundsätze sowie die Vorgehensweise für die Festlegung des Anpassungsbedarfs der Modelle für FarmLife sind im Tagungsbeitrag Bystricky und Nemecek (2015) näher dargelegt.

Ökoinventare

Ökoinventare sind einzelne Module in der Berechnung von Ökobilanzen. Sie beinhalten die Ergebnisse der Sachbilanz (Ressourcen und Emissionen) für einzelne Produkte oder Prozesse. Zur Ökobilanzierung von landwirtschaftlichen Betrieben benötigt man Ökoinventare aus der Vorkette

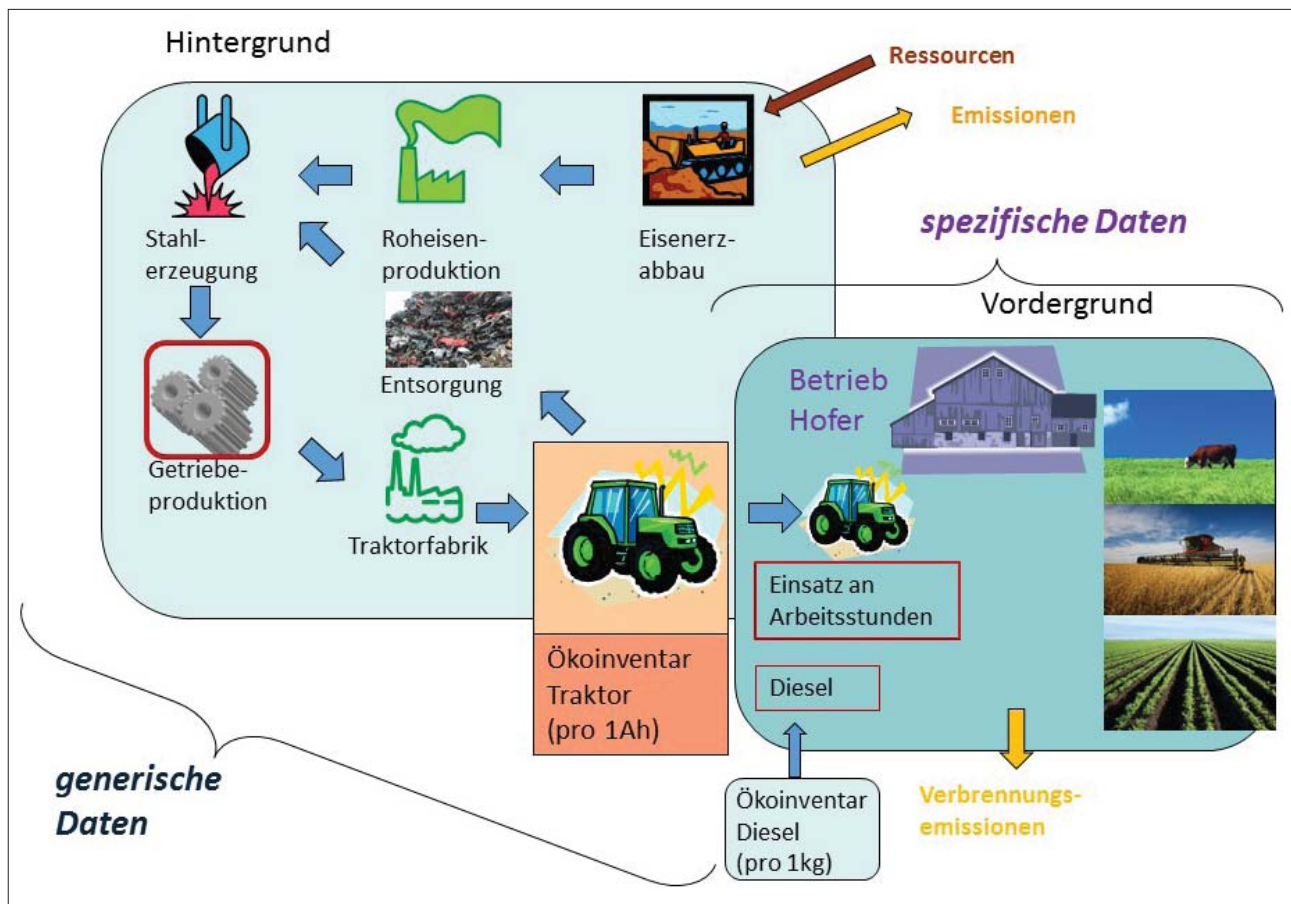


Abbildung 3: Beispiel für den Bedarf an Ökoinventaren aus den Vorketten der landwirtschaftlichen Produktion: Herstellung von Getrieben für Traktoren. Ah: Arbeitsstunde.

der landwirtschaftlichen Produktion, beispielsweise für die eingesetzten Maschinen, Futtermittel oder zugekaufte Tiere. *Abbildung 3* zeigt ein Beispiel für den Bedarf an Inputdaten, welche benötigt werden, um die Vorketten der landwirtschaftlichen Produktion in die Ökobilanzierung einzubeziehen.

Die in FarmLife verwendeten Ökoinventare stammen größtenteils aus der Datenbank ecoinvent v2.2 (ecoinvent Centre 2010). Landwirtschaftsspezifische Ökoinventare wie z.B. die Gebäude stammen aus der Agroscope-eigenen SALCA-Datenbank (Nemecek *et al.* 2010), welche in einem früheren Projekt umfangreich erweitert wurde (ZA-ÖB, dokumentiert im Schlussbericht Hersener *et al.* 2011). Zusätzlich wurden die in SALCA vorhandenen Datensätze durch Inventare aus der französischen Datenbank AGRIBALYSE® (Koch und Salou 2014) für Feldarbeiten, für Baum- und Rebenetzlinge und für Gewächshäuser sowie durch neu erstellte Ökoinventare ergänzt.

In Herndl *et al.* (im Druck) sind die Ökoinventar-Gruppen aufgelistet, welche in Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe benötigt werden, und für welche in FarmLife neue Inventare erstellt wurden. Neue Inventare wurden für das Einrichten und Abräumen von Rebbergen und für Mischfuttermittel erstellt. Mehr Details zur Identifikation des Bedarfs, zum Vorgehen und den berechneten Ökoinventaren sind unter Herndl *et al.* (im Druck) verfügbar.

Datenverarbeitung und Werkzeuge

Die Datenverarbeitung in FarmLife umfasst drei Ebenen: i) die Erfassungsebene mit FarmLife-Capture, ii) die Bewertungsebene mit mehreren Werkzeugen sowie iii) die Ebene der Betriebsrückmeldung.

Hinsichtlich der Bewertungsebene wurden im Rahmen des vorliegenden Projekts folgende Werkzeuge entwickelt:

- FarmLife-Prepare für die Überprüfung der Datenerfassung
- FarmLife-Calculate für die Aufbereitung der Rohdaten sowie
- FarmLife-Export zur Generierung der Betriebsinventare, welche die Schnittstelle mit dem Werkzeug
- FarmLife-LCA bilden, welches eine Anpassung von SALCA-Farm (Nemecek *et al.* 2010) darstellt.

Im Werkzeug FarmLife-LCA erfolgt über eine Abfolge von Berechnungsschritten die Ökobilanzberechnung unter Einbezug der Modelle für die direkten Feld- und Tieremissionen, die Ökoinventare und den Wirkungsabschätzungsmethoden. SimaPro 7.3.3 (PRé Consultants 2011) ist die dabei verwendete Ökobilanzsoftware.

Im Tagungsbeitrag ‚Datenverarbeitungskonzept für die Ökobilanzierung‘ (Guggenberger 2015) wird die Datenverarbeitung detaillierter ausgeführt. Weiterführende Informationen sind in Herndl *et al.* (im Druck) verfügbar.

Schlussfolgerung

Im Projekt FarmLife wurde das dargelegte Konzept der einzelbetrieblichen Ökobilanzierung erfolgreich angewandt. Auf der Basis dieses Konzeptes, war es möglich einen

Datenfluss festzulegen, die notwendigen Werkzeuge zu erstellen und durch gezielte Adaptionen von SALCA an die österreichischen Gegebenheiten 51 Betriebe ökobilanziell zu bewerten. Damit wurde ein Kernziel des Projekts FarmLife erreicht, nämlich die Etablierung des technischen Könnens und fachlichen Wissens zur betrieblichen Ökobilanzierung in Österreich samt Anwendung auf einem Betriebsnetz mit der Möglichkeit verschiedene Zielgruppen, wie die Betriebsleiter und die verschiedenen Entscheidungsträger (Administration, Berufsverbände, Umweltorganisationen, etc.) mit Informationen zum Umweltmanagement in der österreichischen Landwirtschaft zu versorgen. Das Konzept stellt eine solide Grundlage für künftige Entwicklungen und erweiterte Anwendungen im Bereich der betrieblichen Ökobilanzierung in Österreich dar.

Literatur

- Basset-Mens C., Van Der Werf H.M.G. (2005) Scenario-Based Environmental Assessment of Farming Systems: the Case of Pig Production in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105, 1-2, 127-144.
- Bystricky M., Herndl M. & Baumgartner D.U. (2015) Umweltwirkungen der Projektbetriebe. In Abschlussstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Bystricky M. & Nemecek T. (2015) SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich. In Abschlussstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Ecoinvent Centre (2010) ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data V2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf. Internet: <http://www.ecoinvent.org/database/ecoinvent-version-2/>. Zuletzt abgerufen: 05.11.2014.
- Gaillard G. & Nemecek T. (2009) Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. In: Int. Conf. „Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy“, Egmond aan Zee, The Netherlands. AgSAP Office, Wageningen University, Niederlande, 134-135.
- Guggenberger T. (2015) Datenverarbeitungskonzept für die Ökobilanzierung. In Abschlussstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Guggenberger T. & Steiner C. (2015) Einzelbetriebliche Rückmeldung. In Abschlussstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Guinée J.B., Gorrié M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., De Koning A., Van Oers L., Wegener Sleswijk A., Suh S., Udo De Haes H.A., De Bruijn H., Van Duin R., Huijbregts M.A.J., Lindeijer E., Roorda A.A.H. & Weidema B.P. (2001) Life cycle assessment – An operational guide to the ISO standards. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML), Den Haag and Leiden, Netherlands.
- HAUSCHILD M.Z. & POTTING J. (2005) Spatial differentiation in life cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. The Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency, Copenhagen, *Environmental News*, 195 p., Available at <http://www2.mst.dk/udgiv/publications/2005/87-7614-579-4/pdf/87-7614-580-8.pdf>.
- Herndl M., Baumgartner D.U., Guggenberger T., Bystricky M., Gaillard G., Lansche J., Fasching C., Steinwider A. & Nemecek T. (im Druck) Abschlussbericht FarmLife - Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. HBLFA Raumberg-

- Gumpenstein, Irnding-Donnersbachtal, Österreich und Agroscope, Zürich, Schweiz.
- Hersener J.-L., Baumgartner D.U., Dux D., Aeschbacher U., Alig M., Blaser S., Gaillard G., Glodé M., Jan P., Jenni M., Mieleitner J., Müller G., Nemecek T., Rötheli E. & Schmid D. (2011) Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB). Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich/Ettenhausen.
- Hischier R., Weidema B., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Frischknecht R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M. & Nemecek T. (2010) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- IPCC (2007) Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge/New York.
- ISO (2006a) ISO 14040 – Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. ISO, Genf, Schweiz.
- ISO (2006b) ISO 14044 – Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines. ISO, Genf, Schweiz.
- Koch P. & Salou T. (2014) AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.1 März 2014. ADEME – Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers, 386 S.
- Nemecek T., Freiermuth Knuchel R., Alig M. & Gaillard G. (2010) The advantages of generic LCA tools for agriculture: examples SALCA-crop and SALCAfarm. In: Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli, G., Giungato, P. (Hrsg): Proceedings of the 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector. Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Bari, 433-438.
- Nguyen T.L.T., Hermansen J.E. & Mogensen L. (2010) Environmental consequences of different beef production systems in the EU. Journal of Cleaner Production, 18, 8, 756-766.
- Pré Consultants (2011) SimaPro 7.3.3. Internet: <http://www.pre-sustainability.com/simapro>. Zuletzt abgerufen: 12.05.2015.
- Prudêncio Da Silva V., Van Der Werf H.M.G., Soares S.R. & Corson M.S. (2014) Environmental impacts of French and Brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach. Journal of Environmental Management, 133, 222-231.
- Rossier D. & Gaillard G. (2004) Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs. Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. Schriftenreihe der FAL 53. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich.
- Thomassen M.A., Van Calker K.J., Smits M.C.J., Iepema G.L., De Boer, I.J.M. (2008) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agricultural Systems, 96, 1-3. 95-107.

SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich

Maria Bystricky^{1*} und Thomas Nemecek¹

Zusammenfassung

Die Ökobilanzen der FarmLife-Betriebe wurden mit Hilfe von Emissionsmodellen aus SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) erstellt. Berechnet wurden die potenziellen Phosphor-, Nitrat- und Schwermetallausträge aus den Acker- und Grünlandflächen sowie Emissionen von Ammoniak, Lachgas, Stickoxiden und Methan aus der Tierhaltung bzw. der Hofdüngerlagerung und -ausbringung. Dieser Beitrag beschreibt die allgemeine Funktionsweise der Emissionsmodelle sowie Anpassungen der Modelle, die aufgrund anderer Gegebenheiten und Datenverfügbarkeit in Österreich notwendig waren. Anpassungen wurden vorgenommen, wenn folgende Kriterien zutrafen:

- Wenn Regionen mit Klima- und Bodenbedingungen vorhanden waren, die durch die SALCA-Modelle nicht abgedeckt waren.
- Wenn spezifische Daten oder Know-How in Österreich vorhanden waren, die die Verhältnisse zutreffender beschrieben und eine bessere Akzeptanz aufwiesen als die Schweizer Daten.
- Wenn von SALCA benötigte Eingangsdaten nicht vorhanden waren, sodass die Modelle entsprechend dem Datenangebot angepasst werden mussten.
- Zusätzlich wurden Modelle im Zuge der allgemeinen Weiterentwicklung der SALCA-Methode angepasst.

Schlagwörter: Ökobilanzmethode, Modellanpassung, Feldemissionen, Emissionen aus der Tierhaltung

Summary

Life Cycle Assessment of the project farms was done using emission models from SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment). We calculated potential phosphorus, nitrate, and heavy metal emissions from cropland and grassland as well as ammonia, nitrogen oxides, and methane emissions from animal husbandry and manure storage and application. This article describes the general functioning of the models and the model adaptations that were necessary due to other circumstances and data availability in Austria. The models were adapted if one of the following criteria applied:

- If there were regions with climate and soil conditions that were not covered by the SALCA models.
- If specific data or know-how existed in Austria that described circumstances more accurately and offered greater acceptability than the Swiss data.
- If input data required by SALCA were not available, necessitating adaptations of the models according to data availability.
- In addition, models were adapted in the course of the continued development of the SALCA method.

Keywords: Life cycle assessment method, model adaptation, field emissions, emissions from animal husbandry

Einleitung

Ökobilanzmethode in FarmLife

Die Ökobilanzmethode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment, Gaillard und Nemecek 2009) berechnet unter anderem die Emissionen, die direkt auf den Parzellen und durch die Tierhaltung eines Betriebes entstehen. Damit liefert sie Daten für die Sachbilanz, die im weiteren Verlauf der Ökobilanzierung in die Wirkungsabschätzung einfließen (s. Baumgartner *et al.* 2015). Für das Projekt FarmLife wurden die einzelnen SALCA-Module zur Emissionsberechnung auf ihre Eignung für die Anwendung in Österreich hin untersucht und wo notwendig spezifisch an österreichische Gegebenheiten angepasst.

Das auf diese Weise neu entwickelte Tool FarmLife-LCA benötigt für eine differenzierte Auswertung Daten aus allen Betriebszweigen der untersuchten Betriebe und von allen Acker- und Grünlandschlägen. Mit Hilfe der angepassten Emissionsmodelle aus SALCA-Farm berechnet FarmLife-LCA daraus die folgenden direkten Feld- und Tieremissionen: Potenzielle Phosphor-, Nitrat- und Schwermetallausträge aus den Acker- und Grünlandflächen sowie Emissionen von Ammoniak, Lachgas, Stickoxiden und Methan aus der Tierhaltung bzw. der Hofdüngerlagerung und -ausbringung. Diese Emissionen tragen nach der Wirkungsabschätzung zu den Umweltwirkungen Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial, aquatisches und terrestrisches Eutrophierungspotenzial, Ökotoxizitäts- und Humantoxizitätspotenzial bei. Im Abschlussbericht von FarmLife (Herndl *et al.* im Druck) sind alle Emissionsmodelle und Anpassungen genauer beschrieben.

¹ Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, Reckenholzstraße 191, CH-8046 ZÜRICH

* Ansprechpartner: Dipl.-Agr.Biol. Maria Bystricky, maria.bystricky@agroscope.admin.ch

Anpassung der Emissionsmodelle für Österreich

Das Ziel der Modellanpassung war es, die Emissionsmodelle aus SALCA dort an österreichische Gegebenheiten und Datenverfügbarkeit anzupassen, wo diese anders waren als in der Schweiz. Die Anwendbarkeit und Aussagekraft sollte gleich bleiben wie bisher. Das heißt, die benötigten Inputdaten sollten in etwa ähnlich bleiben, und es sollten dieselben Emissionen berechnet werden. Anpassungen der Modelle wurden nach folgenden Kriterien vorgenommen:

- Wenn Regionen mit Klima- und Bodenbedingungen vorhanden waren, die relevant für das Projekt waren, die aber durch die SALCA-Modelle nicht abgedeckt waren (z.B. pannonischer Klimaraum): Extrapolation bei den betroffenen Emissionsmodellen.
- Wenn spezifische Daten, Berechnungsgrundlagen oder Know-How in Österreich vorhanden waren, die die Verhältnisse zutreffender beschrieben und eine bessere Akzeptanz aufwiesen als die Schweizer Daten: z.B. Informationen aus österreichischen Bodenkarten.
- Wenn Informationen oder Daten nicht vorhanden waren, die für die SALCA-Modelle benötigt werden, sodass die Modelle entsprechend dem Datenangebot angepasst werden mussten. Z.B. ist die Parametrisierung in den SALCA-Modellen teilweise von der Lage der Betriebe in der schweizerischen Tal-, Hügel- oder Bergzone abhängig. Diese Einteilung gibt es in Österreich nicht, sodass eine andere Lösung gefunden werden musste.
- Zusätzlich wurden Modelle im Zuge der allgemeinen Weiterentwicklung der SALCA-Methode angepasst (Tieremissionen).

Phosphoreintrag in Gewässer

Generelle Vorgehensweise

SALCA modelliert den Phosphoreintrag in Gewässer über vier Eintragspfade (Prasuhn 2006): An Bodenpartikel gebundener Phosphor wird durch Bodenerosion in Oberflächengewässer eingetragen, gelöstes Phosphat gelangt über Oberflächenabschwemmung bzw. durch Drainageverluste in Oberflächengewässer, oder es gelangt durch Auswaschung ins Grundwasser. Die Emissionen hängen von folgenden Faktoren ab: Bodeneigenschaften, Drainage, Phosphordüngemenge, Hangform und Entfernung zu einem Gewässer, Höhe der Bodenerosion und Gehalt pflanzenverfügbaren Phosphors im Oberboden.

Phosphoreintrag in Oberflächengewässer durch Bodenerosion

Der Phosphoreintrag in Oberflächengewässer durch Bodenerosion wird nach der folgenden Formel berechnet (Prasuhn 2006):

$$\text{P-Austrag [kg P/ha]} = \text{Bodenabtrag [kg Boden/ha]} \times \text{Faktor Eintrag in Gewässer} \times \text{P-Gehalt Oberboden [kg P/kg Boden]} \times \text{Faktor P-Anreicherung im Oberboden}$$

Die in SALCA verwendeten Faktoren für den Anteil erodierten Bodenmaterials, der in Gewässer gelangt (je nach Entfernung der Parzelle vom Gewässer zwischen 0,05 und 0,25), und für die Anreicherung von Phosphor im Oberboden (1,86) wurden auch in FarmLife verwendet.

Die Berechnung der Bodenerosion ist in SALCA spezifisch auf Erosionsregionen in der Schweiz bezogen und daher nicht in Österreich anwendbar. Stattdessen stellte das Bundesamt für Wasserwirtschaft für FarmLife Daten aus einer flächendeckenden Berechnung der Erosionsgefährdung im 50 m-Raster zur Verfügung. Auf dieser Grundlage wurde der flächenhafte Bodenabtrag durch Wasser für die FarmLife-Betriebe gemäß der Vorgehensweise in Strauss (2007) bestimmt. Diese orientiert sich an der Universal Soil Loss Equation (Wischmeier und Smith 1978) und berechnet die Bodenerosion nach der Formel $A = K \times R \times S \times L \times C \times P$, wobei gilt: A = langjähriger durchschnittlicher Bodenabtrag [$\text{t ha}^{-1} \text{a}^{-1}$]; K = Bodenfaktor [$\text{t h ha}^{-1} \text{a}^{-1} \text{N}^{-1}$]; R = Niederschlagsfaktor [N h^{-1}]; S = Hangneigungsfaktor; L = Hanglängenfaktor; C = Bodenbedeckungsfaktor; P = Bodenschutzfaktor. Verfügbar war für FarmLife das Bodenerosionsrisiko ohne den Bodenbedeckungsfaktor C . Dieser bezeichnet das Bodenerosionsrisiko in Prozent des Schwarzbracheabtrags und wurde für die untersuchten Betriebe anhand der Fruchtartenverteilung im Erhebungsjahr 2013 individuell nach der in Strauss (2007) beschriebenen Vorgehensweise berechnet, um so das spezifische Bodenerosionsrisiko zu ermitteln.

Zusätzlich zum flächenhaften berücksichtigt SALCA den linienhaften Bodenabtrag. Dieser wird anhand der Anzahl, Tiefe, Breite und Häufigkeit von Erosionsrinnen auf den einzelnen Schlägen abgeschätzt. Die Vorgehensweise wurde in FarmLife unverändert aus Oberholzer *et al.* (2006) übernommen.

Für den Phosphorgehalt im Oberboden konnten statt des SALCA-Defaultwertes von 950 mg P/kg Boden Ergebnisse aus der Studie Zessner *et al.* (2011) verwendet werden, die den Gesamt-Phosphorgehalt für verschiedene Landnutzungsformen ermittelten. Dort sind die folgenden Phosphorgehalte von Oberböden angegeben:

- Ackerland: 778 mg P/kg TS
- Wechselland: 718 mg P/kg TS
- Grünland: 684 mg P/kg TS
- Weide intensiv: 878 mg P/kg TS
- Weide extensiv: 666 mg P/kg TS
- Alm: 684 mg P/kg TS
- Intensivobstbau: 803 mg P/kg TS
- Weinbau: 1003 mg P/kg TS

Phosphorauswaschung und Phosphorabschwemmung

Generelle Vorgehensweise

Für verschiedene Landnutzungsformen enthält SALCA je einen Ausgangswert für die Auswaschung bzw. für die Oberflächenabschwemmung von Phosphor, der auf Literaturangaben basiert. Diese werden mit Korrekturfaktoren

verrechnet. Die Auswaschung von Phosphor ins Grundwasser und die Abschwemmung in Oberflächengewässer werden folgendermaßen berechnet:

$$\text{P-Auswaschung [kg P/ha]} = \text{P-Ausgangswert}_{\text{Nutzung}} \text{ [kg P/ha]} \times \text{Bodenfaktor}_{\text{Risikoklasse}} \times \text{P-Düngungsfaktor} \times \text{P-Testzahlfaktor}_{\text{Gehaltsklasse}}$$

$$\text{P-Abschwemmung [kg P/ha]} = \text{P-Ausgangswert}_{\text{Nutzung}} \text{ [kg P/ha]} \times \text{Bodenfaktor}_{\text{Risikoklasse}} \times \text{Hangneigungsfaktor} \times \text{Hangformfaktor} \times \text{Hanglängenfaktor} \times \text{Fremdwasserzuflussfaktor} \times \text{Hangwasserzuflussfaktor} \times \text{Faktor Distanz zum Einleiter} \times \text{P-Düngungsfaktor} \times \text{P-Testzahlfaktor}_{\text{Gehaltsklasse}}$$

Die Ausgangswerte für Auswaschung und Abschwemmung sowie die Bodenfaktoren wurden für Österreich angepasst und werden nachfolgend genauer beschrieben. Die übrigen Korrekturfaktoren blieben in FarmLife gleich wie in SALCA:

- Der Düngungsfaktor korrigiert die Phosphorauswaschung bei Gülledüngung um bis zu 20 % nach oben. Die Phosphorabschwemmung erhöht sich bei Gülledüngung um bis zu 70 %, bei Mistdüngung um bis zu 40 %, und bei Mineraldüngung um bis zu 20 %, je nach Düngemenge.
- Topographie: Beträgt die Hangneigung unter 3 %, wird davon ausgegangen, dass keine Oberflächenabschwemmung stattfindet; über 3 % Hangneigung gilt der P-Ausgangswert für die Abschwemmung (korrigiert durch die übrigen Korrekturfaktoren). Die Hangform kann zu erhöhten oder verringerten Oberflächenabflüssen führen und korrigiert die Phosphorabschwemmung um 5 % nach unten bzw. bis hin zu 30 % nach oben.
- Wasserzu- und abfluss: Je größer die Fließstrecke ist, die Wasser zurücklegt bevor es die beobachtete Parzelle erreicht, desto größer ist das Phosphor-Abschwemmungsrisiko (Korrekturfaktoren -5 % bis +20 %). Ebenso können der konzentrierte Zufluss von Wasser von außerhalb auf die Parzelle sowie austretendes Hangwasser auf der Parzelle das Abschwemmungsrisiko erhöhen (zusammen bis zu 20 %). Die Distanz einer Parzelle zum Einleiter beschreibt die Wahrscheinlichkeit, dass abgeschwemmter Phosphor auch tatsächlich in einem Gewässer ankommt. Zwischen <3 m und >100 m Distanz wird die Abschwemmung um +20 % bis -50 % korrigiert.
- Der Testzahlfaktor kommt zur Anwendung, wenn Informationen zur Versorgung mit pflanzenverfügbarem Phos-

phor vorliegen. Sowohl die Auswaschung als auch die Abschwemmung werden je nach Phosphor-Gehaltsklasse zwischen -20 % und +40 % korrigiert.

P-Ausgangswert und Bodenfaktor für Auswaschung und Abschwemmung

SALCA ordnet jeder Landnutzungskategorie einen einheitlichen Wert für die durchschnittlich ausgewaschene bzw. abgeschwemmte Menge an Phosphor zu. Es wurde davon ausgegangen, dass in Österreich aufgrund ähnlicher klimatischer Gegebenheiten und ähnlicher Bewirtschaftung größtenteils dieselben Werte verwendet werden können wie in der Schweiz. Im Hauptproduktionsgebiet „nordöstliches Flach- und Hügelland“ (AWI 2009) in Nordost-Österreich, das zum pannonischen Klimaraum gehört, liegen allerdings die Jahresniederschläge mit unter 750 mm deutlich tiefer als im übrigen Landesgebiet (ZAMG 2014), was zu geringerer Auswaschung und Abschwemmung führen sollte. Dazu kommt, dass als Bodentyp dort tiefgründige Schwarzerdeböden vorherrschen (BFW 2013), sodass dort mit weniger Sickerwasserbildung und folglich mit weniger Phosphorauswaschung zu rechnen ist. Für FarmLife standen Ergebnisse von Zessner *et al.* (2011) über Phosphorfrachten im Grundwasser sowie über den Oberflächenabfluss auf Ebene kleinräumig unterteilter Flusseinzugsgebiete zur Verfügung. Um neue P-Ausgangswerte für das nordöstliche Flach- und Hügelland zu berechnen, wurde das Verhältnis der P-Auswaschungs- bzw. Abschwemmungsmenge in den Einzugsgebieten, die im nordöstlichen Flach- und Hügelland liegen, zum Landesdurchschnitt ermittelt und die P-Ausgangswerte aus SALCA mit diesen Faktoren multipliziert. *Tabelle 1* zeigt die P-Ausgangswerte aus SALCA-Phosphor sowie die neu berechneten Werte für das nordöstliche Flach- und Hügelland.

Der Bodenfaktor bezeichnet das Auswaschungs- bzw. Abschwemmungsrisiko abhängig von Bodenart, Bodentyp und Wasserhaushalt und wurde mit österreichischen Bodendaten neu bestimmt. Generell werden die Parzellen über ein Berechnungsschema einer von fünf Risikoklassen zugeteilt, bei denen die Phosphorauswaschung jeweils um 5 % nach unten oder bis zu 15 % nach oben korrigiert wird; die Phosphorabschwemmung wird in ihren Risikoklassen um bis zu 20 % nach unten oder oben korrigiert. Die Berechnungsschemata benötigen Informationen zum Bodentyp, zum Wasserhaus-

Tabelle 1: P-Ausgangswert in kg P/ha in Abhängigkeit von der Landnutzung zur Bestimmung der Auswaschungsverluste. n.v.: Kein Wert vorhanden. Quellen: ¹⁾Prasuhn (2006); ²⁾berechnet mit Werten aus Zessner *et al.* (2011).

Landnutzungskategorie	P-Ausgangswert Auswaschung ¹⁾	P-Ausgangswert Auswaschung nordöstliches Flach- und Hügelland ²⁾	P-Ausgangswert Abschwemmung ¹⁾	P-Ausgangswert Abschwemmung nordöstliches Flach- und Hügelland ²⁾
Ackerland	0,07	0,031	0,175	0,028
Kunstwiese	n.v.	n.v.	0,25	0,04
Dauerwiesen	0,06	0,026	0,25	0,04
Weiden	0,06	0,026	0,25	0,04
Weiden / Wiesen extensiv	n.v.	n.v.	0,15	0,024
Alm	0,055	0,024	0,25	0,04
Gartenbau	0,07	0,031	0,175	0,028
Obstbau	0,06	0,026	0,25	0,04
Weinbau	0,07	0,031	0,175	0,028

halt sowie zur Körnung im Ober- und Unterboden. In SALCA werden die Böden nach einem speziellen System in „Wasserhaushaltsgruppen“ eingeteilt, das sich nicht auf die verfügbare Klassifizierung der Böden in Österreich nach BFW (2013) übertragen ließ. Die Bodentypen wurden daher durch Herrn Günther Aust (Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft, BFW) gemäß ihren Bodeneigenschaften und anhand der Verteilung der pflanzennutzbaren Gründigkeit neu den Wasserhaushaltsgruppen des schweizerischen Systems zugeordnet. Auch die Bodenarten waren in der österreichischen Bodenkartierung anders eingeteilt als in SALCA-Phosphor und mussten entsprechend übersetzt werden. Anhand der so ermittelten Zuordnung zu den Wasserhaushaltsgruppen konnten die Auswaschungs- und Abschwemmungsrisikoklassen der Parzellen ermittelt werden.

Phosphoreintrag in Oberflächengewässer durch Drainage

SALCA-Phosphor (Prasuhn 2006) berechnet die Phosphorverluste auf Parzellen mit Drainage, indem die Phosphorauswaschung mit dem Faktor 6 multipliziert wird.

Nitratauswaschung ins Grundwasser

Nitratauswaschung bei Ackerkulturen und Gemüse

Generelle Vorgehensweise

SALCA-Nitrat (Richner *et al.* 2014) berechnet für Ackerkulturen und Gemüse eine Stickstoffbilanz auf Schlagebene in Monatsschritten. Der Stickstoffüberschuss wird als potenziell auswaschungsgefährdet betrachtet. Als Stickstoff-Inputs in das System werden die Stickstoffmineralisierung aus der organischen Bodensubstanz und die Zufuhr von mineralisiertem Stickstoff (NH_4 , NO_3 , Amid-N) durch die Düngung berücksichtigt, abzüglich der gasförmigen Stickstoffemissionen aus der Düngerausbringung. Die potenzielle Stickstoffauswaschung ergibt sich aus der Differenz zwischen N-Input und N-Entzug durch die Pflanzen. Nach der Vorgehensweise von SALCA wird der potenzielle Nitrataustrag in FarmLife nach folgender Formel berechnet:

$$\text{Nitrataustrag}_{\text{Kultur a}} = \sum_{x=1}^{12} (\text{N-Mineralisierung}_{\text{Monat x}} \times \text{Korrekturfaktoren-N-Aufnahme}_{\text{Monat x, Kultur a}} + \text{N-Zufuhr mineralische Düngung}_{\text{Monat x}} \times \text{Anteil ausgewaschener N}_{\text{Monat x, Kultur a}} \times \text{Korrekturfaktor Gründigkeit}) \times \text{Korrekturfaktor Winterniederschlag} \times \text{Korrekturfaktor Sickerwasserbildung}$$

Anpassungen im Modell gab es bei der Ermittlung der N-Mineralisierung für die Betriebe. Der Korrekturfaktor Sickerwasserbildung wurde außerdem für FarmLife der Berechnung neu hinzugefügt. Beides wird nachfolgend noch genauer beschrieben. Die übrigen Berechnungsparameter werden gleich ermittelt wie in SALCA:

• Korrekturfaktoren für die monatliche Stickstoffmineralisierung:

- Intensive Bodenbearbeitung steigert die Mineralisierung um bis zu 100 %; Abweichungen von mittleren Ton- und Humusgehalten des Bodens führen zu Korrekturen zwischen -30 % und +40 %.
- Eine Abweichung vom Standard-Viehbesatz von 1 DGVE/ha (entspricht 110 kg N/ha aus Hofdüngern) führt zu einer Korrektur der N-Mineralisierung um 10 % pro DGVE.
- Der Umbruch von Wiesen und Brachen bzw. die Einarbeitung der Ernterückstände von Körnerleguminosen, Gründüngungskulturen und Zuckerrüben führen zu einer Steigerung der N-Mineralisierung um 14 bis 43 % während einiger Monate.
- Die Mineralisierung auf Dauergrünland beträgt je nach Intensität nur 45 bis 83 % der Mineralisierung auf Ackerland.
- Die Stickstoffaufnahme der Pflanzen stammt aus der Schweizer Düngungsnorm (Flisch *et al.* 2009 für Ackerkulturen, Spring *et al.* 2003 für Weinbau); die dort hinterlegten Stickstoffgehalte des Erntegutes passen auch für Österreich.
- Die Stickstoffzufuhr durch Düngung wurde direkt auf den FarmLife-Betrieben erhoben.
- Anteil ausgewaschener Stickstoff je nach Monat und Kultur: Je nach Düngezeitpunkt kann eine Kultur aufgrund ihres Wachstumsstadiums den gedüngten Stickstoff nicht vollständig aufnehmen, sodass je nach Monat und Kultur unterschiedliche Anteile des gedüngten Stickstoffs verloren gehen.
- Korrekturfaktor pflanzennutzbare Gründigkeit: Bei flachgründigen Böden steigt die Gefahr für Stickstoffauswaschung um bis zu 35 %.
- Korrekturfaktor Winterniederschlag: SALCA geht davon aus, dass unter durchschnittlichen klimatischen Bedingungen der Schweiz das Bodenwasser im Winterhalbjahr mehrmals ausgetauscht wird und dass somit der Stickstoff, der am Ende der Vegetationsperiode noch im Boden vorhanden ist, mit großer Wahrscheinlichkeit vollständig ausgewaschen wird. In Regionen mit tieferen Winterniederschlägen kann es vorkommen, dass nicht ausreichend Sickerwasser gebildet wird, um den überschüssigen Stickstoff vollständig auszuwaschen. Der Korrekturfaktor „Winterniederschlag“ wird berechnet, indem die Niederschlagsmenge von Oktober bis März zu der durchschnittlichen Niederschlagsmenge dieser Monate in Zürich-Reckenholz (433 mm) ins Verhältnis gesetzt wird.

Stickstoffmineralisierung

Den Ausgangspunkt der Berechnung bildet in SALCA die monatliche Stickstoffmineralisierungsrate. Diese wurde dort für die Schweizerische Tal-, Hügel- und Bergzone ermittelt (Abbildung 1). Die Aufteilung in diese Zonen ist spezifisch für die Schweiz und hängt nicht nur von klimatischen und topographischen Faktoren ab, sondern auch von der Verkehrslage (BLW 2013). Österreichische Betriebe können diesen Regionen nicht ohne weiteres zugeordnet werden. Richner *et al.* (2014) analysierten die klimatischen Bedingungen in

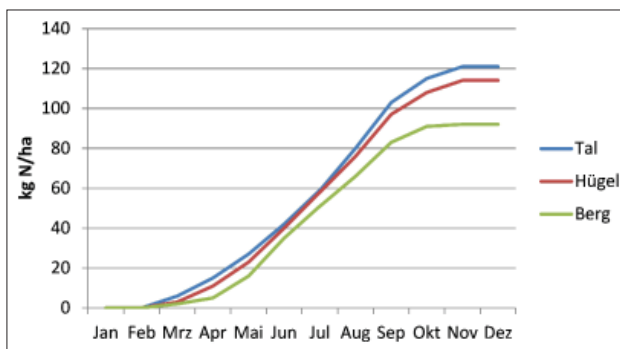


Abbildung 1: Verlauf der monatlichen Stickstoffmineralisierung im Tal-, Hügel- und Berggebiet, verwendet in SALCA resp. in FarmLife. Quelle: Richner *et al.* (2014).

den drei Zonen innerhalb der Schweiz und fanden, dass die Jahrestemperatur ein wichtigeres Unterscheidungskriterium darstellt als die Niederschläge. Die Jahresmitteltemperatur beträgt für die Talzone 10,1 °C, für die Hügelzone 9,3 °C und für die Bergzone 5,4 °C. Die FarmLife-Betriebe wurden anhand der Jahresmitteltemperatur der nächstgelegenen passenden Klimastation einer der Zonen zugeordnet.

Korrekturfaktor Sickerwasserbildung

Der Korrekturfaktor „Sickerwasserbildung“ dient der Extrapolation von SALCA-Nitrat auf das nordöstliche Flach- und Hügelland, das im pannonischen Klimaraum liegt und in dem die Jahresniederschläge deutlich tiefer sind als in der Schweiz. Mit CANDY (UFZ 2011) wurde berechnet, dass dort in manchen Jahren kein Sickerwasser gebildet wird. Überschüssiger Stickstoff wird dann nicht ausgewaschen, sondern er bleibt im Boden und kann im Folgejahr von der Vegetation aufgenommen werden. Im Abschlussbericht des Projektes FarmLife (Herndl *et al.* im Druck) ist die Berechnung dieses Korrekturfaktors genauer beschrieben. Er beträgt 0,375 nach dem Anteil von Jahren mit Sickerwasserbildung und gilt für Betriebe, die im nordöstlichen Flach- und Hügelland liegen.

Nitratauswaschung aus den Ausscheidungen von Weidetieren

Für weidendes Rindvieh wurden folgende Emissionsfaktoren gemäß SALCA-Nitrat (Richner *et al.* 2014) angenommen: 37 % des anfallenden Ammonium-N (TAN) im Harn und 22 % im Kot werden ausgewaschen, wobei 60 % des N im Harn ausgeschieden werden, was eine Emissionsrate von 28 % ergibt. Diese Werte gelten von April bis September. Von Februar bis März und im Oktober wird die Emissionsrate um 10 %, von November bis Januar um 15 % erhöht. Für die übrigen Wiederkäuer wurde von einem durchschnittlichen Emissionsfaktor von 34 % des anfallenden TAN über das ganze Jahr ausgegangen. Bei Schweineweiden wurde zwischen dem Hüttenbereich und der übrigen Fläche (Hauptbereich) unterschieden. Im Hüttenbereich ist die Wühltätigkeit der Schweine sehr intensiv, was zu einem deutlich höheren Auswaschungsrisiko führt (Stauffer *et al.* 1999); der Flächenanteil des Hüttenbereichs ist 20 %. Der Hauptbereich zeichnet sich durch ein geringeres Auswaschungsrisiko aus.

In FarmLife wurde ein durchschnittlicher Emissionsfaktor von 50 % des anfallenden TAN auf der Schweineweide verwendet. Für Geflügel wurde der gleiche Faktor verwendet wie für Schweine.

Schwermetallemissionen

SALCA modelliert den Eintrag von Schwermetallen in das Grundwasser, in Oberflächengewässer und in den Boden. Die Berechnung der Schwermetallemissionen (Freiermuth 2006) basiert auf einer Input-Output-Bilanz des Gesamtbetriebes. Berücksichtigt werden Cadmium, Kupfer, Zink, Blei, Nickel, Chrom und Quecksilber. Die Schwermetallbilanz benötigt folgende Eingangsdaten:

- Schwermetallgehalt von mineralischen und organischen Düngemitteln
- Schwermetallgehalt der ausgebrachten Pflanzenschutzmittel
- Schwermetallgehalt der zugekauften Futtermittel
- Schwermetallgehalt von Hilfsstoffen der Tierproduktion
- Schwermetallgehalt der pflanzlichen und tierischen Produkte des Betriebes
- Menge Schwermetallaustrag durch Sickerwasser
- Schwermetallgehalte im Boden für Ackerland, Dauergrünland und Intensivkulturen
- Mittlerer Bodenabtrag
- Atmosphärische Schwermetalldeposition.

Für Österreich standen Daten aus Erhebungen zum Schwermetallgehalt im Boden und zur Schwermetalldeposition zur Verfügung. Die Bodengehalte waren aus dem Umweltkontrollbericht (Umweltbundesamt 2004) verfügbar und basieren auf Bodenzustandsinventuren der österreichischen Bundesländer. Allerdings gab es diese nicht für alle Schwermetalle und nur für die Landnutzungsformen „Dauerwiese“ und „Ackerland“, nicht für Spezialkulturen. Für die fehlenden Werte wurden die Werte aus Freiermuth (2006) beibehalten. Die Schwermetalldepositionswerte für Österreich stammen aus Zechmeister *et al.* (2009). Alle übrigen Faktoren und Gehalte beruhen zu einem großen Teil auf internationalen Datengrundlagen und blieben daher gleich wie in SALCA.

Der Schwermetallaustrag ins Grundwasser wird als sehr gering eingestuft, sodass feste Austragsmengen für die einzelnen Schwermetalle als ausreichend genau betrachtet werden. Der Austrag über Bodenerosion in Oberflächengewässer wird ermittelt über die Konzentration der Schwermetalle im Boden und die Höhe der Bodenerosion. Letztere wird wie beim Phosphoraustrag ermittelt und analog mit einem Faktor für den Anteil erodierten Bodenmaterials, der in ein Gewässer gelangt, und mit einem Faktor für die Anreicherung von Schwermetallen im Oberboden verrechnet. Der Schwermetalleintrag in den Boden wird nach Freiermuth (2006) als Differenz zwischen dem Eintrag, dem Entzug durch die Pflanzen und den Austrägen über Erosion und Auswaschung berechnet. Alle Schwermetallausträge werden mit einem Allokationsfaktor multipliziert, der aus den gesamten Schwermetallemissionen den Anteil abtrennt, der der Landwirtschaft und nicht der Schwermetalldeposition geschuldet ist.

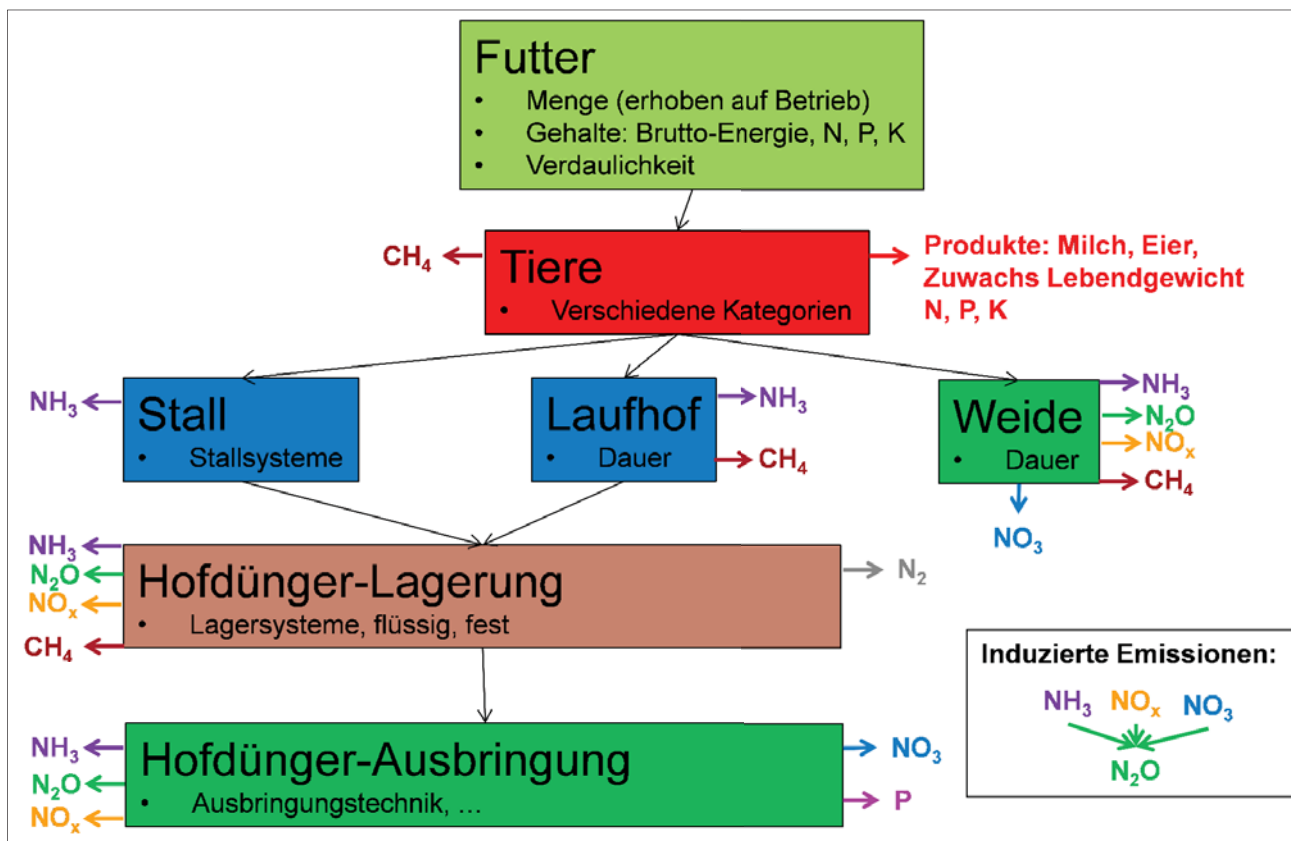


Abbildung 2: Konzept der Emissionsmodellierung in der Tierhaltung im Rahmen von FarmLife.

FarmLife-Tieremissionen

Generelle Vorgehensweise

Für die Ammoniakemissionen verwendete SALCA bisher ein an Schweizer Verhältnisse angepasstes Modell. Bei Lachgas und Methan hingegen wurde bisher schon auf international anerkannte Ansätze (im Wesentlichen IPCC 2006) gesetzt. Im Bereich der tierischen Emissionen gab es einen Bedarf für eine grundlegende Überarbeitung und Flexibilisierung der Emissionsmodellierung. Um eine konsistente Modellierung auf allen Stufen sicherzustellen, wird für Stickstoff, Phosphor und Kali eine Massenfluss-Modellierung durchgeführt (Abbildung 2).

Ammoniakemissionen

Die Ammoniakemissionen wurden neu mit dem Schweizer Modell Agrammon berechnet (HAFL 2013a und 2013b). Agrammon ist ein Tier 3-Modell gemäß EMEP-Methodik (EEA 2013), welches auf Schweizer Verhältnisse angepasst ist. Es basiert u.a. auf dem Modell von Menzi *et al.* (1997) und weiteren Grundlagen. Gemäß den im Rahmen der wissenschaftlichen Begleitgruppe von FarmLife konsultierten Experten wurde das Modell als geeignet für österreichische Verhältnisse angesehen. Einzelne Anpassungen wurden vorgenommen, wo das Agrammon-Modell nicht mit der Massenflussmodellierung vereinbar war bzw. wo es veraltete und wenig detaillierte Emissionsfaktoren verwendete. So stammen die Emissionsfaktoren für die Ausbringung

Tabelle 2: Emissionsfaktoren (EF) für Ammoniak aus der Anwendung von Mineraldüngern (EEA, 2013, 3.D Table 3-2). Bei den Emissionsfaktoren, die sich je nach pH-Wert unterscheiden, wird zwischen den Grenzen von pH 5.5 und 7.3 (aus Hillier *et al.* 2011) linear interpoliert. Quelle: Herndl *et al.* (2015).

Düngertyp	EF a	EF b
	kg NH ₃ -N/kg N Boden pH≤5.5	kg NH ₃ -N/kg N Boden pH>7.3
Ammonium-Sulphat	0,011	0,222
Ammonium-Nitrat	0,030	0,030
Calcium-Ammonium-Nitrat	0,018	0,018
Ammoniak flüssig	0,009	0,009
Harnstoff	0,200	0,200
Harnstoff Ammonium-Nitrat	0,103	0,103
Di-Ammonium-Phosphat	0,093	0,241
Mono-Ammonium-Phosphate	0,093	0,241
Andere Mehrnährstoffdünger	0,030	0,030
Harnstoff Ammonium-Sulphat	0,161	0,161
N Mineraldünger unspezifiziert	0,067	0,067

von Mineraldüngern (Tabelle 2) nicht aus Agrammon, sondern aus den EMEP-Richtlinien 2013 (EEA 2013). Die Emissionsraten bei der Hofdüngerausbringung wurden nach Agrammon berechnet (Tabelle 3). Diese gelten bei Ausbringung mit Prallteller (für Gülle) und bei durchschnittlichen Wetterverhältnissen (4,2 % Sättigungsdefizit, 12 °C, 70 % relative Luftfeuchte, basierend Klimadaten von Bern-Liebefeld).

Tabelle 3: Emissionsfaktoren (EF) für Ammoniak aus der Anwendung von organischen Düngern nach Agrammon (HAFL, 2013a). TAN: Ammonium-N. Quelle: Herndl et al. (2015).

Tierart	Düngertyp	EF kg NH ₃ -N/kg TAN
Rindvieh	Gülle	0,50
Rindvieh	Mist	0,80
Schweine	Gülle	0,35
Schweine	Mist	0,60
Geflügel	Mist/Kot	0,40
Pferde, übr. Equiden, Kleinwiederkäuer	Mist	0,70
Alle	Gärgülle	0,53
	Kompost	0,80

Agrammon bietet eine Reihe von Korrekturfaktoren für die Emissionsfaktoren der Düngerausbringung an, welche in FarmLife berücksichtigt wurden, wie Korrekturfaktoren für die Ausbringungstechnik von Gülle oder für die Einarbeitung von Mist. Dazu kamen Korrekturfaktoren für die klimatischen Verhältnisse (Jahreszeit bzw. Tageszeit der Ausbringung) nach Katz (1996) zum Einsatz. So ergab sich eine Erhöhung des Emissionsfaktors um 3 % bei einer Zunahme des Sättigungsdefizits um 1 % gegenüber durchschnittlichen Verhältnissen in Agrammon bzw. eine entsprechende Abnahme bei kühlerer und feuchterer Witterung. Die Klimadaten der Betriebe wurden von der nächstgelegenen passenden Klimastation verwendet (s. Korrekturfaktor Sickerwasserbildung).

Die Emissionsfaktoren aus Stall, Laufhof, Hofdüngerlager und Weide nach Agrammon finden sich in *Tabelle 4*. Auch hier bietet Agrammon eine Reihe von Korrekturfaktoren für spezifische Situationen. In FarmLife wurden Korrekturfaktoren für Rindviehstall, Schweinestall, Geflügelstall, Laufhof, Güllelager und Mistlager berücksichtigt.

Tabelle 4: Emissionsfaktoren (EF) für Ammoniak aus der Tierhaltung nach Agrammon (HAFL 2013a). Die Emissionsfaktoren beziehen sich auf den TAN-Gehalt (kg NH₃-N/kg TAN). Die Werte für die „übrigen Wiederkäuer“ und die „übrigen Nicht-Wiederkäuer“ sind extrapoliert. Die EF für Güllelager von Rindvieh und Schweinen wurden mit folgenden Parametern berechnet: Verdünnung 1:1,2, Lagerdauer 5 Monate, Lagervolumen 51 m³/Kuh/Jahr bzw. 3,5 m³/Mastschwein/Jahr, 3 m Tiefe des Güllelagers (T. Kupper, HAFL, pers. Mitteilung, 17.12.2013). TAN: Ammonium-N. Quelle: Herndl et al. (2015).

Tierart	kg TAN (kg N) ⁻¹	Hofdüngertyp	EF Stall	EF Laufhof	EF Hofdüngerlager	EF Weide
Milchvieh	0,6	flüssig	0,125	0,700	0,250	0,083
Milchvieh	0,6	fest	0,125	0,700	0,300	0,083
Übriges Rindvieh (Mast, Aufzucht, Mutterkuhhaltung)	0,6	flüssig	0,125	0,700	0,250	0,083
Übriges Rindvieh (Mast, Aufzucht, Mutterkuhhaltung)	0,6	fest	0,125	0,700	0,300	0,083
Schafe und Ziegen	0,4	fest	0,275	0,750	0,300	0,125
Übrige Wiederkäuer	0,53	fest	0,175	0,717	0,267	0,097
Mastschweine (8-110 kg)	0,7	flüssig	0,365	0,486	0,200	0,200
Mastschweine (8-110 kg)	0,7	fest	0,365	0,486	0,500	0,200
Muttersauen (und Ferkel bis 8 kg)	0,7	flüssig	0,365	0,486	0,200	0,200
Muttersauen (und Ferkel bis 8 kg)	0,7	fest	0,365	0,486	0,500	0,200
Pferde (und Maultiere, Esel)	0,4	fest	0,275	0,350	0,300	0,125
Legehennen (mit Elterntieren)	0,6	flüssig	0,250	0,700	0,250	0,700
Legehennen (mit Elterntieren)	0,6	fest	0,500	0,700	0,250	0,700
Mastgeflügel (mit Elterntieren)	0,6	fest	0,200	0,700	0,250	0,700
Übriges Geflügel	0,6	fest	0,200	0,700	0,250	0,700
Übrige Nicht-Wiederkäuer	0,6	fest	0,276	0,570	0,242	0,438

Stickoxide und N₂

Stickoxide (NO_x, NO, NO₂) stammen mehrheitlich aus dem Nitrifikationsprozess. Die Bedeutung von Stickoxidemissionen aus der Anwendung von Stickstoffdüngern und aus dem Hofdünger-Management (Hofdüngerlagerung und -ausbringung) ist im Vergleich zu anderen Quellen eher gering. Deshalb genügen relativ einfache Modellansätze:

- Der Emissionsfaktor für die Anwendung von mineralischen und organischen Düngern (inkl. Hofdünger) ist 0,012 kg NO_x-N/kg N_{ausgebracht} (EEA 2013)
- Emissionsfaktor für Hofdünger-Management: 0,00005 kg NO_x-N/kg N in flüssigen Hofdüngern und 0,0047 kg NO_x-N/kg N in festen Hofdüngern (EEA 2013)

Während der Hofdüngerlagerung entstehen auch N₂-Verluste. Diese Emissionen wurden zwar in der Wirkungsabschätzung nicht berücksichtigt, da sie keinerlei direkte Auswirkungen auf die Umwelt haben, für eine vollständige Stickstoffbilanz müssen sie aber doch eingerechnet werden. Die entsprechenden Emissionsfaktoren betragen 0,003 kg N₂/kg TAN für flüssige und 0,3 kg N₂/kg TAN für feste Hofdünger (EEA 2013).

Lachgas

Lachgas entsteht während Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen und ist ein hochwirksames Treibhausgas. Die Lachgasemissionen wurden in SALCA mit Emissionsfaktoren aus IPCC (2006) berechnet. Diese Vorgehensweise blieb in FarmLife grundsätzlich gleich. Anpassungen betrafen hauptsächlich die Abstimmung mit den übrigen Stickstoffemissionen aus der Tierhaltung und im Pflanzenbau: Um mit der Massenfluss-Modellierung konsistent zu sein, wurden die von EEA (2013) aus IPCC (2006) abgeleiteten Lachgas-Emissionsfaktoren für die Tierhaltung verwendet. Das Modell für Lachgasemissionen aus dem Pflanzenbau nach IPCC (2006, Tier 1) lautet folgendermaßen:

Tabelle 5: Emissionsfaktoren für N₂O aus der Tierhaltung (nach EEA, 2013, 3.B Table 3.6). Die Emissionsfaktoren (EF) beziehen sich auf den TAN-Gehalt. NA = nicht relevant für Mist. Die Werte für die übrigen Wiederkäuer und die übrigen Nicht-Wiederkäuer sind mit den Durchschnitts aller Wiederkäuer bzw. Nicht-Wiederkäuer angenähert. HD: Hofdünger; TAN: Ammonium-N. Quelle: Herndl *et al.* (2015).

Tierkategorie	Hofdünger-Typ	N ₂ O – Hofdüngerlagerung			N ₂ O – Weide
		EF			EF
		kg N ₂ O-N (kg TAN zu Beginn HD-Lagerung) ¹			kg N ₂ O-N
		Mit natürlicher Schwimmdecke	Ohne natürliche Schwimmdecke	Güllegrube unter Stall	(kg N _{ausgeschieden}) ¹
Milchkühe	flüssig	0,01	0,00	0,004	0,02
	fest	0,08	NA	NA	0,02
Übriges Rindvieh (Jungvieh, Mastvieh, Mutterkühe)	flüssig	0,01	0,00	0,004	0,02
	fest	0,08	NA	NA	0,02
Schafe (und Ziegen)	fest	0,07	NA	NA	0,01
Übrige Wiederkäuer	fest	0,08	NA	NA	0,02
Mastschweine (8-110 kg)	flüssig	0,01	0,00	0,003	0,02
	fest	0,05	NA	NA	0,02
Muttersauen (und Ferkel bis 8 kg)	flüssig	0,01	0,00	0,003	0,02
	fest	0,05	NA	NA	0,02
Pferde (und Maultiere, Esel)	fest	0,08	NA	NA	0,01
Legehennen (mit Elterntieren)	fest	0,04	NA	NA	0,02
	flüssig	NA	0,00	NA	0,02
Mastgeflügel (mit Elterntieren)	fest	0,03	NA	NA	0,02
Übriges Geflügel	fest	0,03	NA	NA	0,02
Übrige Nicht-Wiederkäuer	fest	0,05	NA	NA	0,02

$$N_2O = 44/28 \times (0,01 (N_{tot} + N_{cr} + 14/17 \times NH_3 + 14/46 \times NO_x) + 0,0075 \times 14/62 \times NO_3)$$

Wobei:

$$N_2O = N_2O\text{-Emission [kg N}_2O \text{ ha}^{-1}]$$

$$N_{tot} = \text{gesamter N in mineralischen und organischen Düngern [kg N ha}^{-1}]$$

$$N_{cr} = \text{gesamter N in Ernterückständen [kg N ha}^{-1}]$$

$$NH_3 = \text{N-Verluste als NH}_3 \text{ [kg NH}_3 \text{ ha}^{-1}]$$

$$NO_x = \text{N-Verluste als NO}_x \text{ [kg NO}_x \text{ ha}^{-1}]$$

$$NO_3 = \text{N-Verluste als NO}_3 \text{ [kg NO}_3 \text{ ha}^{-1}]$$

Die Lachgas-Emissionsfaktoren für Hofdüngerlagerung und Weide (Tabelle 5) stammen aus EEA (2013), abgeleitet aus IPCC (2006). Zusätzlich zu den direkten Emissionen wurden induzierte Lachgasemissionen berechnet. Diese entstehen aus dem Stickstoff, der in Form von NH₃, NO_x und NO_x emittiert wurde: 1 % des emittierten NH₃-N bzw. NO_x-N bzw. 0,75 % des emittierten NO₃-N werden später in Lachgas umgewandelt (IPCC 2006).

Methan

Methanemissionen entstehen hauptsächlich im Zusammenhang mit der Tierhaltung auf dem Hof und der Hofdüngerlagerung. Das Emissionsmodell für Methan basiert wie bei Lachgas auf den Vorgaben von IPCC (2006, Tier 2). Demgemäß wurden die Verdauungsemissionen für alle Tierkategorien außer Milchvieh wie folgt berechnet:

$$EF = GE \times (Y_m/100) \times 365 / 55,65$$

Wobei:

$$EF = \text{CH}_4\text{-Emission [kg CH}_4\text{/Tier/Jahr]}$$

$$GE = \text{Bruttoenergie-Aufnahme (gross energy intake) [MJ/Tier/Tag]}$$

$$Y_m = \text{Methan-Konversionsfaktor [% GE umgewandelt zu CH}_4]$$

$$55,65 \text{ MJ/kg CH}_4 = \text{Energiegehalt von Methan}$$

Die Methankonversionsfaktoren für die Umwandlung von Bruttoenergie im Futter zu Methan wurden für Rindvieh, Schafe und Ziegen aus IPCC (2006) übernommen, für Schweine, Pferde und Geflügel aus BAFU (2013). Die Methanemissionen durch Milchkühe wurden nach dem Modell von Kirchgessner *et al.* (1995) basierend auf der Futteraufnahme, auf dem Anteil des Grundfutters und auf dem Lebendgewicht folgendermaßen berechnet:

$$EF = 0,001 \times (63 + 26 \times CP + 79 \times CF + 10 \times NFE - 212 \times RL)$$

Wobei:

$$EF = \text{CH}_4\text{-Emissionen [kg CH}_4\text{/Tier/Tag]}$$

$$CP = \text{Rohproteinaufnahme (crude protein) [kg/Tier/Tag]}$$

$$CF = \text{Rohfaseraufnahme (crude fibre) [kg/Tier/Tag]}$$

$$NFE = \text{Aufnahme von N-freien Extraktstoffen [kg/Tier/Tag]}$$

$$RL = \text{Rohfettaufnahme (raw lipids) [kg/Tier/Tag]}$$

Die Methanemissionen aus der Hofdüngerlagerung berechneten sich nach IPCC (2006) gemäß folgender Formel:

$$EF_{(T)} = (VS_{(T)} \times 365) \times [B_{0(T)} \times 0,67 \text{ kg/m}^3 \times \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \times MS_{(T,S,k)}]$$

Wobei:

$$EF_{(T)} = \text{jährliche CH}_4\text{-Emissionen pro Tierkategorie T [kg CH}_4\text{/Tier/Jahr]}$$

$$VS_{(T)} = \text{tägliches Anfall an Volatile Solids pro Tierkategorie T [kg Trockenmasse/Tier/Tag]}$$

$$365 = \text{Basis für die Berechnung der jährlichen VS-Produktion [Tage/Jahr]}$$

$B_0(T)$ = maximale Methanbildungskapazität für Hofdünger produziert in Tierkategorie T [$\text{m}^3 \text{CH}_4/\text{kg}$ anfallende VS]

0,67 = Konversionsfaktor von $\text{m}^3 \text{CH}_4$ zu kg CH_4

MCFS, k = Methan-Konversionsfaktor pro Hofdünger-Managementsystem S in Klimaregion k [%]

MST, S,k = Anteil der Tierkategorie T Hofdünger-Managementsystem S in Klimaregion k [dimensionslos]

Diskussion der Modellanpassungen, Forschungsbedarf und Ausblick

Das Phosphor-Emissionsmodell aus SALCA wurde in seiner grundsätzlichen Vorgehensweise nicht verändert. Somit entsprechen die Änderungen den Vorgaben des Projektes, dass FarmLife dieselbe Anwendbarkeit besitzen sollte wie SALCA in der Schweiz. Die länderspezifischen Parameter bzw. ihre Berechnung konnten mittels der in Österreich verfügbaren Daten ausreichend angepasst werden.

Im Modell SALCA-Nitrat wurden verschiedene Einzel-Änderungen vorgenommen. Die Funktionalität des Modells blieb dieselbe wie in SALCA. Das Modell für die Nitratemissionen könnte in einer kleineren Anpassung dahingehend weiterentwickelt werden, dass die verschiedenen Stickstoffquellen (Dünger und N-Mineralisierung) nicht mehr getrennt betrachtet werden, sondern zusammengelegt und danach erst mit den Stickstoffentzügen verrechnet werden, wie es bei anderen Methoden der N-Bilanzierung üblich ist (Zessner *et al.* 2011, Küstermann *et al.* 2010). Generell gibt es zur Berechnung der potenziellen Nitratemissionen aber auch ganz andere Herangehensweisen. Beispielsweise könnte die Sickerwasserbildung in das Nitratmodell integriert werden. Die tatsächlich ausgewaschene Menge an Nitrat hängt davon ab, wie häufig im Jahr das Bodenwasser ausgetauscht wird, sodass an unterschiedlichen Standorten derselbe Stickstoffüberschuss zu unterschiedlichen Mengen an ausgewaschenem Nitrat führt. Zusätzlich beeinflusst die Nitratkonzentration im Sickerwasser bzw. im Grundwasser oder in Oberflächengewässern auch die Auswirkungen des Nitrats auf Organismen und Ökosysteme. Die tatsächlich ausgewaschene Menge an Nitrat trägt außerdem indirekt zu den Lachgasemissionen bei und beeinflusst somit das Treibhauspotenzial. Aktuell wird die Sickerwasserbildung durch die Korrekturfaktoren Winterniederschlag und Sickerwasserbildung sehr vereinfacht berücksichtigt.

Für ökobilanzielle Vergleiche, die von denselben Standortbedingungen ausgehen (z.B. Bewertung verschiedener Anbaumethoden auf demselben Standort), ist die Berechnung der Stickstoffüberschüsse ohne genauere Berücksichtigung des Sickerwassers ausreichend. Wenn allerdings Produkte oder Anbausysteme aus verschiedenen Regionen verglichen werden, wäre eine Bewertung mit Integration des Sickerwassers präziser. Eine parzellenscharfe Modellierung mit konkreten Boden-, Klima- und Bewirtschaftungsdaten ist für die Zukunft in Betracht zu ziehen. Es gibt verschiedene Modelle, welche den Wasserhaushalt und die Stickstoffdynamik eines Standortes berechnen, wie CANDY (UFZ 2011), SIMWASER (Stenitzer 1988) oder das darauf basierende STOTRASIM (Feichtinger 1998).

Im Modell für die Schwermetallemissionen wurden Parameterwerte für die Schwermetallgehalte im Boden und für die Schwermetalldeposition durch spezifisch österreichische Werte ersetzt. Für die restlichen Parameter waren keine österreichspezifischen Werte zu ermitteln. Für diese werden aber auch in SALCA bislang größtenteils Werte aus internationalen Quellen verwendet (hauptsächlich aus Deutschland und den Niederlanden), welche für Österreich gleichermaßen anwendbar sind. Eine Ausnahme bilden die Hofdünger, für deren Schwermetallgehalte in SALCA Schweizer Werte verwendet werden. Da diese über die Futteraufnahme der Tiere unter anderem mit den Schwermetallgehalten im Boden verknüpft sind, wäre für die Zukunft eine Anpassung für andere Länder zu prüfen.

Bezüglich der Ammoniakemissionen stellen neuere Messungen und Modellierungen die Emissionsfaktoren nach der Gülleausbringung in Frage. Es gibt Hinweise, dass die Emissionen aus Rindergülle etwa um einen Faktor 2 überschätzt sein könnten. Im Projekt FarmLife wurden aber dennoch die offiziellen Emissionsfaktoren aus Agrammon verwendet, da bislang noch keine gesicherten Erkenntnisse publiziert wurden.

Bezüglich der Lachgasemissionen im Pflanzenbau kann als mögliche Weiterentwicklung für die Zukunft eine detailliertere Modellierung auf Ebene einer Tier 2- oder Tier 3-Methodik (IPCC 2006) erfolgen, beispielsweise nach Bouwman *et al.* (2002). Momentan werden die Lachgasemissionen mit Hilfe pauschaler Emissionsfaktoren in Abhängigkeit von der Stickstoffdüngung berechnet (Tier 1-Methode). Bouwman *et al.* (2002) beziehen Standortfaktoren wie das Klima, den C_{org} -Gehalt im Boden und die Bodenart, aber auch managementbezogene Parameter in ihre Modellierung von Lachgas-Emissionsfaktoren ein. Die Methanemissionen könnten künftig auch für andere Wiederkäuer ähnlich modelliert werden wie es bereits für die Milchkühe gehandhabt wird, indem die Zusammensetzung des Futters detailliert einbezogen wird. Ramin und Huhtanen (2013) entwickelten hierzu Modelle, die verwendet werden könnten.

Die Emissionsmodelle wurden gemäß den eingangs genannten Grundsätzen angepasst, sodass die Ökobilanzmethode in Österreich einsetzbar ist. Die Methodik wurde mit Daten von Betrieben eines Erhebungsjahres getestet und funktioniert. Eine allgemeine Weiterentwicklung der Modelle wird jedoch laufend notwendig sein, um Aussagen zu verfeinern und Entwicklungen in der Forschung aufzunehmen.

Literatur

- AWI (2009) Landwirtschaftliche Haupt- und Kleinproduktionsgebiete. Bundesanstalt für Agrarwirtschaft (AWI). <http://www.agraroekonomik.at/index.php?id=produktionsgeb>. Zuletzt abgerufen: 20.03.2014.
- BAFU (2013) Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990-2011. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, 486 S. www.bafu.admin.ch/climate. Zuletzt abgerufen: 20.03.2014.
- Baumgartner D.U., Bystricky M. & Nemecek T. (2015) Konzept der einzelbetrieblichen Ökobilanzierung. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015, Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- BFW (2013) Bodenkarte. Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft (BFW). www.bodenkarte.at/. Zuletzt abgerufen: 07.02.2014.

- BLW (2013) Weisungen und Erläuterungen zur Verordnung über den landwirtschaftlichen Produktionskataster und die Ausscheidung von Zonen (Landwirtschaftliche Zonenverordnung; SR 912.1). Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Bern, 4 S.
- Bouwman A.F., Boumans L.J.M. & Batjes N.H. (2002) Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. *Global Biogeochemical Cycles* 16 (4).
- EEA (2013) EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 - Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency, Luxembourg. www.eea.europa.eu. Zuletzt abgerufen: 20.03.2014.
- Feichtinger F. (1998) STOTRASIM - Ein Modell zur Simulation der Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone eines Ackerstandortes. Wien, 14-41.
- Flißch R., Sinaj S., Charles R. & Richner W. (2009) GRUDAF 2009. Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 16 (2), 1-100.
- Freiermuth R. (2006) Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz. Agroscope FAL Reckenholz, 42 S.
- HAFL (2013a) Technische Parameter Modell Agrammon. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen, 19 S. www.agrammon.ch.
- HAFL (2013b) Dokumentation Technische Parameter Modell Agrammon - Version 20.3.2013. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen, 25 S. www.agrammon.ch.
- Herndl M., Baumgartner D.U., Guggenberger T., Bystricky M., Gaillard G., Lansche J., Fasching C., Steinwider A. & Nemecek T. (im Druck) Abschlussbericht FarmLife - Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irnding-Donnersbachtal, Österreich und Agroscope, Zürich, Schweiz.
- IPCC (2006) 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. IGES, Kanagawa, Japan.
- Katz P.E. (1996) Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland, ETH, Zürich.
- Kirchgessner M., Windisch W. & Müller H.L. (1995) Nutritional factors for the quantification of methane production. In Ruminant physiology: Digestion, metabolism, growth and reproduction. Proceedings of the Eighth International Symposium on Ruminant Physiology, edited by W. von Engelhardt, S. Leonhard-Marek, G. Breeves und D. Giesecke. Stuttgart: Ferdinand Enke Verlag.
- Küstermann B., Christen O. & Hülsbergen K.-J. (2010) Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135 (1-2), 70-80.
- Menzi H., Frick R. & Kaufmann R. (1997) Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz, 107 S.
- Oberholzer H.-R., Weisskopf P., Gaillard G., Weiss F. & Freiermuth R. (2006) Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen – SALCA-SQ. Agroscope FAL Reckenholz, 98 S.
- Prasuhn V. (2006) Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 22 S.
- Ramin M. & Huhtanen P. (2013) Development of equations for predicting methane emissions from ruminants. *Journal of Dairy Science* 96 (4), 2476-2493.
- Richner W., Oberholzer H.-R., Freiermuth Knuchel R., Huguenin O., Ott S., Walther U. & Nemecek T. (2014) Modell zur Beurteilung des Nitratauswaschungspotenzials in Ökobilanzen - SALCA-NO₃. Unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, N-Düngung), der mikrobiellen Nitratbildung im Boden, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und verschiedener Bodeneigenschaften. Agroscope, Institute for Sustainability Sciences, 60 S.
- Spring J.-L., Ryser J.-P., Schwarz J.-J., Basler P., Bertschinger L. & Häseli A. (2003) Grundlagen für die Düngung von Reben. AMTRA (2003), 24.
- Stauffer W., Menzi H. & Trachsel P. (1999) Gefährden Freiland Schweine das Grundwasser? *Agrarforschung* 6 (7), 257-260.
- Stenitzer E. (1988) SIMWASER - Ein numerisches Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes und des Pflanzenertrages eines Standorts. Petzenkirchen, 203 S.
- Strauss P. (2007) Flächenhafter Bodenabtrag durch Wasser. In: Hydrologischer Atlas Österreichs.
- UFZ (2011) CANDY. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UFZ. <http://www.ufz.de/index.php?de=14007>. Zuletzt abgerufen: 07.02.2014.
- Umweltbundesamt (2004) Boden. In: Siebenter Umweltkontrollbericht. Umweltbundesamt, Wien, 303-322.
- Wischmeier W.H. & Smith D.D. (1978) Predicting rainfall erosion losses - a guide to erosion planning. U.S. Department of Agriculture.
- ZAMG (2014) Langjähriges Mittel der Jahresniederschläge in Österreich (Periode 1971-2000). Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik (ZAMG). <http://www.zamg.ac.at/cms/de/klima/informationsportal-klimawandel/daten-download/klimamittel>. Zuletzt abgerufen: 14.02.2014.
- Zechmeister H.G., Hohenwallner D., Hanaus-Illnar A., Roder I. & Riss A. (2009) Schwermetalldepositionen in Österreich, erfasst durch Biomonitoring mit Moosen (Aufsammlung 2005). Umweltbundesamt, Wien, 167 S.
- Zessner M., Kovacs A., Gabriel O., Thaler S., Hochedlinger G., Schilling C. & Windhofer G. (2011) Stoffbilanzmodellierung für Nährstoffe auf Einzugsgebietsebene als Grundlage für Bewirtschaftungspläne und Massnahmenprogramme (STOBIMO-Nährstoffe). Endbericht. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 190 S.

Datenverarbeitungskonzept für die Ökobilanzierung

Thomas Guggenberger^{1*}, Markus Herndl¹ und Maria Bystricky²

Zusammenfassung

ISO 14040 definiert mit den vorgegebenen vier Phasen das Grundkonzept der Ökobilanzierung. Zusätzlich informiert die Norm inhaltlich über die groben Strukturen und Schnittstellen. Empfehlungen zu naturwissenschaftlichen Methoden bleiben ebenso offen, wie die Frage der praktischen Umsetzung. Ökobilanzierung kann sowohl als kleine Individuallösung im Tabellenkalkulationsprogramm einer Office-Suite als auch als Informationssystem für eine umfassende Betriebsberatung umgesetzt werden. Das Projekt FarmLife hat sich für den zweiten Weg entschieden und verfügt nun über eine Reihe von Werkzeugen, die eine Massenverarbeitung von Daten ermöglichen. Dieser Beitrag zeigt die FarmLife-Ansätze in den vier Phasen der Ökobilanzierung. Insgesamt folgt das Datenverarbeitungskonzept stärker den Grundsätzen des Software-Engineering als der Arbeitspraxis der praktischen Ökobilanzierung. Mit dem Schulterschluss zwischen Agrar-Informatik und wissenschaftlicher Expertise wurde die Lücke einer kontinuierlichen, betriebsindividuellen Ökobilanzierung geschlossen. Nach einer Überarbeitung wird FarmLife als Version 2.0 so leistungsfähig sein, dass die Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe nicht nur auf der Projektebene, sondern im praktischen Einsatz auf vielen Bauernhöfen möglich ist.

Schlagwörter: Software, Werkzeuge, Ökobilanzierung, Software-Engineering

Summary

The basic concept of Life Cycle Assessment (LCA) is defined by the four stages of ISO 14040. Additionally, this norm informs about the broad structures and interfaces. There are no recommendations in terms of scientific methods or concerning the question of practical realization. LCA can either individually be done in a spreadsheet program (office-suite) or it can be implemented as an information system for comprehensive consultancy. The project FarmLife has been deciding for the second way and now has a tool-set available, which allows the bulk processing of data. This article shows the basic approaches of FarmLife in the four stages of LCA. On the whole the concept of data processing follows the principles of software-engineering rather than practical LCA. Agrarian IT and scientific expertise guarantee a continuous and individual life cycle assessment. After a revision FarmLife (version 2.0) will be efficient thus far that LCA is not only possible for the project-related farms but also for the practical use on many other farms.

Keywords: software, tools, life cycle assessment, engineering

Einleitung

Die Alltagspraxis der Ökobilanzierung wird von drei verschiedenen Bereichen dominiert. Der erste Bereich, das ist die grundlegende Definition des Prozesses, wird von mehreren ISO-Normen (ISO 2006a,b) vordefiniert und kann als Korsett für den Arbeitsablauf verwendet werden (Finkbeiner *et al.* 2006). Im mittleren, dem zweiten Bereich definieren die Arbeitsgruppen der Ökobilanzierung ihre Fachmodelle. Dieser Bereich orientiert sich an den zu erarbeitenden Zielparametern für die Bewertung von Umweltwirkungen. Dieser Bereich wird stark vom fachlichen Konsens über die Bewertung von naturwissenschaftlichen Zusammenhängen beeinflusst. Der dritte Bereich, das ist die praktische Umsetzung, wird von den verfügbaren Werkzeugen dominiert. Die ideale Toolbox der Ökobilanzierung ist ein dynamisches Gesamtkonzept, welches dem Entwickler der Fachmodelle maximale Freiheit und Unterstützung gewährt und zugleich

dem Anwender klare Erfassungs-, Kontroll- und Interpretationsstrukturen vorgibt. Das Ziel der idealen Toolbox kann nur von einer Personengruppe erreicht werden, die sowohl die naturwissenschaftlichen Modelle als auch die Möglichkeiten der modernen Informatik beherrscht.

Bausteine der idealen Toolbox Ökobilanzierung

Das ideale Team

Die grob beschriebene Dichte an Aufgaben für die Entwicklung eines Datenverarbeitungskonzeptes nach den vier Phasen der Ökobilanzierung (Ziel und Rahmen, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung, Auswertung) beginnt mit der Bildung eines Kernteams. Das Verständnis für den Prozess und den Ablauf der Ökobilanzierung benötigt ein

¹ HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

² Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, CH-8046 ZÜRICH

* Ansprechpartner: Mag. Thomas Guggenberger, thomas.guggenberger@raumberg-gumpenstein.at

erstes Mitglied mit spezieller Ausbildung in diesem Bereich. Diesem Mitglied obliegt die zentrale Aufgabe, das fachliche Gesamtkonzept in den internationalen Rahmen der Ökobilanzierung einzupassen und zugleich die Werkzeuge der Wirkungsabschätzung bereitzustellen. Ein zweites Mitglied trägt die Verantwortung für die Fachmodelle. Die dafür notwendige Ausbildung hängt stark mit dem Ziel- und Untersuchungsrahmen der Ökobilanzierung zusammen. Systeme, die in der Automobilindustrie eingesetzt werden sollen, benötigen technische Kompetenz. Im Rahmen von FarmLife wird naturwissenschaftliche Kompetenz mit dem Schwerpunkt Landwirtschaft benötigt. Ein drittes Mitglied trägt die Aufgaben der allgemeinen Datenverarbeitung. Berührt die Fragestellung auch räumliche Daten, ist die Informatikkompetenz in diesem Bereich zu vertiefen. Ein viertes Mitglied leitet das Projekt und verantwortet alle strategischen, organisatorischen und finanziellen Fragen. Basiert das Konzept auf einer breiten Anwendergruppe, trägt ein fünftes Mitglied die Verantwortung für deren Unterstützung und Nutzen. Jeder Verantwortungsbereich muss seine Kompetenz durch einen eigenen Stab absichern, wobei die fachliche Kompetenz spezielle Mitarbeiter benötigt. Für die Leitung, Ökobilanzierung und die Datenverarbeitung wird die allgemeine Spezifikation benötigt.

In der praktischen Konzeption vieler Ökobilanzierungsteams klaffen personelle Lücken, die von anderen Mitgliedern im Kernteam ausgefüllt werden müssen. Oft übernimmt die Kompetenz der Ökobilanzierung auch die Projektleitung und die fachlich Verantwortlichen müssen die eigene Informatikkompetenz tragen. Das ideale Team wird so zum möglichen Team transformiert und verlässt - gezwungen durch die fehlende Kompetenz - den Pfad zur Anwendung der idealen Ökobilanzierungs-Toolbox. Diese Entwicklung gibt keinerlei Auskunft über die Qualität der erstellten Ergebnisse. Eine Einschränkung im maximal möglichen Nutzen ist zu erwarten, da sich Rumpf-Teams meist auf die Bewertung von Fallstudien konzentrieren.

Agroscope und HBLFA nähern sich gemeinsam dem idealen Team. Agroscope verantwortet die Ökobilanzierungskompetenz, HBLFA die Informatikkompetenz für den in FarmLife neu entwickelten Rahmen. Die Führungs- bzw. Fachkompetenz findet ihre Unterstützung auf beiden Seiten. HBLFA stellt zudem zukünftig eine Kompetenz zur Betreuung der Anwendergruppe.

Die idealen Bausteine der Datenverarbeitung

Jeder Verantwortungsbereich im Kernteam benötigt Unterstützung durch geeignete Werkzeuge der Datenverarbeitung. Selbstverständlich wird zu allererst bereits bestehende und somit geprüfte Software in die Toolbox eingebracht. Solange diese nicht am eigentlichen Datenstrom mitarbeiten muss, benötigt Fremdsoftware auch keine dynamische Schnittstelle. Zu dieser Gruppe gehört etwa Software für das Projektmanagement. Muss das Ergebnis des einzelnen Bereichs in den Arbeitsprozess der Ökobilanzierung eingebaut werden, ist eine entsprechende Schnittstelle zu definieren. Diese Schnittstellen sind systemkritisch und benötigen deshalb an dieser Stelle einen eigenen Exkurs:

„Schnittstellen verbinden ihrem Namen nach folgende zwei Systemteile. Die Verbindung ist vordergründig eine Frage der Informatik. Schnittstellen sollen in der Entwicklungssprache des Hauptsystems klar angesprochen, sowie fehlerfrei und schnell ausgelesen werden können. Der Zugriff auf die Schnittstelle muss über die Grenzen unterschiedlicher Plattformen hinweg gewährleistet sein. Hintergründig – und das bedenken Informatiker gelegentlich zu wenig – muss jenes System, das die Schnittstelle abbildet, aber vor allem die fachlich betroffene Gruppe unterstützen. Die Realität lehrt uns nun, dass die Verantwortlichen der Fachkompetenz selten gute Informatiker sind und in ihrer Aufgabe stark eingeschränkt wären oder sogar scheitern würden, wenn sie die Vorgaben der Informatik direkt erfüllen müssten. Aus eigener Erfahrung ist es deshalb für den Gesamtprozess effizienter einen wenig eleganten Systembruch hinzunehmen, solange die Basisanforderungen für eine Schnittstelle erfüllt werden. Im Anwendungsfall FarmLife bedeutet dies folgendes: Die wesentlichen Teile der Software für die Erstellung der Sachbilanz und der anwenderspezifische Teil der Auswertung wurden in einem geschlossenen, kompakten System (C#) neu entwickelt. Gerne würde die Informatik die landwirtschaftlichen Fachmodelle von SALCA direkt in das System einbauen. Allerdings würde diese Maßnahme im selben Atemzug zu einem Flaschenhals bei der Informatik selber führen, da alle Ansätze der Fachkompetenz über sie erledigt werden müssten. Arbeitsteilung funktioniert so nicht! Der gegenwärtige Ansatz führt über Microsoft Excel. Diese Software ist allgemein verständlich und ermöglicht der Fachkompetenz ihre Arbeit ohne große Informatikvorleistung. MS Excel erfüllt alle Anforderungen an eine Schnittstelle und kann zudem vom Kernkonzept sehr direkt (mit .Net-Bibliotheken) angesprochen werden. Die Erkenntnis lautet deshalb: Auch wenn die Eleganz eines Systementwurfes ein möglichst durchgängiges Konzept empfiehlt, so ist es doch an jenen Stellen zu durchbrechen wo andere Kompetenzen ihre intellektuelle Leistung einbringen müssen. Funktionalität geht vor Design!“

Mit dem besseren Verständnis um die Bedeutung von Schnittstellen wird nun die mögliche Palette von idealen Bausteinen etwas breiter und beschränkt sich nicht mehr auf eine Datenbank, eine Programmiersprache oder dergleichen. Angepasst an die vier Phasen der Ökobilanzierung (genauere Beschreibung in Baumgartner *et al.* 2015) sollten die Werkzeuge neben ihrer Schnittstelleneigenschaft weitere Aspekte berücksichtigen:

- Ziel und Untersuchungsrahmen (Phase 1): Keine Spezifikation, da nicht direkt am Datenfluss beteiligt.
- Sachbilanz (Phase 2): Vollständige Abbildung des Untersuchungsrahmens und bestmögliche Unterstützung der Rahmenbedingungen. Die Vollständigkeit ist dann gegeben, wenn alle Bewertungsobjekte innerhalb des Untersuchungsrahmens nach ihrer genauen Art und Menge systematisch erfasst und in den verwendeten Fachmodellen abschließend bewertet werden können. Die Rahmenbedingungen sind erfüllt, wenn die Bildung der Sachbilanz verständlich, vollständig, verlässlich und richtig durchgeführt werden kann.

- Wirkungsabschätzung: Der Softwaremarkt bietet fertige Lösungen für die Durchführung der Wirkungsabschätzung an. Die Auswahl führt über die möglichen Schnittstellen und die für die Bewertung zu hinterlegenden Daten.
- Auswertung: Für die Bildung allgemeiner Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen können allgemeine wissenschaftliche Werkzeuge verwendet werden. Betriebsspezifische Rückmeldungen sind aber sehr wohl an Werkzeuge der Sachbilanz gebunden.

Bedeutungen des Software-Engineering

Für die Entwicklung von Informationssystemen kennt das Software-Engineering klare Anleitungen für die Planung, Entwicklung, Test und Inbetriebnahme. Alle diese Aspekte können auch ganz allgemein für die Fragestellung der Ökobilanzierung direkt angenommen werden, sind aber um den Aspekt der fachlichen Inhomogenität, dieser wurde bei den Schnittstellen beschrieben, zu erweitern. Gemischte Systeme sind inhomogener und benötigen noch umfassendere Tests und eine bedachte Inbetriebnahme. Die Ökobilanz im Allgemeinen beschränkt keinen Teil der Architektur von FarmLife, allerdings lenkt die Vorgabe der Dateneingabe bzw. der Ergebnispräsentation im Internet den Entwurf in die Richtung eines Client-Server-Modells mit einer minimalen Anforderung an den Client.

Zusammenfassung der idealen Toolbox Ökobilanzierung

Die ideale Toolbox beginnt beim idealen Team, welches jede Kernkompetenz abdecken kann. Die Teammitglieder bringen ihre bewährten Softwaresysteme in die Toolbox ein. Die Informatikkompetenz stellt die technischen Grundlagen des Systems und die geeigneten Datenbanken zur Verfügung und entwickelt alle Verbindungselemente zwischen den bewährten Bausteinen. Die elementaren Grundlagen des Software-Engineering sind genauso abzudecken wie die fachlichen Bedürfnisse der Ökobilanzierung. Funktionalität in der Teamdynamik geht der Klarheit eines einheitlichen Softwareentwurfes vor, allerdings sind die Bedingungen

an notwendige Schnittstellen exakt zu definieren und einzuhalten.

Bausteine der Toolbox FarmLife

Ausgehend von der idealen Toolbox wurde für FarmLife eine gemischte Architektur geplant und umgesetzt. Deren Kernbausteine bestehen aus den modifizierten SALCA-Tools (siehe Bystricky und Nemecek 2015) – diese wurden nach der Modellanpassung an die österreichischen Verhältnisse FarmLife-LCA genannt – und der Ökobilanzierungssoftware SimaPro. Beide Werkzeuge besitzen Schnittstellen welche die Anforderungen aus Kapitel „Bausteine der idealen Toolbox Ökobilanzierung“ erfüllen. Um diesen Kern herum wurden die notwendigen Werkzeuge zur Datenerfassung, Aufbereitung und für die Ergebnispräsentation entwickelt. Abweichend von den vier konzeptionellen Phasen der Ökobilanzierung werden die Softwarekomponenten nach ihren Aufgaben besprochen und deshalb in drei Ebenen eingeteilt. Diese werden den vier Phasen in *Tabelle 1* gegenübergestellt.

Der Softwareansatz von FarmLife hält sich nach den Regeln des Software-Engineering an das Prinzip „Teile und herrsche“ (Ludewig und Lichter 2013). Sinngemäß gleiche Teilaspekte wurden in einem Arbeitspaket zusammengefasst und als eigenes Werkzeug entwickelt. Alle lokalen Werkzeuge verwenden die gleichen Datenstrukturen und konnten deshalb final in eine gemeinsame Anwendung eingebaut werden. Die Werkzeuge, die via Internet die Kommunikation mit den Kunden umsetzen, wurden parallel nach demselben Grundkonzept entworfen. Wahrscheinlich zum letzten Mal werden die einzelnen Bauteile in diesem Bericht noch kurz benannt um später – quasi als große Funktionsblöcke – in zwei Hauptkomponenten (FarmLife-Web, FarmLife-Master) unterzugehen. Die Werkzeuge tragen immer den Namen ihrer Aufgabe.

Werkzeuge der Erfassungsebene

Die Aufgabe der Erfassungsebenen ist die vollständige Bereitstellung strukturierter Daten über die Betriebsinventare und den Eingang bzw. Ausgang aller Betriebsmittel. Ursprünglich als Handbuch konzipiert wurde mit **FarmLife-**

Tabelle 1: Transformation der Ökobilanzierungsphasen in die Aufgabenbereiche der Software.

Ablauf der Ökobilanzierung		Aufgabe und Name der Software		
Phase 1	Ziele und Untersuchungsrahmen			
Phase 2	Sachbilanz	Erfassung Input und Output Daten-Schnittstelle	Ebene 1 Erfassungsebenen	FarmLife-Capture FarmLife-Prepare FarmLife-Calculate FarmLife-Export
		Fachmodelle der Landwirtschaft Schnittstelle Eco Spold	Ebene 2 Bewertungsebenen	FarmLife-LCA
Phase 3	Wirkungsabschätzung	Fachmodelle der Ökobilanzierung		SimaPro
Phase 4	Auswertung		Ebene 3 Betriebsrückmeldung	FarmLife-Report

Capture eine sehr praktikable, dynamische Lösung zur Datenerfassung am Betrieb entwickelt und eingeführt. Alle Erfassungsaktivitäten (in der Prozessbeschreibung auch als „Action“ bezeichnet), sind hier bereits vordefiniert und die Betriebsleiter können sehr einfach der Struktur folgen. Betriebsmittel werden in Listen zur einfachen Auswahl angeboten, bereits gewählte Elemente in neuen Erfassungsaktivitäten zur primären Auswahl vorbereitet. FarmLife-Capture liegt sehr nahe am Prozessverständnis der Betriebe. 90 % der Daten wurden letztlich in FarmLife-Capture erhoben. Diese Web-Anwendung kann unter www.farmlife/cap von jedem Web-Browser aus erreicht werden. Die Datenstrukturen und der Ablauf der Erfassung wurden im 2. Zwischenbericht zum Projekt FarmLife genau dargestellt (Guggenberger 2013). Zum Verständnis wird hier nur ein kurzer Erfassungsfall über den Einkauf von Diesel aufgeführt: Nach

erfolgreicher Anmeldung an FarmLife-Capture lässt sich der Programmpunkt *Ein-/Verkauf* aktivieren, welcher zu einer Programmoberfläche weiterleitet, die an ein einfaches Buchhaltungsprogramm erinnert (*Abbildung 1*). Im oberen Bereich können verschiedene Zukäufe als orange Buttons bzw. Verkäufe als grüne Buttons aktiviert werden. Unter den Buttons an Buchungsmöglichkeiten findet sich die Liste der bisherigen Buchungen. Wird nun etwa eine neue Buchung durch einen Klick auf den Button „Energie“ aktiviert, öffnet sich eine dynamische Maske, die alle Buchungsaspekte des Energiezukaufes abfragt. Aus der Sicht des Software-Engineering ist von Bedeutung, dass sowohl die möglichen Buchungen als auch deren Maske direkt aus Eintragungen in einer Steuerungsdatenbank entstehen. Deshalb ist eine Anpassung der Erfassung an zukünftige Anforderungen sehr leicht möglich.

The image shows a screenshot of the FarmLife-Capture web application. At the top, there are two buttons: 'Ausgaben' (orange) and 'Einnahmen' (green). Below them is a navigation bar with a message: 'Zu-/Verkäufe können über die Buttons aufgezeichnet werden!'. There are several buttons for different categories: 'Energie', 'Wasser', 'Kauf', 'Verkauf', 'Energie', 'Wasser', 'Kauf', 'Verkauf'. A red banner says 'Klicken startet Erfassung'. Below this is a 'Kassenbuch' table with columns for 'Datum', 'Beschreibung', and 'Menge'. The table shows one entry: '09-07-2013', 'Energieart Auswahl: Fossile Energie Diesel 400 Liter', and '1450 Euro inkl. MwSt.'. Below the table is a button 'Auflistung der Erhebungen'. The main form is titled 'Arbeitsschritt: Energie' and is divided into two sections: '1. Beschreiben Sie den Handelsvorgang' and '2. Nachrichten und Status'. In section 1, there are fields for 'Datum' (09-07-2013), 'Energieart auswählen' (Fossile Energie, Diesel), and 'Energiermenge/-kosten definieren' (Energiermenge: 1000, Kosten: 1450, Liter, Euro, inkl. MwSt.). In section 2, there is a checkbox 'Eingabe noch nicht fertig' and a text area 'Tragen Sie hier ihre Nachricht/Memo /Kommentar ein!'.

Abbildung 1: Erfassung des Zukaufs von 1000 Litern Diesel.

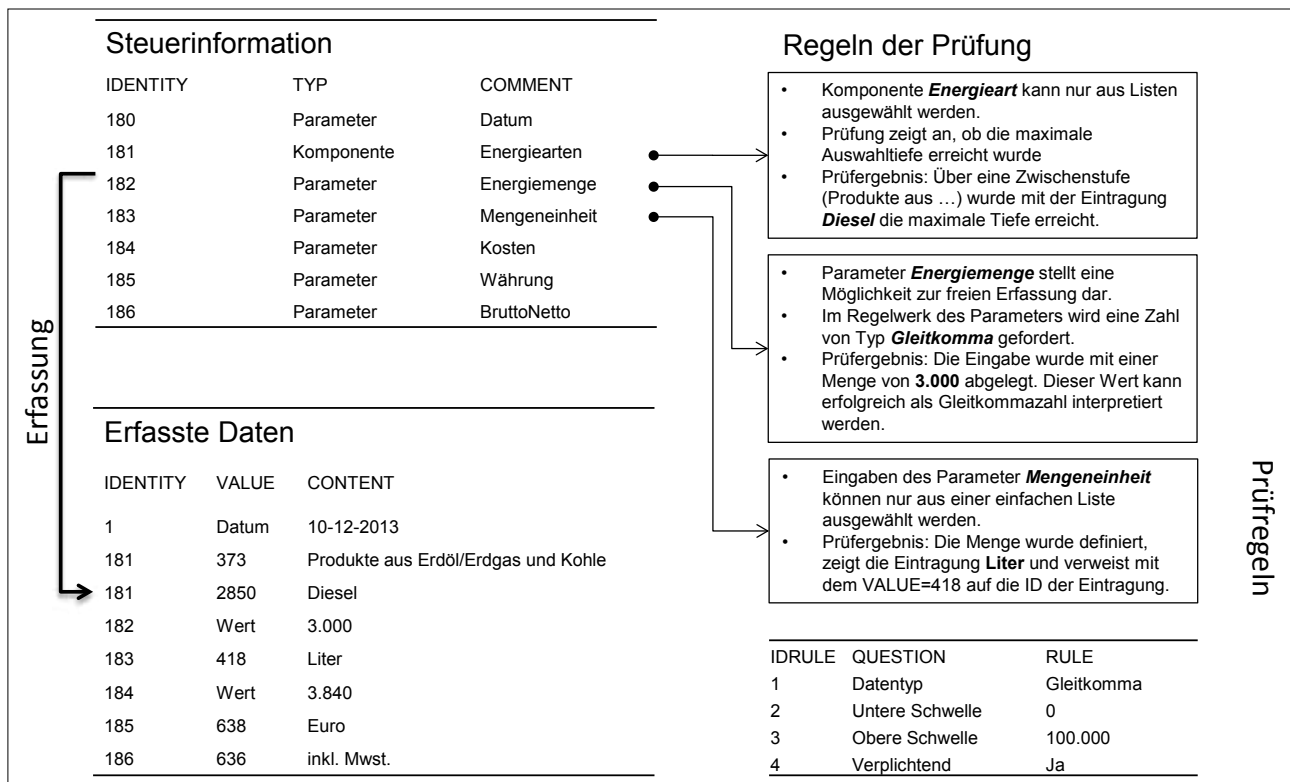


Abbildung 2: Vergleich zwischen Steuerinformation und den tatsächlich erfassten Daten auf der Basis von logischen und datentypischen Prüfregeln.

Die Rohdaten der Eingabe entsprechen noch nicht den Anforderungen der Schnittstelle, die von den FarmLife-Tools benötigt werden. Zwischen der Roheingabe und dem Eintrag eines Wertes in die FarmLife-Tools liegen häufig wertebedingte Transformationen und immer eine Reihe von Prüfungen. Diese werden von drei weiteren Werkzeugen (FarmLife-Prepare, FarmLife-Calculate und FarmLife-Export) durchgeführt. Diese drei Werkzeuge wurden mit weiteren - diese werden noch beschrieben - letztlich in einer lokalen Anwenderoberfläche eingebaut. Von dieser Oberfläche aus kontrollieren die für den Ablauf der Berechnung verantwortlichen Mitarbeiter den gesamten Berechnungsprozess. Deswegen trägt diese Oberfläche auch den Namen FarmLife-Master.

FarmLife-Prepare: Führt eine sachliche Logik in die noch wenig strukturierten Daten ein und ermöglicht damit die Anwendung von Prüfroutinen. Dieser erste Schritt konfiguriert die Mindeststandards für die Datenqualität und setzt die datenbezogenen Grenzwerte in der Erfassung fest (Abbildung 2). Eingaben werden dabei auf ihre Existenz (muss/kann) und auf ihre Wertebereiche geprüft. Das Ergebnis von FarmLife-Prepare ist eine Fehlerliste, die direkt an den Betrieb zurückgemeldet wird.

FarmLife-Calculate: Alle Eingaben, die erfolgreich aufbereitet wurden, durchlaufen nun eine Reihe von Erweiterungs- und Transformationsprozessen. Diese reichern die erfassten Daten mit Parametern aus hinterlegten Tabellen an, und wandeln Eingabegrößen in Zielgrößen um. Folgendes Beispiel kann zur Erklärung dienen: Der Betrieb erfasst

für die Fütterung seiner Milchkühe die Ernte von Silage in folgender Form:

64 Ballen Grassilage, 1. Aufwuchs im Ähren- und Rispen-schieben, Ernte mit Rundballenpresse, durchschnittliche Feuchte.

Für die Bewertung der Erträge auf den Feldstücken sowie den Emissionen aus der Tierhaltung müssen diese Angaben in quantitativ vorgegebenen Größen (z.B. kg) und in qualitativ verwertbaren Größen (z.B. Rohfasergehalt, Energiegehalt, ...) transformiert werden. FarmLife-Calculate bewertet die ursprüngliche Eingabe mit einem Trockenmasseertrag von 10,6 Tonnen und einer Energiedichte von 247,7 g RFA/kg T; 6,05 MJ NEL/kg T, usw. Für den Transformationsprozess wurde ein hochdynamischer Softwareentwurf erarbeitet (Abbildung 3).

FarmLife-Export: Aus der Summe der bewertbaren Betriebsinventare befüllt dieses Tool die formale Schnittstelle der FarmLife-Tools (PI-File). Diese stellt die einzige verbindliche Vereinbarung zwischen der Datenerfassung bzw. der Aufbereitung der Daten und der tatsächlichen Bewertung in den FarmLife-Tools dar. Deshalb wurde auch eine hohe Anzahl an speziellen Funktionen für diesen Export entworfen.

Die einzelnen Aufgaben, die nun namentlich mit ihren Werkzeugen dargestellt wurden, benötigen eine große Anzahl an geeigneten Datenstrukturen, Entwurfsmustern und systematischen Prozessen. Einige davon wurden im Abschlussbericht des Projektes kurz dargestellt und können dort nachgelesen werden (Herndl et al. 2015).

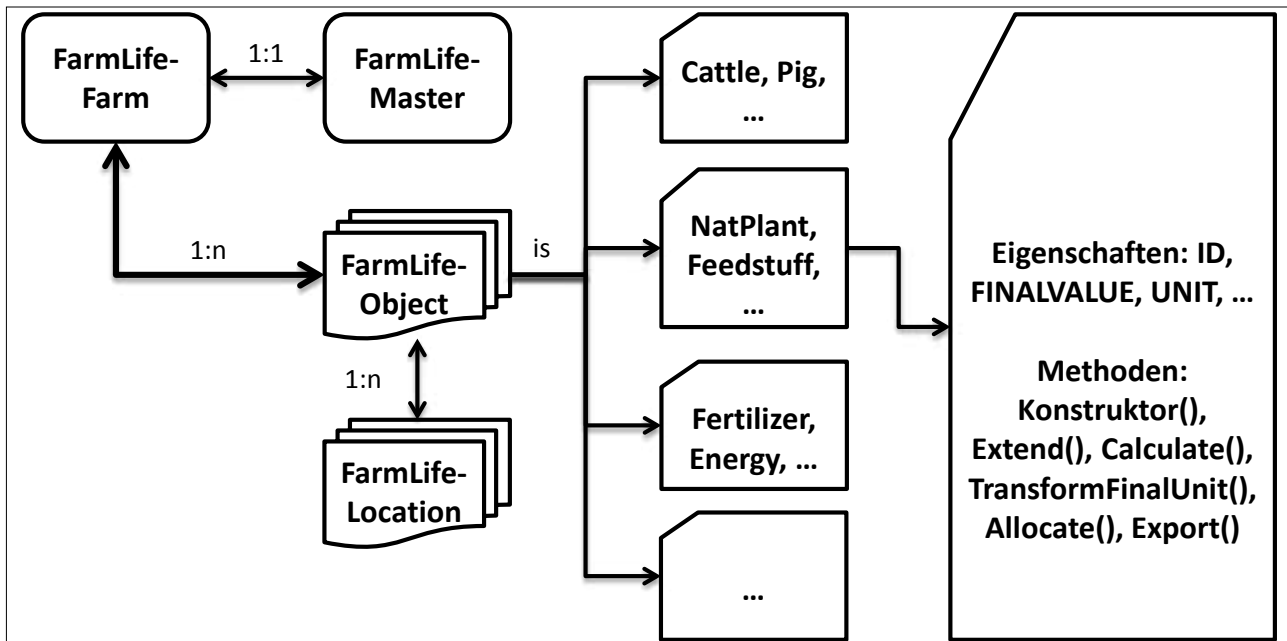


Abbildung 3: Grobkonzepte der Klassenbildung in FarmLife-Calculate.

Werkzeuge der Bewertungsebene

Die Bewertungsebene kann über ihre Werkzeuge in zwei Bereiche unterteilt werden. Der landwirtschaftliche Bereich enthält alle von SALCA verwendeten und an die österreichischen Bedingungen angepassten Modelle für die Bewertung von Feld- und Tieremissionen (FarmLife-Tools). Die weiterführende Wirkungsabschätzung wird mit dem Ökobilanzierungswerkzeug SimaPro durchgeführt.

FarmLife-LCA: Dieses Werkzeug besteht aus einer Reihe von Excel-Dateien und Makros, welche aus den Eingangsdaten des Produktionsinventars die direkten Feld- und Tieremissionen berechnen. Anschließend weist das Tool alle Inputs und Outputs (Emissionen und Produkte) den entsprechenden Ökoinventaren und Flüssen aus den Datenbanken ecoinvent v2.2, SALCA und AGRIBALYSE® bzw. den für FarmLife selbst erstellten Ökoinventaren zu (siehe Baumgartner *et al.* 2015). Insbesondere werden hier alle Namen und Bezeichnungen in die entsprechende Nomenklatur übersetzt. Verschiedene Inputs und Outputs werden zusammengefasst, oder wenn Inputs nicht vorhanden sind, wird festgelegt, mit welchen Inventaren aus den Datenbanken diese angenähert werden sollen. Schließlich teilt FarmLife-LCA die Inputs und Emissionen den definierten Inputgruppen zu. In FarmLife-LCA besteht auch die Möglichkeit, für eine spätere Unsicherheitsanalyse Informationen zur Datenqualität zu hinterlegen. Das Tool gibt für alle Inputs Standard-Unsicherheitswerte vor, die für die verschiedenen Inputgruppen unterschiedlich sind und auf Erfahrungswerten (Literaturwerten) basieren. Die Datenqualität wird über eine Einordnung bezüglich der folgenden Kriterien bestimmt: Verlässlichkeit der Daten; Vollständigkeit; zeitliche, geographische und technologische Repräsentativität sowie Stichprobengröße. Das Ergebnis der Berechnungen mit FarmLife-LCA sind Betriebsinventare im EcoSpold-Format (Frischknecht *et al.* 2007). Dieses

Format wurde für die ecoinvent-Datenbank entwickelt und wird von der Ökobilanz-Software SimaPro 7.3.3 (PRÉ CONSULTANTS 2011) dazu verwendet, Datensätze in die Software zu importieren.

SimaPro: Die Software SimaPro übernimmt bei der Ökobilanzierung in FarmLife den Schritt der Wirkungsabschätzung. Die Betriebsinventare werden in die Software importiert; diese berechnet dann aus den in den Inventaren enthaltenen Inputs und Emissionen die Umweltwirkungen pro Betrieb, nach Bedarf aufgeteilt auf die verschiedenen Produktgruppen und Inputgruppen. Das Ergebnis kann dann zur Auswertung der Ergebnisse wieder nach Excel exportiert werden.

Werkzeug für die Betriebsrückmeldung

Das entwickelte Werkzeug für die Betriebsrückmeldung schließt in seiner Funktion an die Erfassung der Betriebsdaten an. Aus der Sicht des landwirtschaftlichen Betriebes verschmelzen diese Werkzeuge in vielen Bereichen und klammern die eigentliche Rechenleistung aus. Wie schon die Erfassung orientiert sich die Betriebsrückmeldung – diese kann vom landwirtschaftlichen Betrieb unter www.farmlife.at/rep erreicht werden - möglichst an der Alltagspraxis der Bauernhöfe. Unter dem Namen **FarmLife-Report** erreicht der Benutzer eine Web-Oberfläche, die über vier Bereiche Auskunft gibt. Diese Bereiche sind der Ressourceneinsatz, das Nährstoffmanagement, der Einsatz von Giftstoffen und der wirtschaftliche Erfolg. In dem Bereich werden folgende Elemente dargestellt:

- **Bedeutung:** Eine kurze Textpassage und Abbildung führt in die Bedeutung des Teilaspektes ein. Ressourcenmanagement etwa findet seine Bedeutung nicht nur in der Umweltwirkung, sondern auch in der langfristigen Betriebsplanung oder im Risikomanagement.

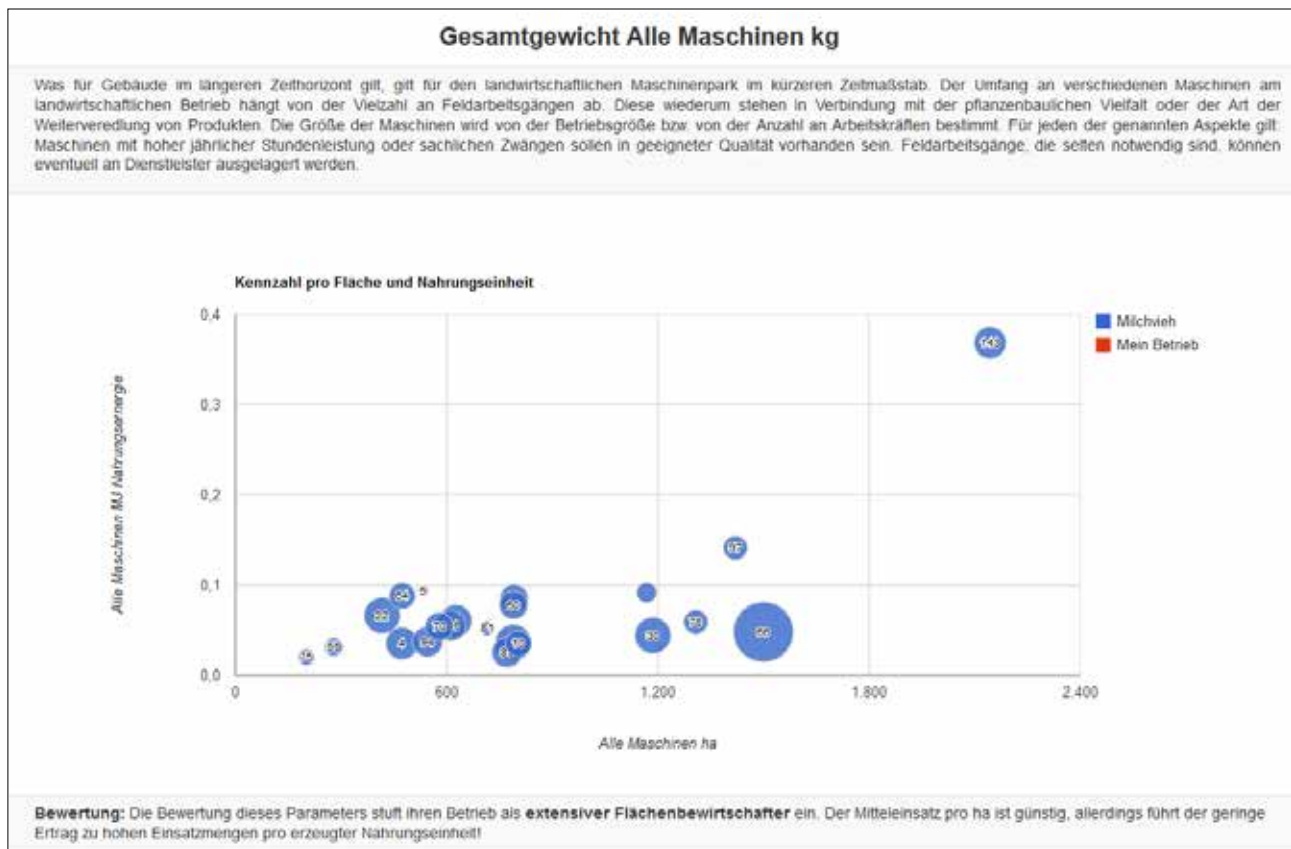


Abbildung 4: Präsentation einer Kennzahl in FarmLife-Report.

- Betriebskennzahlen: Aus den Eingabedaten werden betriebspezifische Kennzahlen berechnet. Diese liegen nahe am landwirtschaftlichen Verständnis und bereiten die Analyse der Inputgruppen für die Umweltwirkungen vor. Maschinen etwa – diese tragen oft in größeren Mengen zu verschiedenen Wirkungen bei – können vorerst einmal in ihrem Gewicht bewertet werden.
- Kennzahlenvergleich: Betriebliche Kennzahlen sind als Einzelgröße oft nur von Experten zu interpretieren. Landwirte schätzen den Vergleich mit ähnlichen Betrieben und können auf Ebenen des Kennzahlenvergleiches bereits in eine erste Beratungsgruppe eingeteilt werden.
- Umweltwirkungen: Final werden die Umweltwirkungen, diese werden immer in Bezug zur funktionalen Einheit der Fläche und der Nahrungsproduktion gestellt, dargestellt. Zusätzlich können die einzelnen Inputgruppen ausgelesen und daraus Beratungsempfehlungen abgeleitet werden (Abbildung 4).

Technische-Architektur

Das Datenverarbeitungskonzept von FarmLife beruht auf einer verteilten Architektur (Vogl *et al.* 2009), die auf der Seite des landwirtschaftlichen Betriebes nur den technischen Bedarf eines Java-Script fähigen Web-Browsers vorsieht. Dieser Anspruch wird aktuell von allen angebotenen Systemen auf allen Plattformen sichergestellt. Ein zentraler Web-Server beantwortet die Anfragen des Client, speichert die Daten und liefert angefragte Informationen oder Dar-

stellungen aus. Die gesamte Businesslogik von *FarmLife-Capture* und *FarmLife-Report* befindet sich auf dem zentralen Web-Server. Alle anderen Werkzeuge arbeiten auf einer zentralen Workstation, die via Remote-Zugang von den wissenschaftlichen Mitarbeitern der HBLFA erreicht werden kann. *FarmLife-Prepare*, *FarmLife-Calculate* und *FarmLife-Export* sowie die *FarmLife-Tools* und *SimaPro* arbeiten auf dieser Workstation im batch-Betrieb. Die wissenschaftlichen Werkzeuge brauchen wissenschaftliche Beobachtung. Deshalb wurde noch kein One-Stop-Shop entwickelt. Benutzer von FarmLife erhalten also nach Abgabe der Daten nicht unverzüglich ihr Ergebnis, sondern müssen bis zu zwei Arbeitstage auf eine Antwort warten.

Ausblick

Das Datenverarbeitungskonzept von FarmLife verbindet bewährte und neue Bausteine in sinnvoller Art und Weise. Die während der Entwicklungszeit aufgetretenen Fehler wurden in der Testphase zunehmend ausgemerzt, sodass alle statischen Berechnungsteile ihre Arbeit gut erledigen. *FarmLife-Capture* wird jedoch für den operativen Betrieb noch straffer gestaltet. Die relativ lose Datenerfassung führt bei der Weiterverarbeitung zu vielen Fragen, die wieder am Betrieb zu klären waren. Die meisten Eingaben werden in Zukunft deshalb als verbindlich bewertet. Diese Maßnahme hat aber keinen Einfluss auf Aussehen oder Architektur, sondern zwingt nur die Anwender zur vollständigen Dateneingabe. Das Mittelstück der Datenbewertung,

FarmLife-Calculate, wird zunehmend neue Teilmodelle aufnehmen. In Planung befinden sich die drei weiteren Aspekte der Bodengesundheit, der Biodiversität und ein Modell für die Bewertung einer artgerechten Tierhaltung. Langfristig könnten in dieses Konstrukt auch die FarmLife-Tools mit FarmLife-LCA aufgenommen werden. Die hohe Beratungskompetenz von FarmLife kann dazu führen, dass mit Unterstützung aller Bildungs- und Beratungsstellen aus den wenigen aktuellen FarmLife-Betrieben eine breite FarmLife-Gemeinde entstehen kann.

Literatur

- Baumgartner D.U., Bystricky M. & Nemecek T. (2015) Konzept der einzelbetrieblichen Ökobilanzierung. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015, Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Bystricky M. & Nemecek T. (2015) SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015, Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Finkbeiner M., Inaba A., Tan R.B.H., Christiansen K. & Klüppel H.J. (2006) The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11, 80-85.
- Frischknecht R., Jugbluth N., Althaus H.J., Doka G., Heck T., Hellweg S., Hischer R., Nemecek T., Rebitzer G., Spielmann M. & Wernet G. (2007) Overview and Methodology. ecoinvent report No. 1, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, 77 S.
- Guggenberger T. (2013) Betriebsdatenerfassung und Vorprüfung für die Ökobilanzierungsschnittstelle SALCA mit FarmLife - 2. Zwischenbericht zum Forschungsprojekt 100800, Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich (FarmLife), HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, 51 S.
- Herndl M., Baumgartner D.U., Guggenberger T., Bystricky M., Gaillard G., Lansche J., Fasching, C., Steinwider A. & Nemecek T. (2015) Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 93 S.
- ISO (2006a) ISO 14040 - Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. ISO, Genf, Schweiz.
- ISO (2006b) ISO 14044 - Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. ISO, Genf, Schweiz.
- Ludewig J. & Lichter H. (2013) Software Engineering: Grundlagen, Menschen, Prozesse, Techniken. dpunkt.verlag, Heidelberg, 653 S.
- PRÉ CONSULTANTS (2011) SimaPro 7.3.3. <http://www.pre-sustainability.com/simapro>, (28.08.2015).
- Vogl O., Arnold I., Chughtai A., Ihler E., Kehrer T., Mehlig U. & Zdun U. (2009) Software-Architektur: Grundlagen - Konzepte - Praxis, Heidelberg, 546 S.

Umweltwirkungen der Projektbetriebe

Maria Bystricky^{1*}, Markus Herndl² und Daniel U. Baumgartner¹

Zusammenfassung

Das Projekt FarmLife hatte zum Ziel, den Aufbau und die Vermittlung von Handlungskompetenzen und Wissen im Bereich der landwirtschaftlichen Ökobilanzen in Österreich zu schaffen. Dazu wurde das in der Schweiz entwickelte Konzept der einzelbetrieblichen Ökobilanzierung (SALCA, Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) auf österreichische Verhältnisse angewandt und angepasst. Oberstes Ziel dabei war, eine Methodik zu schaffen, welche Umweltindikatoren auf Ebene Betrieb liefern kann. Um diese im Projekt entwickelte Methodik für die Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe zu testen, wurden Umweltwirkungen anhand von 51 Praxisbetrieben aus den Bereichen Ackerbau, Weinbau, Veredelung und Milchvieh berechnet, von denen 30 Betriebe biologisch und 21 Betriebe konventionell wirtschafteten. Berechnet wurden die Umweltwirkungen Bedarf an nicht erneuerbaren Energieressourcen, Ressourcenbedarf Phosphor, Treibhauspotenzial, aquatisches Eutrophierungspotenzial durch Stickstoff und Phosphor, terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, Abholzung und Flächenbedarf. Diese wurden über eine statistische Analyse als repräsentativ für eine Reihe von weiteren Umweltwirkungen ermittelt. Die Spannweite der Ergebnisse der Betriebe war insgesamt beträchtlich, aber unterschiedlich groß je nach Umweltwirkungen. So lag der Energiebedarf pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) beim ungünstigsten Betrieb achtmal höher als beim günstigsten, während der günstigste und der ungünstigste Betrieb sich bei der terrestrischen Ökotoxizität etwa um den Faktor 94 unterschieden. Auf die verschiedenen Umweltwirkungen wirkten jeweils unterschiedliche Einflussfaktoren. So spielten beispielsweise Bewirtschaftungsentscheidungen bei der aquatischen Eutrophierung durch Stickstoff eine Rolle, wohingegen der Energiebedarf hauptsächlich vom Maschinen- und Energieeinsatz beeinflusst wurde. Exemplarisch konnte gezeigt werden, wie anhand einer Beitragsanalyse die Betriebsbereiche mit Verbesserungspotenzial identifiziert und mögliche Maßnahmen abgeleitet werden können. In sogenannten Umweltprofilen schließlich wurden mehrere Umweltwirkungen zusammenfassend für jeden Betriebstyp dargestellt, nämlich bezogen auf ha LN sowie auf die von den Betrieben erzeugten MJ verdaulicher Energie. Bei beiden Bezugsgrößen schnitten die Pflanzenbaubetriebe tendenziell günstiger ab als die tierhaltenden Betriebe. Das war darauf zurückzuführen, dass Tierhaltungsbetrie-

be im Vergleich weniger für den Menschen verwertbare Energie erzeugten und außerdem Zukäufe an Tieren und Futtermitteln aufwiesen. Im Detail ließen sich aber auch Unterschiede zwischen beiden Bezugsgrößen feststellen. So waren die Veredelungsbetriebe pro ha LN tendenziell günstiger zu bewerten als die Milchviehbetriebe, pro MJ verdauliche Energie schnitten sie deutlich ungünstiger ab.

Schlagwörter: Ökobilanz Betriebsnetz; Einflussfaktoren; funktionelle Einheiten; Beitragsanalyse

Summary

The project FarmLife had the aim to build up and impart know-how in the field of agricultural life cycle assessment (LCA) in Austria. The Swiss concept of LCA of farms (SALCA, Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) was adapted and applied to conditions in Austria. The top aim was to create a methodology that provides environmental indicators on farm level. In order to test the farm LCA methodology developed in the project, we calculated the environmental impacts of 51 farms distributed among arable, viticulture, cattle fattening, and dairy farms, 30 of which were organic, and 21 of which were conventional farms. We calculated non-renewable energy use, resource use phosphorus, global warming potential, aquatic eutrophication potential by nitrogen and phosphorus, terrestrial ecotoxicity, deforestation, and land competition. Via a statistical analysis these were determined to be representative for a number of other impact categories. On the whole, the range of results of the farms was considerable but varied between different environmental impacts. For example, the farm with the highest energy use per hectare of usable agricultural area (UAA) lay eight times higher than the one with the lowest energy use, whereas the most favorable and the most unfavorable farms in terms of terrestrial ecotoxicity differed by factor 94. Different drivers affected the various environmental impacts: management decisions had an influence on aquatic eutrophication nitrogen, whereas energy use was mainly determined by machinery and energy use. By way of an example, we could demonstrate how a contribution analysis can be used to identify branches of farms with potential for improvement, leading to potential measures. Finally, so-called environmental profiles displayed the results of several environmental impacts for each farm type, referred both to ha UAA and to MJ digestible energy produced on the farms. At both

¹ Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, CH-8046 ZÜRICH

² HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

* Ansprechpartner: Dipl.-Agr.Biol. Maria Bystricky, maria.bystricky@agroscope.admin.ch

reference units, arable and viticulture farms tended to score more favorably than farms with animal husbandry. This was due to the latter's lower production of energy digestible by humans per hectare, and to them purchasing animals and feedstuff. Looking at the results in detail, however, revealed differences between the two reference

units. For example, cattle fattening farms tended to score more favorably than dairy farms per hectare UAA, while they scored considerably less favorably per MJ digestible energy.

Keywords: LCA of a farm network; drivers; functional units; contribution analysis

Einleitung

Die betriebliche Ökobilanzierung in der Landwirtschaft hat zum Ziel, die potenziellen Umweltwirkungen eines landwirtschaftlichen Betriebes zu ermitteln sowie Kenntnisse über die Umweltwirkungen bestimmter Produktionssysteme wie auch von Produkten, welche den Betrieb verlassen, zu verbessern. Das im Projekt FarmLife auf Österreich angewendete Konzept der betrieblichen Ökobilanzierung hatte als oberstes Ziel, eine Methodik zu schaffen, welche Umweltindikatoren auf Ebene Betrieb liefern kann. Dazu wurde in einem ersten Schritt die Ökobilanzierungsmethode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment, Gailard und Nemecek 2009) an österreichische Bedingungen angepasst (Baumgartner *et al.* 2015, Bystricky und Nemecek 2015). Darüber hinaus wurde ein Datenverarbeitungskonzept für die Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich geschaffen (Guggenberger *et al.* 2015). Als drittes Teilziel im Projekt wurde das entwickelte Ökobilanzierungskonzept anhand von 51 landwirtschaftlichen Betrieben getestet. Dabei sollten erste Ergebnisse in Österreich entstehen, die einen Einblick zu Umweltwirkungen von unterschiedlichsten Betriebstypen und Produktionssystemen geben.

Der vorliegende Beitrag gibt einen Überblick über die Umweltwirkungen der 51 untersuchten Betriebe für das Wirtschaftsjahr 2012-2013. Die Spannweite der Ergebnisse einzelner Betriebe wird aufgezeigt. Ebenso werden die wichtigsten Einflussfaktoren für die Umweltwirkungen identifiziert und diskutiert. Schließlich wird aufgezeigt, wie verschiedene Betriebstypen im Vergleich untereinander abschneiden und welchen Einfluss die Wahl der funktionellen Einheit hat. Damit sollen die Kenntnisse über Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf den FarmLife-Betrieben und über deren Einflussgrößen vermittelt und mögliche Ansatzpunkte zur Verbesserung präsentiert werden.

Material und Methoden

Betriebsnetz

Die FarmLife-Betriebe ließen sich den Betriebstypen Ackerbau (11 Betriebe), Weinbau (6 Betriebe), Veredelung (12 Betriebe) und Milchviehbetriebe (22 Betriebe) zuordnen (Klassifizierung nach FAT99-Typologie, Meier 2000). 30 Betriebe wirtschafteten biologisch, 21 Betriebe wirtschafteten konventionell. Fünf der Ackerbaubetriebe bauten hauptsächlich Brotgetreide an, zwei bauten überwiegend Körnermais an. Die übrigen vier produzierten Brotgetreide, Futtergetreide, Mais, Gras, einen kleinen Anteil Hackfrüchte bzw. sonstige Acker- und Futterpflanzen. Bis auf einen Betrieb, der zusätzlich auch Obstbau hatte, produzierten

die Weinbaubetriebe ausschließlich Trauben. Unter den „Veredelungsbetrieben“ wurde eine sehr heterogene Gruppe von Betrieben zusammengefasst: Vier Betriebe waren Mutterkuhbetriebe, vier hatten Rindermast und vier Schweinemast. Acht der Betriebe hatten zusätzlich noch Acker- und Futterbau, genauso wie zwölf der Milchviehbetriebe. Fünf der Milchviehbetriebe hielten außerdem noch Schweine.

Im Mittel hatten die Betriebe 32 ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN). Die Weinbaubetriebe waren am kleinsten (zwischen 6 und 15 ha LN). Die übrigen Betriebstypen hatten jeweils eine ähnliche Größenspannweite, wobei zwei Ackerbaubetriebe mit 115 und 156 ha LN mit einigem Abstand größer waren als die übrigen Betriebe. Die Betriebe lagen damit unter dem Mittelwert aller Landwirtschaftsbetriebe in Österreich, der im Jahr 2013 bei 44 ha LN lag (BMLFUW 2014).

Diejenigen FarmLife-Betriebe, die Winterweizen anbauten, hatten im Durchschnitt 38 dt/ha an Weizen-Erträgen. Damit lagen sie deutlich tiefer als der Landesdurchschnitt von 2013 (55 dt/ha, BMLFUW 2014). Ähnlich war es bei anderen Kulturen. Der Körnermaisertrag beispielsweise betrug durchschnittlich 70 dt/ha, der Silomaisertrag 153 dt/ha (der Landesdurchschnitt lag bei 81 dt/ha und 379 dt/ha). 59 % der FarmLife-Betriebe wirtschafteten biologisch, im Landesdurchschnitt waren es 2013 nur 17 % (BMLFUW 2014). Die tiefen Erträge waren einerseits auf diesen hohen Anteil Bio-Betriebe zurückzuführen, andererseits auf das insgesamt tiefe Düngenniveau: Bei Weizen und Körnermais waren die Erträge der einzelnen Betriebe proportional zur Stickstoffdüngung, die durchschnittlich 81 kg N/ha LN betrug und dabei zwischen 0 und 224 kg N/ha LN streute. Acht Betriebe düngten überhaupt nicht, weder mit Wirtschafts- noch mit Handelsdünger; drei davon waren Bio-Ackerbaubetriebe, die restlichen waren Weinbaubetriebe, die sowohl biologisch als auch konventionell wirtschafteten. Die Biobetriebe düngten mit durchschnittlich 54 kg N/ha deutlich weniger Stickstoff als die konventionellen mit 120 kg N/ha. Analog dazu lagen die Weizen-erträge der Biobetriebe mit 30 dt/ha deutlich tiefer als die der konventionellen (56 dt/ha). Die FarmLife-Betriebe wirtschafteten also verglichen mit dem Landesdurchschnitt relativ extensiv, sodass das Betriebsnetz nicht als repräsentativ für die österreichische Landwirtschaft gesehen werden kann. Gleichwohl bildet es eine große Bandbreite ab, die ausreichend ist, um die FarmLife-Methodik zu testen.

Funktionelle Einheit

Für den Vergleich aller Betriebe untereinander eignet sich am besten die funktionelle Einheit 1 ha LN pro Jahr (vgl. Baumgartner *et al.* 2015), da viele Kenngrößen der landwirtschaftlichen Produktion sich an ihrem Einsatz pro ha Fläche

Tabelle 1: Ergebnisse der Pearson'schen Rangkorrelation der berechneten Umweltwirkungen des FarmLife-Betriebsnetzes (51 Betriebe).

	Non renewable, fossil and nuclear	Non renewable, fossil	Non renewable, nuclear	GWP 100a	GWP 500a	Ozone depletion	Ozone formation (Vegetation)	Ozone formation (Human)	Acidification	Eutrophication terr.	Eutrophication aq. N	Eutrophication aq. P	Human tox 100a, CML	Ecotox terr. 100a, CML	Ecotox aq. 100a, CML	Resources (potassium)	Resources (phosphorus)	Land competition	Deforestation	Total water use (blue water)
Non renewable, fossil and nuclear	1.00																			
Non renewable, fossil	1.00	1.00																		
Non renewable, nuclear	0.94	0.92	1.00																	
GWP 100a	0.81	0.81	0.75	1.00																
GWP 500a	0.92	0.92	0.86	0.97	1.00															
Ozone depletion	0.97	0.98	0.89	0.74	0.87	1.00														
Ozone formation (Vegetation)	0.83	0.83	0.75	0.99	0.96	0.76	1.00													
Ozone formation (Human)	0.75	0.75	0.68	0.99	0.93	0.67	0.99	1.00												
Acidification	0.65	0.66	0.57	0.94	0.86	0.58	0.93	0.95	1.00											
Eutrophication terr.	0.61	0.62	0.53	0.92	0.83	0.54	0.90	0.93	1.00	1.00										
Eutrophication aq. N	0.68	0.69	0.63	0.41	0.56	0.72	0.39	0.29	0.29	0.25	1.00									
Eutrophication aq. P	0.85	0.85	0.79	0.64	0.76	0.86	0.65	0.57	0.49	0.46	0.75	1.00								
Human tox 100a, CML	0.89	0.87	0.90	0.60	0.74	0.85	0.63	0.54	0.45	0.40	0.64	0.75	1.00							
Ecotox terr. 100a, CML	0.53	0.54	0.47	0.37	0.49	0.57	0.35	0.27	0.24	0.19	0.67	0.52	0.48	1.00						
Ecotox aq. 100a, CML	0.95	0.95	0.91	0.76	0.87	0.93	0.77	0.68	0.62	0.57	0.72	0.83	0.93	0.61	1.00					
Resources (potassium)	0.36	0.38	0.26	0.20	0.30	0.44	0.19	0.09	0.18	0.16	0.67	0.46	0.29	0.52	0.39	1.00				
Resources (phosphorus)	0.58	0.59	0.49	0.40	0.52	0.66	0.38	0.28	0.30	0.27	0.78	0.68	0.45	0.66	0.61	0.85	1.00			
Land competition	0.72	0.69	0.83	0.67	0.72	0.67	0.65	0.62	0.54	0.52	0.48	0.64	0.62	0.28	0.67	0.12	0.34	1.00		
Deforestation	0.67	0.67	0.61	0.38	0.55	0.73	0.41	0.30	0.18	0.13	0.64	0.63	0.67	0.56	0.72	0.44	0.63	0.35	1.00	
Total water use (blue water)	0.91	0.89	0.93	0.75	0.84	0.86	0.74	0.69	0.57	0.54	0.60	0.79	0.78	0.45	0.83	0.27	0.54	0.82	0.53	1.00

und Jahr orientieren, wie z.B. der Einsatz von Dünge- oder Pflanzenschutzmitteln. Diese funktionelle Einheit zielt auf die Beantwortung der Frage ab, wie die vorhandene Fläche

zu bewirtschaften ist, um möglichst günstige Umweltwirkungen zu erzielen. Um auch auf die produktive Funktion der Landwirtschaft einzugehen, wurden ausgewählte Ergeb-

nisse zusätzlich auf 1 MJ Output an verdaulicher Energie (VE) (vgl. Baumgartner *et al.* 2015) bezogen.

Auswahl von Umweltwirkungen

FarmLife-LCA berechnet analog zu SALCA standardmäßig die Ergebnisse für eine Reihe von Umweltwirkungen (siehe Baumgartner *et al.* 2015). Viele davon werden von ähnlichen Einflussfaktoren bestimmt. Um die Ergebnisse übersichtlich darstellen zu können, wurde daher eine Auswahl getroffen, indem die Umweltwirkungen gruppiert wurden. Die Analyse von Umweltwirkungen innerhalb einer Gruppe führte zu ähnlichen Aussagen. Über eine Pearson'sche Rangkorrelation wurde geprüft, ob die Ergebnisse zweier Umweltwirkungen jeweils miteinander korrelierten. Zusätzlich wurde untersucht, welche Inputgruppen (siehe Baumgartner *et al.* 2015) jeweils zu den verschiedenen Umweltwirkungen über das gesamte Betriebsnetz hinweg einen wichtigen Beitrag leisteten. Damit konnte die Gruppierung, die sich aus der Korrelationsanalyse ergeben hatte, bestätigt werden.

Erstellung von Umweltprofilen

Um die Ergebnisse für die Funktion der Landbewirtschaftung und die produktive Funktion gemeinsam abzubilden, wurde für jeden Betriebstyp ein Umweltprofil erstellt (vgl. *Abbildung 5* und *6*). Dort werden die Median-Werte beider Funktionen für ausgewählte Umweltwirkungen gleichzeitig in einem Netzdiagramm dargestellt. Je näher die Werte beim Mittelpunkt liegen, desto geringer ist die jeweilige Umweltwirkung. Das Maximum entspricht jeweils dem Betrieb mit dem höchsten Wert aus der gesamten Stichprobe, der Mittelpunkt entspricht dem Wert Null. Die dargestellten Umweltwirkungen zählen zu denen, die für das FarmLife-Betriebsnetz als repräsentativ ausgewählt wurden. Um die Umweltprofile nicht zu überfrachten, wurde die Anzahl der dort festgelegten Umweltwirkungen noch reduziert. Dabei orientierten wir uns am Vorgehen in anderen Studien wie Nemecek *et al.* (2005) und Hersener *et al.* (2011).

Ergebnisse und Diskussion

Auswahl von Umweltwirkungen

Die Korrelationsanalyse der Umweltwirkungen auf Basis aller 51 Betriebe ergab drei Gruppen, innerhalb derer der Korrelationsfaktor zwischen Umweltwirkungen bei mindestens 0,9 lag. Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse sind in *Tabelle 1* zu finden. Einige Umweltwirkungen, die nicht eng mit anderen zusammenhängen, waren extra zu betrachten. *Tabelle 2* zeigt die Gruppen von Umweltwirkungen mit der jeweils als repräsentativ ausgewählten Umweltwirkung. Die Auswahl entspricht im Grundsatz derjenigen, die in anderen Studien zu Betriebsnetzen, die SALCA als Ökobilanzmethode verwendeten, getroffen wurde (Hersener *et al.* 2011, Nemecek *et al.* 2005).

Variabilität der Betriebe pro ha LN

Abbildung 1 zeigt die Schwankungsbreite aller Betriebsergebnisse bei vier der ausgewählten Umweltwirkungen. Die meisten Betriebe hatten einen Energiebedarf zwischen 17 000 und 34 000 MJ-Äquivalente pro ha LN. Der Energiebedarf des ungünstigsten Betriebes pro ha LN war dabei 7,5mal höher als der des günstigsten. Die Ergebnisse lagen trotz der Unterschiedlichkeit der Betriebe noch vergleichsweise nahe beieinander, wie ein Vergleich mit Hersener *et al.* (2011) zeigt. Diese fanden bei einem Schweizer Betriebsnetz mit gut 100 Betrieben unterschiedlicher Betriebstypen, Produktionsformen und Regionen, analysiert mit SALCA, dass die Unterschiede des Energiebedarfs zwischen einzelnen Betrieben beträchtlich sein können. Zwischen den Betrieben mit dem höchsten und dem tiefsten Energiebedarf betrug der Unterschied dort das 22fache.

Beim Treibhauspotenzial war die Schwankungsbreite der Betriebe höher als beim Energiebedarf. Der Betrieb mit den höchsten Treibhausgasemissionen pro ha LN lag etwa 18mal höher als der günstigste Betrieb. Dies entsprach in

Tabelle 2: Gruppierung von Umweltwirkungen und Auswahl von repräsentativen Umweltwirkungen (fett).

Gruppe	Umweltwirkungen	Kurzbezeichnung
Energie- und Infrastrukturbasiert	Bedarf nicht erneuerbarer Energiressourcen Ozonabbaupotenzial Humantoxizitätspotenzial Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial Wasserbedarf	Energiebedarf
Nährstoffressourcenbasiert	Ressourcenbedarf Phosphor Ressourcenbedarf Kalium	Ressourcenbedarf P
Tierhaltungsbasiert	Treibhauspotenzial Ozonbildungspotenzial Versauerungspotenzial Terrestrisches Eutrophierungspotenzial	Treibhauspotenzial
Einzelne	Aquatisches Eutrophierungspotenzial Stickstoff* Aquatisches Eutrophierungspotenzial Phosphor Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial Abholzung Flächenbedarf	Aq. Eutrophierung N* Aq. Eutrophierung P Terr. Ökotoxizität Abholzung Flächenbedarf

*Wird für die Weinbaubetriebe nicht gezeigt; die Ergebnisse haben gezeigt, dass die Methode nicht ausreichend spezifisch auf diesen Betriebstyp ausgerichtet ist.

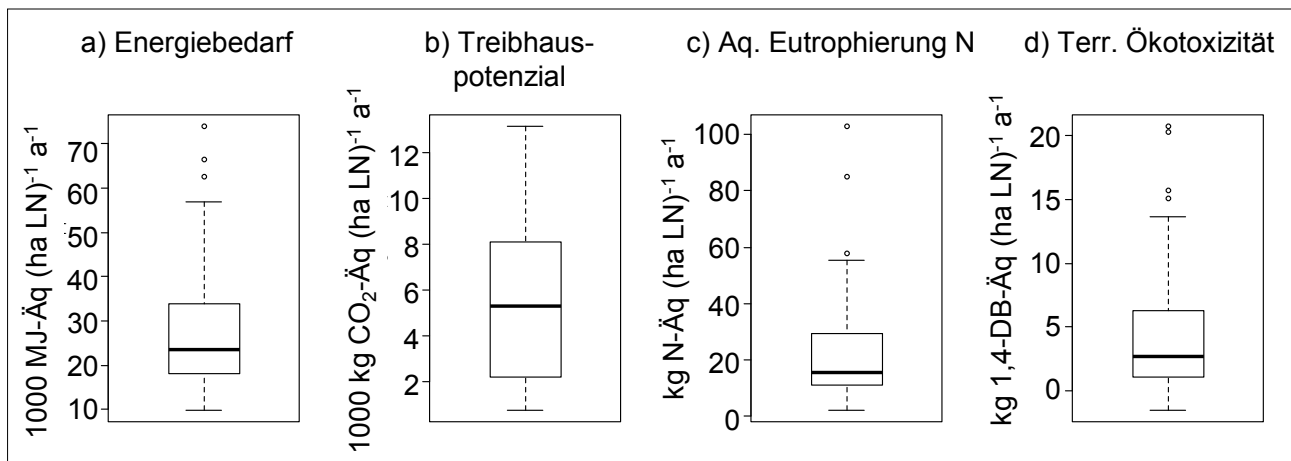


Abbildung 1: Variabilität der Betriebe bei verschiedenen Umweltwirkungen. Datengrundlage: a), b) und d) n = 51 (alle Betriebe); c) n = 45 (ohne Weinbaubetriebe). LN: Landwirtschaftliche Nutzfläche.

etwa der Schwankungsbreite der Betriebe in Hersener *et al.* (2011). Die Variabilität der Betriebe war bei der aquatischen Eutrophierung N noch höher, mit einem Faktor 46 zwischen dem Betrieb mit dem ungünstigsten und dem mit dem günstigsten Ergebnis. Bei der terrestrischen Ökotoxizität war die Variabilität noch größer. Aufgrund der Schwermetallbilanz, welche auf der Differenz von Schwermetallimporten auf den Betrieb und dem Export mit Produkten basiert, gab es sogar Betriebe mit negativen Werten, weil die Austräge die relativ geringen Einträge überstiegen. Der ungünstigste Betrieb lag etwa 94mal höher als der günstigste Betrieb mit einem positiven Wert für die Toxizität, was größenordnungsmäßig Ergebnissen von Hersener *et al.* (2011) entspricht.

Umweltwirkungen aller Betriebe pro ha LN

Abbildungen 2 und 3 zeigen die Ergebnisse aller Betriebe für eine Auswahl von Umweltwirkungen, gruppiert nach Betriebstypen und sortiert nach ansteigender Umweltwirkung. Beim Energiebedarf pro ha LN (Abbildung 2a) lagen die Acker- und Weinbaubetriebe tiefer als die viehhaltenden Betriebe. Der Einsatz von Infrastruktur und Energieträgern pro ha LN war bei den Ackerbaubetrieben deutlich tiefer; dazu kamen bei den viehhaltenden Betrieben noch die Aufwendungen durch den Zukauf von Futtermitteln und Tieren. Innerhalb der Ackerbaubetriebe hatte der Einsatz von Mineraldüngern einen entscheidenden Einfluss auf den Energiebedarf, bei den Weinbaubetrieben waren nur die Inputgruppen von Infrastruktur- und Energieträgereinsatz von Bedeutung. Innerhalb der Veredelungs- und Milchbetriebe waren sowohl der Einsatz von Energieträgern auf dem Hof als auch der Einsatz von Mineraldüngern und der Kraftfutterzukauf entscheidend für das Abschneiden der einzelnen Betriebe. Die Biobetriebe hatten tendenziell einen tieferen Energiebedarf pro ha LN als die konventionellen, vor allem wegen des tieferen Einsatzes von Mineraldüngern und Kraftfutter; im Durchschnitt hatten die konventionellen Betriebe aber auch bei den übrigen Inputgruppen einen höheren Energiebedarf als die Biobetriebe. In einem Pilotbetriebsnetz in Deutschland fanden Hülsbergen und Rahmann (2013) bei 24 Ackerbau- und 32 Milchviehbetrieben (biologisch und konventionell) eine

Spannweite von 4-18 GJ Energiebedarf pro ha, was im unteren Bereich der Spannweite in FarmLife liegt. Wenn man berücksichtigt, dass Gebäude und Einrichtungen sowie zugekaufte Kraftfutter und Tiere dort nicht einbezogen wurden, stimmen die Ergebnisse größenordnungsmäßig mit denen von FarmLife überein. Der Energiebedarf von konventionellen Betrieben war bei Hülsbergen und Rahmann (2013) im Durchschnitt etwa doppelt so hoch wie der von Biobetrieben; es ist zu vermuten, dass dieses Verhältnis enger wäre, wenn man die Infrastruktur einbezogen hätte. Hersener *et al.* (2011) fanden, dass unterschiedliche Betriebstypen im Mittel einen unterschiedlichen Energiebedarf pro ha haben. Ackerbau- und Mutterkuhbetriebe schnitten dort günstiger ab als Veredelungs- und Milchviehbetriebe. Die Bandbreite der Ergebnisse innerhalb der Betriebstypen war bei Hersener *et al.* (2011) beträchtlich, und die Einteilung in die Betriebstypen wurde als möglicherweise ungeeignet für eine ökologische Auswertung angesehen. Auch bei den FarmLife-Ergebnissen waren die Unterschiede innerhalb der Betriebstypen teils größer als zwischen den Medianen der Betriebstypen selbst, aber dennoch können hier auch Charakteristika der einzelnen Betriebstypen (wie z.B. der Futtermittelzukauf bei viehhaltenden Betrieben) als Erklärung für das Abschneiden der Betriebe dienen.

Der Ressourcenbedarf Phosphor (Abbildung 2b) schlug vor allem bei konventionellen Betrieben zu Buche, da hier der Mineraldüngerzukauf einen großen Anteil ausmachte. Bei den viehhaltenden Betrieben kam deren Einfluss indirekt durch das zugekaufte Kraftfutter zum Tragen. Ein Ackerbaubetrieb setzte Rapsmethylester als Kraftstoff ein, was sich in einem zusätzlichen Ressourcenbedarf P aus dem Rapsanbau niederschlug.

Die Treibhausgasemissionen der Ackerbaubetriebe (Abbildung 2c) wurden entscheidend vom Düngemiteleininsatz beeinflusst, wobei hier zusätzlich zur Herstellung der Mineraldünger auch noch der Zukauf von organischen Düngern (Kompost) mit den entsprechenden Methanemissionen aus der Bereitstellung sowie die Lachgasemissionen bei der Düngerausbringung wichtig waren. Bei den Veredelungsbetrieben stieg das Treibhauspotenzial pro ha LN parallel zum Infrastruktur- und Energieträgereinsatz an. Zusätzlich hatten

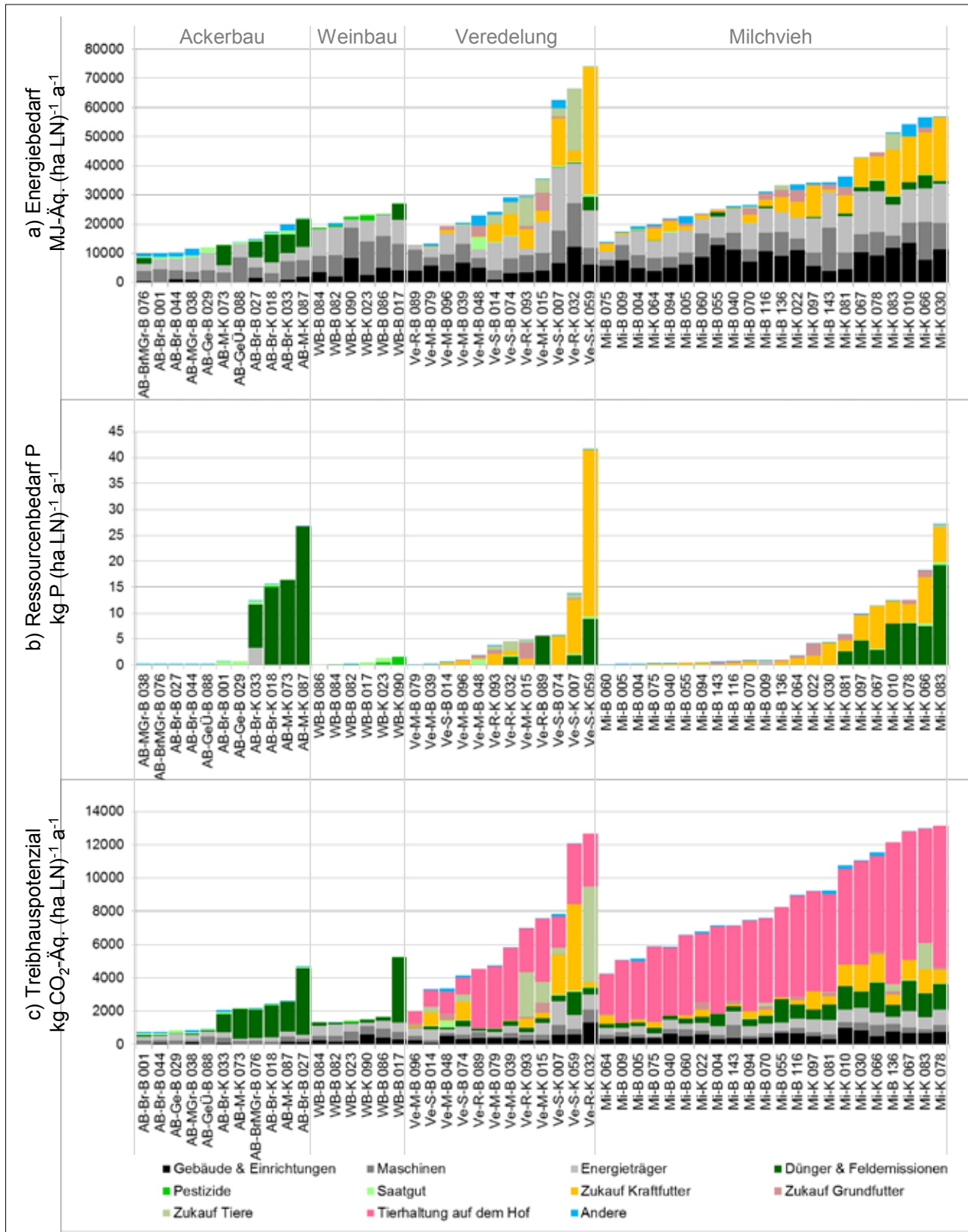


Abbildung 2: Umweltwirkungen der Betriebe, Teil I. Bezeichnung Betriebe: Betriebstyp-Spezifikationen-Betriebsnummer. Betriebstypen: AB = Ackerbau; WB = Weinbau; Ve = Veredelung; Mi = Milchvieh. Spezifikationen: Br = Brotgetreide; Ge = übrige Getreide; Gr = Gras; M = Mais (AB-Betriebe) / Mutterkuh (Ve-Betriebe); Ü = übriger Acker- und Futterbau; S = Schweinemast; R = Rindermast; B = biologisch; K = konventionell.

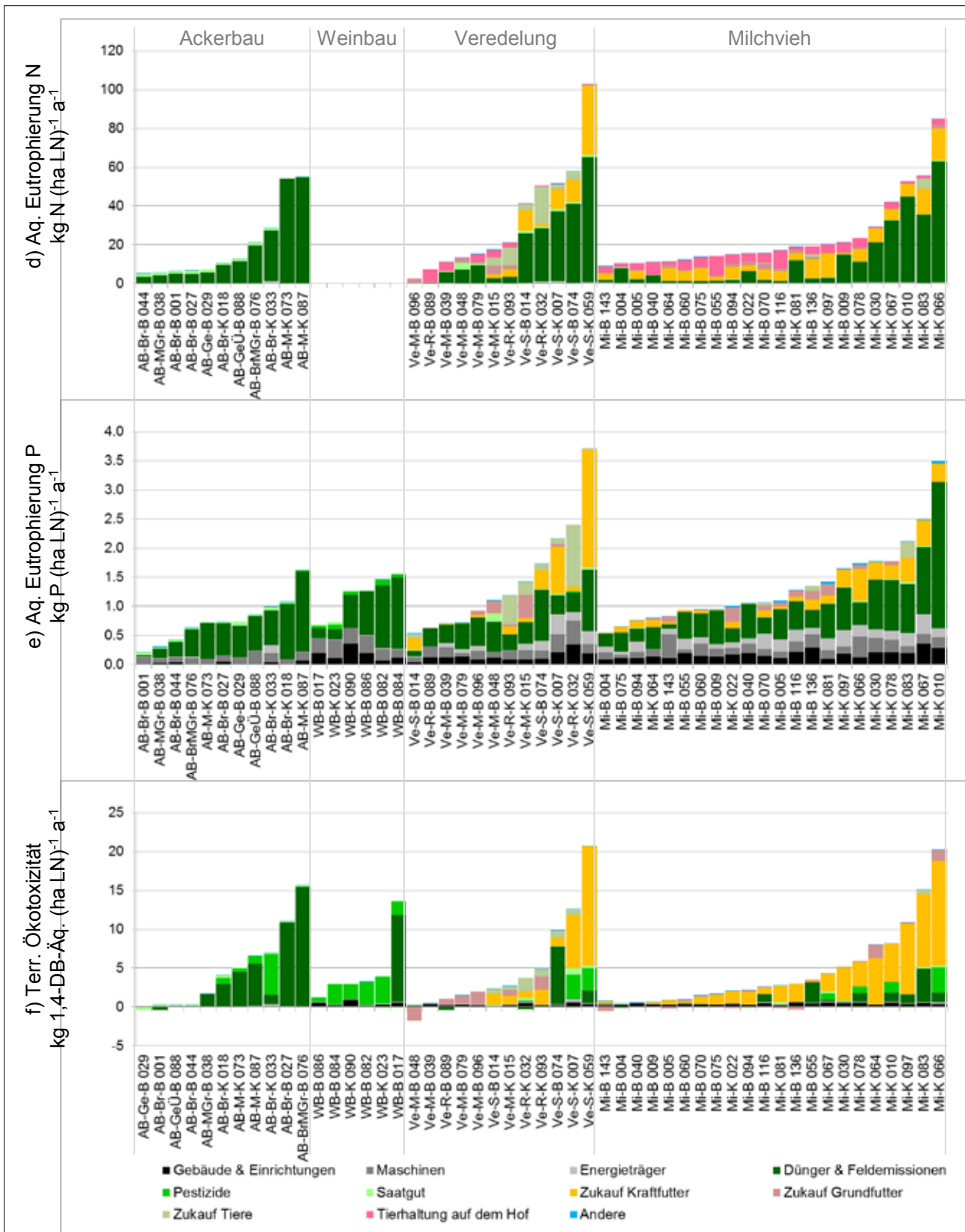


Abbildung 3: Umweltwirkungen der Betriebe, Teil II. Bezeichnung Betriebe: Betriebstyp-Spezifikationen-Betriebsnummer. Betriebsarten: AB = Ackerbau; WB = Weinbau; Ve = Veredelung; Mi = Milchvieh. Spezifikationen: Br = Brotgetreide; Ge = übrige Getreide; M = Mais (AB-Betriebe) / Mutterkuh (Ve-Betriebe); Gr = Gras; Ü = übriger Acker- und Futterbau; S = Schweinemast; R = Rindermast; B = biologisch; K = konventionell.

bei verschiedenen Betrieben unterschiedliche Inputgruppen einen hohen Anteil an den Treibhausgasemissionen. Augenfällig darunter waren die Emissionen durch die Tierhaltung auf dem Hof sowie die Emissionen, die mit dem Zukauf von Tieren und Kraftfutter verbunden waren. Bei den Milchviehbetrieben blieben die Anteile vieler Inputgruppen relativ ähnlich mit ansteigenden Emissionen pro ha. Das heißt, bei Betrieben mit höheren Werten nahmen die Emissionen aus Infrastruktur- und Energieträgereinsatz, Düngern und Feldemissionen, Kraftfutterzukauf sowie durch die Tierhaltung auf dem Hof gleichermaßen zu. Hülsbergen und Rahmann (2013) kamen bei ihrem Betriebsnetz auf etwas tiefere Werte für das Treibhauspotenzial; diese lagen zwischen -415 und 4995 kg CO₂-Äq./ha LN für biologische und konventionelle Ackerbau- und Milchviehbetriebe. Gebäude und Einrichtungen sowie zugekaufte Futtermittel und Tiere lagen dort außerhalb der

Systemgrenze; hingegen wurde die Kohlenstoffsequestrierung im Boden mit berücksichtigt. Diese machte teilweise deutlich mehr aus als die Treibhausgasemissionen der Produktion. Durch den Anbau von Klee gras und den Einsatz von Wirtschaftsdüngern war sie bei Milchviehbetrieben höher als bei Ackerbaubetrieben. Zusätzlich schnitten die Milchviehbetriebe wegen des geringeren Einsatzes von mineralischem Stickstoff günstiger ab als die Ackerbaubetriebe. Dieser Einflussfaktor bestand auch bei den FarmLife-Betrieben, führte dort jedoch zu einer unterschiedlichen Bewertungsreihenfolge der Betriebstypen verglichen mit Hülsbergen und Rahmann (2013). Der Einsatz von Betriebsmitteln auf den individuellen Betrieben hat also einen größeren Einfluss als der Betriebstyp an sich. Ebenso kann der Einbezug des Bodens als CO₂-Quelle bzw. Senke die Resultate deutlich beeinflussen (s. auch Kasper *et al.* 2013, Friedel und Hülsbergen 2012).

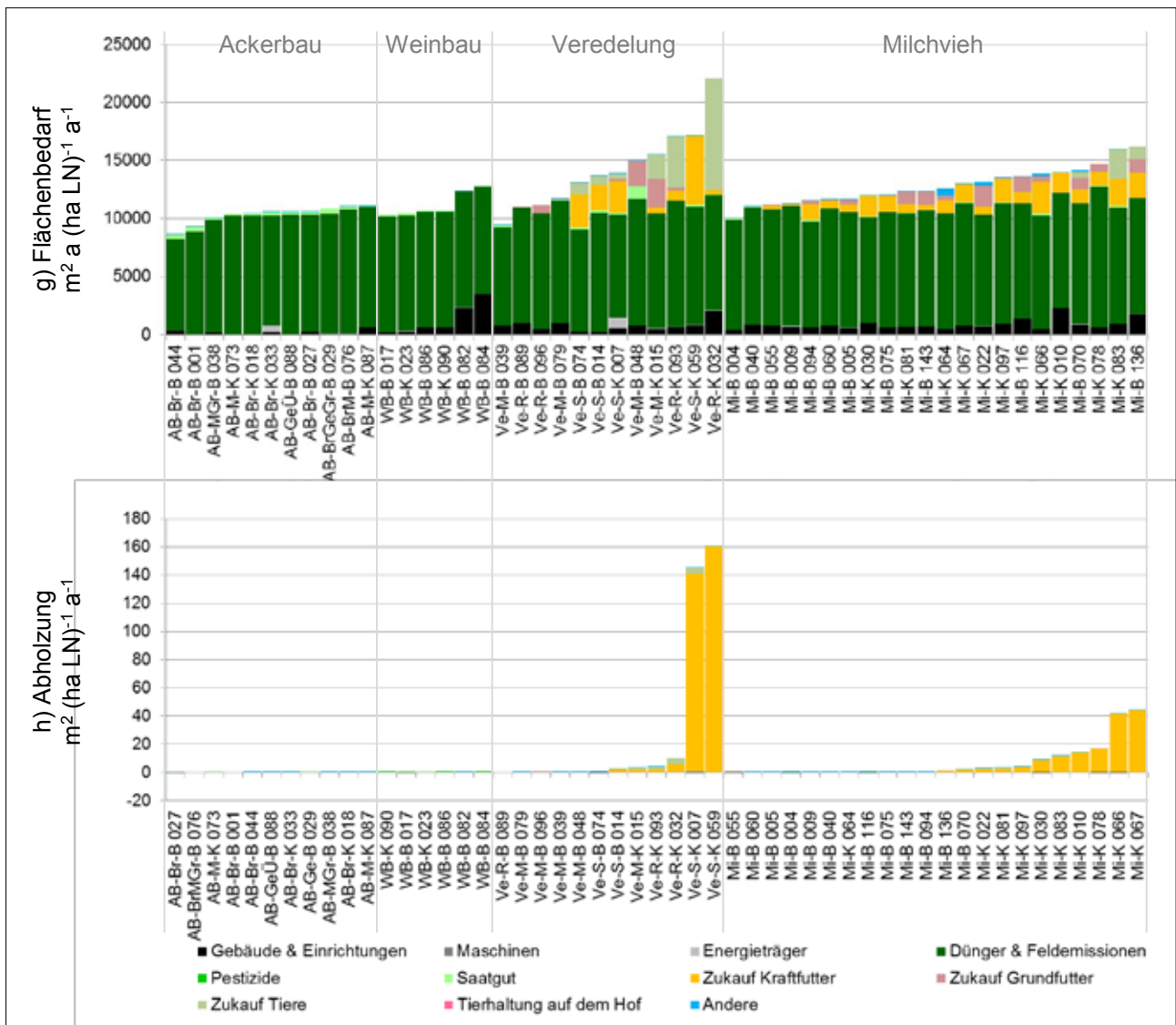


Abbildung 4: Umweltwirkungen der Betriebe, Teil III. Bezeichnung Betriebe: Betriebstyp-Spezifikationen-Betriebsnummer. Betriebstypen: AB = Ackerbau; WB = Weinbau; Ve = Veredelung; Mi = Milchvieh. Spezifikationen: Br = Brotgetreide; Ge = übrige Getreide; Gr = Gras; M = Mais (AB-Betriebe) / Mutterkuh (Ve-Betriebe); Ü = übriger Acker- und Futterbau; S = Schweinemast; R = Rindermast; B = biologisch; K = konventionell.

Das aquatische Eutrophierungspotenzial durch Stickstoff (*Abbildung 3d*) wurde hauptsächlich durch direkte Feldemissionen (NitratAuswaschung) verursacht, die entweder direkt auf den Betriebsflächen anfielen oder auf den Anbauflächen für zugekaufte Futtermittel. Die Emissionen waren neben der absoluten Höhe der Stickstoffdüngung auch abhängig von Faktoren wie den angebauten Kulturen mit ihren unterschiedlichen Verläufen der Stickstoffaufnahme, dem Ausbringungszeitpunkt stickstoffhaltiger Düngemittel, von der Höhe der Winterniederschläge und davon, ob die Betriebe im Hauptproduktionsgebiet „Nordöstliches Flach- und Hügelland“ lagen (für dieses galt eine tiefere Nitrat-Auswaschungsrate, vgl. Bystricky und Nemecek 2015). Vereinzelt wurde auch ein Anteil der Nitratemissionen durch zugekaufte Tiere in den Betrieb importiert. Weidehaltung führte zudem zu Nitratemissionen in der Inputgruppe „Tierhaltung auf dem Hof“. Dies stimmte mit Ergebnissen in Hersener *et al.* (2011) überein, die über verschiedene Betriebstypen hinweg fanden, dass beim Eutrophierungspotenzial neben den direkten Feld- und Tieremissionen der Zukauf von Tieren und Futtermitteln einen Einfluss hatte.

Das aquatische Eutrophierungspotenzial Phosphor (*Abbildung 3e*) verlief tendenziell parallel zum Energiebedarf der Betriebe, da der Einsatz von Infrastruktur und Energieträgern hier eine Rolle spielte; dieser führte über die Deposition von Rückständen aus dem Braunkohleabbau und der Kupfergewinnung zu Phosphoremissionen. Daneben war aber vor allem der Phosphoraustrag mit erodiertem Bodenmaterial (also die Bodenerosion) entscheidend dafür, wie die einzelnen Betriebe abschnitten. Bei den viehhaltenden Betrieben schließlich kamen noch die Emissionen hinzu, die durch die Produktion von zugekauften Tieren und Futtermitteln außerhalb der FarmLife-Betriebe entstanden. Diese machten bei manchen Betrieben beträchtliche Anteile an den Emissionen aus (bis zu 55 %).

Auf die terrestrische Ökotoxizität (*Abbildung 3f*) hatten bei den verschiedenen Betriebstypen sehr unterschiedliche Inputgruppen einen entscheidenden Einfluss. Nur bei einem der Ackerbaubetriebe wurde sie durch den Pflanzenschutzmittel Einsatz bestimmt; bei den übrigen trugen vor allem Schwermetalleinträge in den Boden zur terrestrischen Ökotoxizität bei. Diese stammten, wie auch bei einem der Weinbaubetriebe, aus zugekauften Wirtschafts- und Mineräldüngern. Die Toxizität der Weinbaubetriebe wurde ansonsten durch die eingesetzten Pflanzenschutz-Wirkstoffe beeinflusst. Hier war nicht die Menge, sondern die Art der eingesetzten Wirkstoffe entscheidend; die Biobetriebe schnitten durch Schwefeleinsatz ähnlich ab wie die konventionellen. Bei den Milchviehbetrieben hatten die zugekauften Kraftfutter aufgrund des Pflanzenschutzes und der Schwermetallbilanz ihrer Produktion einen entscheidenden Einfluss, bei den Veredelungsbetrieben war es das zugekaufte Kraft- und Grundfutter, wobei der Grundfutterzukauf vereinzelt sogar in negativen Werten für die Toxizität resultierte.

Der Flächenbedarf der Betriebe ist in *Abbildung 4* dargestellt. Dieser zeigt, wie viel Fläche zu jedem Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche jährlich noch hinzukommt, wenn man Gebäude und Einrichtungen, die Herstellung von Maschinen und Düngemitteln sowie zugekaufte Tiere

und Futtermittel berücksichtigt. Bei drei Betrieben lag der Flächenbedarf „pro ha LN“ unter 1 ha, weil hier die Dauer der Flächenbelegung eine Rolle spielt und die meisten Schläge mit Hauptkulturen bestellt waren, die die Fläche weniger als ein Jahr lang belegten. Zwei Weinbaubetriebe addierten durch den Einsatz von Holzpfehlen Fläche zu ihrer Betriebsfläche hinzu, welche für das Holzwachstum Waldfläche benötigen. Die Veredelungsbetriebe belegten durch Tier- und Futtermittelzukauf im Schnitt zusätzlich 33 %, bis hin zu maximal 99 %, ihrer eigenen Betriebsfläche außerhalb ihres Betriebes. Bei den Milchviehbetrieben war dies weniger; sie belegten durchschnittlich noch zusätzliche 18 % der eigenen Betriebsfläche außerhalb ihres Betriebes (Maximalwert 49 %). Damit lagen die Betriebe im Vergleich zu Hersener *et al.* (2011) eher tief, die Bewertungsreihenfolge der Betriebstypen war aber ähnlich.

Abholzung von tropischen Regenwald und Buschland entstand infolge der Verfütterung von Soja oder Sojaschrot aus Brasilien. Dies betraf nur einen Teil der Betriebe (*Abbildung 4*); am ungünstigsten schnitten konventionelle Schweinemastbetriebe ab, aber auch einige Milchviehbetriebe hatten hier eine ungünstige Auswirkung.

Beitragsanalyse und Verbesserungsoptionen am Beispiel des Betriebstyps Ackerbau

Ein wichtiger Nutzen der betrieblichen Ökobilanz ist es, aus den Ergebnissen Informationen für das Umweltmanagement des landwirtschaftlichen Betriebs zu ziehen. Das Durchführen einer Beitragsanalyse ist ein Zugang dazu. Das Ökobilanzkonzept FarmLife mit der Aufteilung der Inputs aus den Vorketten in sogenannte Inputgruppen erlaubt dies (siehe Baumgartner *et al.* 2015). Inputgruppen mit einem großen Anteil am Gesamtergebnis eines Wirkungsindikators bei einer gleichzeitig hohen Standardabweichung weisen auf die Betriebsbereiche hin, bei denen ein Optimierungspotenzial besteht (Hersener *et al.* 2011). *Tabelle 3* zeigt dies exemplarisch für die elf Betriebe des Betriebstyps Ackerbau mit einer Auswahl von Umweltwirkungen. Über alle gezeigten Wirkungsindikatoren hinweg war die Inputgruppe „Dünger, Feldemissionen“ von überragender Bedeutung. Beim Energiebedarf waren zusätzlich die Inputgruppen Maschinen und Energieträger wichtig. Bei den vier übrigen gezeigten Wirkungsindikatoren waren die übrigen Inputgruppen nahezu bedeutungslos. Auffallend war, dass selbst bei den Inputgruppen, die im Mittel keinen großen Beitrag zum Wirkungsindikator Energiebedarf lieferten, die Standardabweichungen durchwegs hoch waren. Dies ist ein Indiz für eine beachtliche Heterogenität der Ausstattung und Betriebsführung zwischen diesen elf Betrieben des gleichen Typs.

Aus der Beitragsanalyse geht hervor, dass sich die ökologische Optimierung auf die Inputs aus der Inputgruppe „Dünger, Feldemissionen“ konzentrieren muss, das heißt auf verbesserte Optionen hinsichtlich von zugekauften mineralischen und organischen Düngern, wie auch auf die Minderungsmaßnahmen von Emissionen auf den Parzellen. Zusätzlich besteht beim Maschineneinsatz und bei den direkt auf den Betrieben eingesetzten Energieträgern ein Potenzial zur Verringerung der Umweltlast. Welche Maß-

Tabelle 3: Mittelwerte und Standardabweichung (Stabw) der 11 Betriebe des Typs Ackerbau pro ha LN und Jahr für die Umweltwirkungen Energiebedarf (in MJ-Äq.), Ressourcenbedarf P (in kg P), Treibhauspotenzial (in kg CO₂-Äq.), aquatisches Eutrophierungspotenzial N (in kg N) und terrestrische Ökotoxizität (in kg 1,4-DB-Äq.).

Inputgruppen	Energiebedarf		Treibhauspot.		Aq. Eutrophierung N		Terr. Ökotoxizität (CML)		Ressourcenbedarf P	
	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw	Mittelwert	Stabw
Gebäude, Einrichtungen	640	620	65	60	0.01	0.01	0.02	0.02	0.003	0.004
Maschinen	4410	1702	228	89	0.04	0.01	0.07	0.03	0.003	0.001
Energieträger	3855	1089	269	71	0.26	0.29	0.04	0.07	0.308	1.016
Dünger, Feldemissionen	3586	3932	1147	1258	17.95	19.30	3.75	5.09	6.018	9.337
Pflanzenschutzmittel	53	91	3	5	0.00	0.00	0.69	1.55	0.026	0.076
Saatgut (Zukauf)	713	497	88	51	1.19	0.53	0.10	0.20	0.305	0.273
Kraftfutter (Zukauf)	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.000
Grundfutter (Zukauf)	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.000
Tiere (Zukauf)	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.000
Tierhaltung	0	0	0	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.000	0.000
Weitere Inputs	807	868	49	55	0.03	0.03	0.01	0.01	0.000	0.000

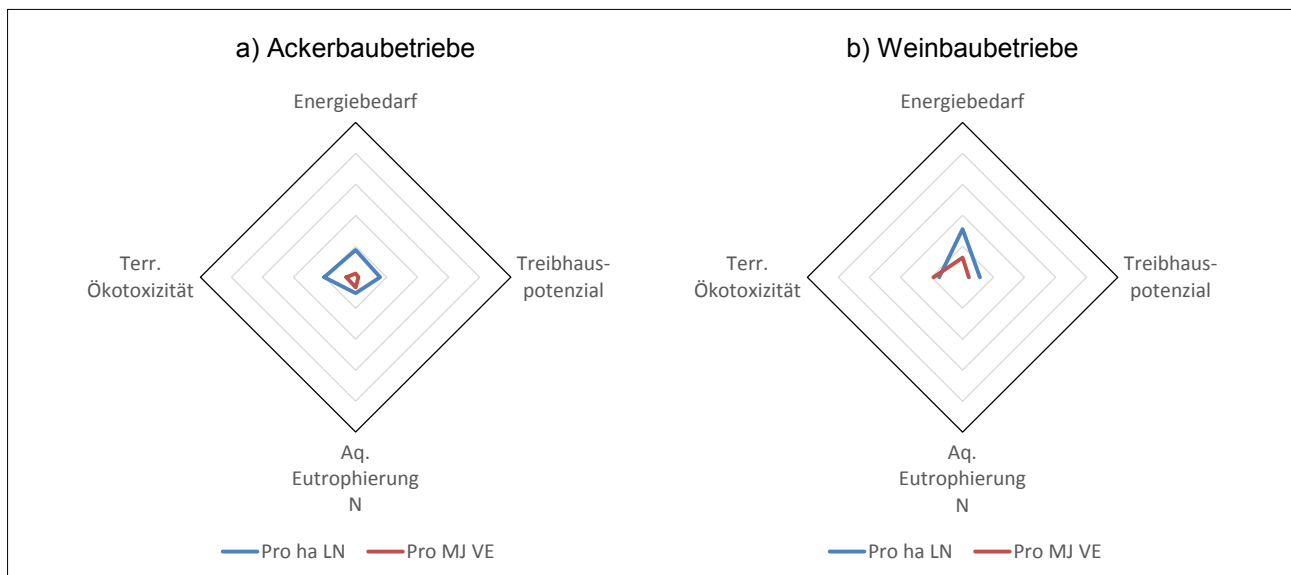


Abbildung 5: Umweltprofile von Pflanzenbaubetrieben für die produktive Funktion, ausgedrückt pro MJ VE, und für die Funktion Landbewirtschaftung, ausgedrückt pro ha LN und Jahr. LN: landwirtschaftliche Nutzfläche; VE: verdauliche Energie. a) Ackerbaubetriebe (n = 11), b) Weinbaubetriebe (ohne Aq. Eutrophierung N, n = 6). Gezeigt werden die Median-Werte der Betriebstypen für jede Umweltwirkung. Die äußerste Linie entspricht dem Betrieb mit dem höchsten Wert der gesamten Stichprobe, der Mittelpunkt entspricht dem Wert Null.

nahmen jeweils zu treffen wären, muss individuell für den einzelnen Betrieb geklärt werden. Eine Beitragsanalyse bei zwölf Betrieben des Typs ‚Ackerbau‘ in der Schweiz (Hersener *et al.* 2011) führte zu deutlich anderen Ergebnissen, was vorwiegend darin begründet war, dass dort alle Betriebe konventionell bewirtschaftet wurden und einzelne in geringem Maße Tierhaltung betrieben. Somit spielten Inputs aus den Gruppen ‚Pflanzenschutzmittel‘, ‚Kraftfutter (Zukauf)‘ oder ‚Tierhaltung‘ ebenfalls eine wichtige Rolle.

Umweltprofile der verschiedenen Betriebstypen

Die Umweltprofile wurden aus den vier Umweltwirkungen Energiebedarf, Treibhauspotenzial, aq. Eutrophierung N und terrestrische Ökotoxizität gebildet. *Abbildung 5* und *Abbildung 6* zeigen die Ergebnisse aufgeteilt nach den Betriebstypen für diese Umweltwirkungen und bezogen auf zwei funktionelle Einheiten.

Betrachtet man die Ergebnisse für die Funktion der Landbewirtschaftung, das heißt pro ha LN, zeigten sich die Pflanzenbaubetriebe (*Abbildung 5*) bei den Umweltwirkungen Energiebedarf sowie Treibhauspotenzial im Vergleich zu den Tierhaltungsbetrieben (*Abbildung 6*) tendenziell günstig. Das hatte den Grund, dass beide Umweltwirkungen vor allem durch Zukäufe (z.B. Tiere, Kraftfutter) beeinflusst wurden, welche bei den Tierhaltungsbetrieben von großer Bedeutung waren. Bei der aquatischen Eutrophierung N pro ha LN lagen die Mediane der Betriebstypen nahe beieinander. Es ist zu beachten, dass die Schwankungen innerhalb der Betriebstypen 4- bis 37mal höher waren als die Unterschiede zwischen den Medianen. Die Unterschiede zwischen den Medianen der Betriebstypen waren dadurch weniger relevant als die Unterschiede beim Energiebedarf und dem Treibhauspotenzial, wo die Spannweite der Einzelergebnisse geringer war. Ähnlich war es beim terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial pro ha LN. Dort lagen die beiden Mediane der Tierhaltungsbetriebe im Vergleich zwar etwas

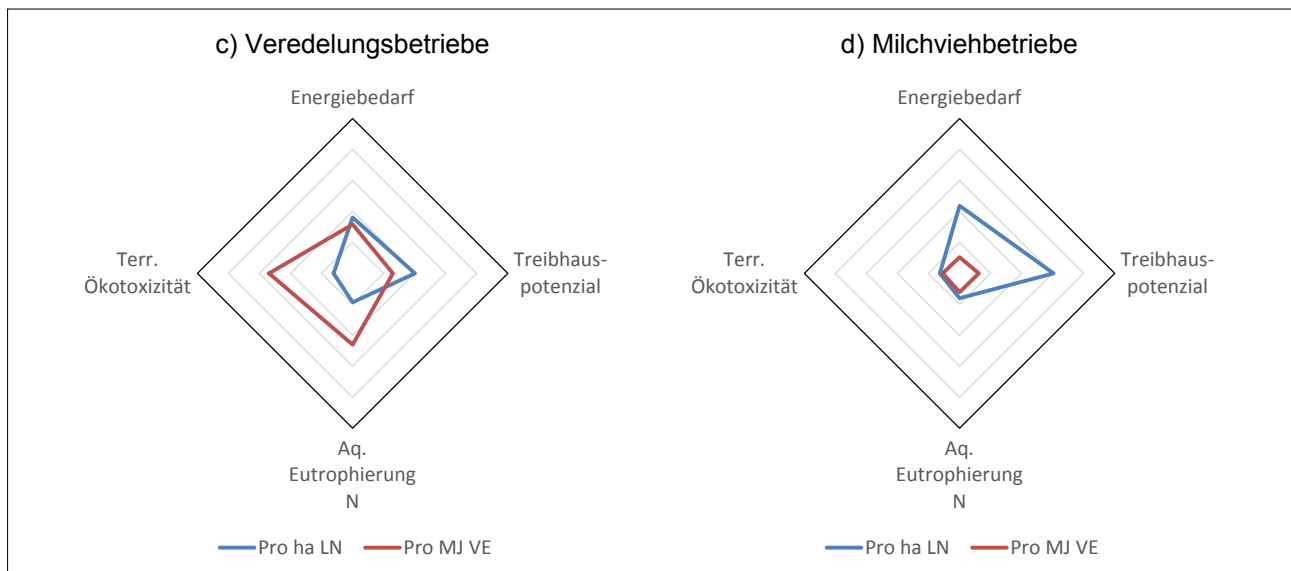


Abbildung 6: Umweltprofile von Tierhaltungsbetrieben für die produktive Funktion, ausgedrückt pro MJ VE, und für die Funktion Landbewirtschaftung, ausgedrückt pro ha LN und Jahr. LN: landwirtschaftliche Nutzfläche; VE: verdauliche Energie. c) Veredelungsbetriebe (n = 12), d) Milchviehbetriebe (n = 22). Gezeigt werden die Median-Werte der Betriebstypen für jede Umweltwirkung. Die äußerste Linie entspricht dem Betrieb mit dem höchsten Wert der gesamten Stichprobe, der Mittelpunkt entspricht dem Wert Null.

tiefer als jene der Pflanzenbaubetriebe, aber auch hier war die Schwankung der Betriebe innerhalb der Betriebstypen deutlich größer (8- bis 255mal) als die Unterschiede zwischen den Medianen, sodass zwischen den Betriebstypen kein wirklicher Unterschied zu verzeichnen war.

Die Umweltprofile für die produktive Funktion, das heißt pro MJ VE, führten im Groben zu einer ähnlichen Einordnung der Betriebstypen wie jene pro ha LN: Die Pflanzenbaubetriebe schnitten auch hier tendenziell günstiger ab als die tierhaltenden Betriebe. Dabei lag der Median der Ackerbaubetriebe pro MJ VE im Vergleich zu allen anderen Betriebstypen überall am tiefsten, während der Median der Veredelungsbetriebe überall am ungünstigsten war. Die Weinbau- und die Milchviehbetriebe lagen im mittleren Bereich zwischen den beiden anderen Betriebstypen. Die Weinbaubetriebe ließen sich bei beiden Bezugsgrößen ähnlich einordnen. Ihre Produktivität lag mit 8614 MJ VE/ha LN im eher tiefen Bereich; es ist aber zu beachten, dass die Ernährungsfunktion bei diesen Betrieben nicht im Vordergrund steht und somit die Bewertung pro MJ VE nur wenig Aussagekraft hat. Bei den übrigen Betriebstypen hingegen ließen sich im Detail beträchtliche Unterschiede bei der Bewertung pro MJ VE und pro ha LN feststellen. Waren die Veredelungsbetriebe pro ha LN noch tendenziell günstiger zu bewerten als die Milchviehbetriebe, so schnitten sie pro MJ verdauliche Energie deutlich ungünstiger ab, da ihre Produktivität mit durchschnittlich 5722 MJ VE/ha LN weniger als halb so hoch lag wie die der Milchviehbetriebe (14078 MJ VE/ha LN). Vor allem bei der aquatischen Eutrophierung N und der terrestrischen Ökotoxizität waren die Veredelungsbetriebe daher bei der produktbezogenen Bewertung deutlich ungünstiger zu bewerten als bei der flächenbezogenen Bewertung. Die Ackerbaubetriebe, die pro ha LN bereits vergleichsweise günstig zu bewerten waren, schnitten pro MJ VE noch günstiger ab; ihre Produktivität war mit durchschnittlich 20317 MJ VE/ha LN am höchsten.

Die unterschiedliche Produktivität der Betriebe, und damit der Unterschied zwischen den beiden funktionellen Einheiten Fläche und verdauliche Energie, war vor allem darauf zurückzuführen, dass pflanzliche Produkte, vor allem Getreide, viel für den Menschen verdauliche Energie enthalten, welche ohne Umwege direkt genutzt werden kann. Im Gegensatz dazu müssen Betriebstypen mit dem Schwerpunkt auf Tierproduktion für die Erzeugung einer für den Menschen verwertbaren Kalorie eines tierischen Produkts das Mehrfache an Kalorien aus pflanzlicher Produktion einsetzen. Das bedeutet, dass Tierhaltungsbetriebe im Vergleich weniger für den Menschen verwertbare Energie erzeugen. Hier ist zu ergänzen, dass die verdauliche Energie nur einen Teil der Ernährungsfunktion von Nahrungsmitteln beschreibt; Merkmale wie Protein-, Mineralstoff- oder Vitamingehalt werden nicht abgebildet. Es sind auch andere funktionelle Einheiten denkbar, mit denen man die produktive Funktion der Landwirtschaft abbilden könnte; solche zu definieren und auf ihre Anwendbarkeit in Ökobilanzen zu prüfen ist eine Zukunftsaufgabe der Forschung. Bezüglich der Produktivität der FarmLife-Betriebe ist zudem nochmals darauf hinzuweisen, dass diese extensiver wirtschaften als der österreichische Durchschnitt. Im Landesdurchschnitt lägen die Einzelergebnisse der Betriebstypen daher anders als in unserer Stichprobe.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Ökobilanzierungskonzept, das in FarmLife zum Einsatz kam, konnte anhand des Betriebsnetzes geprüft werden und liefert plausible Ergebnisse. Erste Hinweise auf Verbesserungspotenziale für die verschiedenen Betriebstypen bzw. für Einzelbetriebe konnten aufgezeigt werden. Bei einer Bewertung pro ha LN war die Spannweite der Ergebnisse der Einzelbetriebe unterschiedlich je nach Umweltwirkung: Beim Energiebedarf war diese vergleichsweise gering und

nahm über das Treibhauspotenzial und das aquatische Eutrophierungspotenzial N hin zur terrestrischen Ökotoxizität stark zu. Hieraus lässt sich folgern, dass das Verbesserungspotenzial für Einzelbetriebe bei den Umweltwirkungen mit einer größeren Ergebnis-Spannweite größer ist. Es muss allerdings auch berücksichtigt werden, dass verschiedene Einflussgrößen unterschiedlich stark von Entscheidungen auf den Betrieben direkt beeinflusst werden können. So ist es ein Unterschied ob der eigene Einsatz von Energieträgern verringert werden soll oder ob die Umweltwirkungen zugekaufter Futtermittel oder Tiere zu reduzieren sind. Darüber hinaus ändern sich die Bewertung und das Verbesserungspotenzial der Betriebe je nach Zielsetzung, also ob der Fokus auf der Flächenbewirtschaftung oder auf der produktiven Funktion der Landwirtschaft liegt.

Die detaillierte Analyse hat gezeigt, dass die verschiedenen Umweltwirkungen jeweils von unterschiedlichen Einflussgrößen hauptsächlich beeinflusst wurden. Beispielsweise spielten Bewirtschaftungsentscheidungen bei der aquatischen Eutrophierung N eine wichtige Rolle, während Standortfaktoren für die aquatische Eutrophierung P entscheidend waren und der Energiebedarf vom Maschinen- und Energieeinsatz bestimmt wurde. Die Emissionen aus der Tierhaltung, die wiederum unter anderem vom Fütterungssystem abhingen, hatten einen wichtigen Einfluss auf das Treibhauspotenzial. Exemplarisch konnte mit der Beitragsanalyse für die Ackerbaubetriebe gezeigt werden, wie die Ansetzungspunkte für eine ökologische Optimierung identifiziert werden können und in welchen Bereichen die Verbesserungsmaßnahmen vorzunehmen wären.

Die Unterschiede der einzelnen Betriebe waren teilweise beträchtlich, und die Ergebnisse reagierten zum Teil empfindlich auf Änderungen in den Eingangsdaten. Die Flächenerträge, der Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, der Viehbesatz und die Fütterung spielen eine wichtige Rolle und können sich von Jahr zu Jahr merklich ändern. Exemplarisch wurde ein Bewirtschaftungsjahr untersucht. Beim Vergleich der Umweltprofile für die produktive Funktion, das heißt pro MJ VE, und für die Funktion Landbewirtschaftung, das heißt pro ha LN, zeigten sich Unterschiede zwischen den Betriebstypen. So schnitten beispielsweise die Veredelungsbetriebe bei der produktbezogenen Bewertung vergleichsweise ungünstig ab, waren aber bei der flächenbezogenen Bewertung günstiger als die Milchviehbetriebe, die dort insgesamt am ungünstigsten dastanden. Bei den im Beitrag getätigten Vergleichen kann man nur von Trends und Tendenzen sprechen. Um generelle Aussagen über die untersuchten Betriebe oder gar zu den Betriebstypen allgemein treffen zu können, müssten die Betriebe über mehrere Jahre hinweg analysiert und das Betriebsnetz ausgeweitet werden, sodass es repräsentativ für die Landwirtschaft in Österreich

wäre. Die sehr heterogene Gruppe der Veredelungsbetriebe wäre in geeignete Betriebstypen zu unterteilen.

Literatur

- Baumgartner D.U., Bystricky M. & Nemecek T. (2015) Konzept der betrieblichen Ökobilanzierung. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- BMLFUW (2014) Grüner Bericht 2014. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMLFUW), Wien, 326 S.
- Bystricky M. & Nemecek T. (2015) SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Friedel J.K. & Hülsbergen K.-J., eds. (2012) HUMUS - Datengrundlagen für treibhausgasrelevante Emissionen und Senken in landwirtschaftlichen Betrieben und Regionen Österreichs. Herausgegeben von Universität für Bodenkultur Wien, Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Institut für Ökologischen Landbau, Wien.
- Gaillard G. & Nemecek T. (2009) Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. In International Conference "Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy", Egmond aan Zee, The Netherlands.
- Guggenberger T., Herndl M. & Bystricky M. (2015) Datenverarbeitungskonzept für die Ökobilanzierung. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Hersener J.-L., Baumgartner D.U., Dux D., Aeschbacher U., Alig M., Blaser S., Gaillard G., Glodé M., Jan P., Jenni M., Mieleitner J., Müller G., Nemecek T., Rötheli E. & Schmid D. (2011) Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB) - Schlussbericht. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich, 148 S.
- Hülsbergen K.-J. & Rahmann G., eds. (2013) Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Herausgegeben von, Thünen Report 8 Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig.
- Kasper M., Freyer B., Schmid H., Hülsbergen K.-J., Amon B. & Friedel J.K. (2013) Vergleich von Treibhausgasemissionen unterschiedlich wirtschaftender Modellbetriebe im Alpenvorland. In Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5.-8. März 2013, edited by D. Neuhoff, C. Stumm, S. Ziegler, G. Rahmann, U. Hamm und U. Köpke: Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Meier B. (2000) Neue Methodik für die Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten an der FAT. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik (FAT).
- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubois D. & Gaillard G. (2005) Ökobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 155 S.

Umweltanalyse am Beispiel Milch

Silvia M.R.R. Marton^{1,2*} und Thomas Guggenberger³

Zusammenfassung

Milchproduktionsbetriebe stellten in der Gesamtstichprobe von FarmLife die größte Betriebsgruppe dar. Mittels einer Ökobilanz wurde für diese Betriebe die Umweltwirkung je kg vermarktete Milch ab Hof analysiert, wobei die folgenden Wirkungskategorien berücksichtigt wurden: Energiebedarf, Ressourcenbedarf P, Treibhauspotenzial, aq. Eutrophierung N, aq. Eutrophierung P, terr. Ökotoxizität, Abholzung, und Flächenbedarf. Die Streuung der Resultate zwischen den einzelnen Betrieben war hoch. Beim Treibhauspotenzial, der Umweltwirkung mit der geringsten Streuung, lag zwischen dem Betrieb mit der tiefsten und jenem mit der höchsten Wirkung ein Faktor von 2.4. Am größten war die Streuung beim Ressourcenbedarf P, der terr. Ökotoxizität und der Abholzung. Einen wesentlichen Einfluss auf die Umweltwirkung je kg Milch hatte die Milchleistung pro Hektar, welche teilweise positiv (z.B. Ressourcenbedarf P), teilweise negativ (z.B. Treibhauspotenzial) mit den Umweltwirkungen korrelierte. Optimierungspotenzial konnte vor allem bei den direkten Emissionen, beim Kraftfutterzukauf und beim Maschineneinsatz ausgemacht werden.

Schlagwörter: Ökobilanz, Optimierung, Beitragsanalyse

Summary

Out of the farms participating in FarmLife, dairy farms formed the largest group. Of those farms, we performed a life cycle assessment per kg of milk at farm gate for the following impact categories: energy demand, resource use phosphorous, global warming potential, aquatic eutrophication nitrogen, aquatic eutrophication phosphorous, terrestrial ecotoxicity, deforestation, and land competition. The variance among the farms was large. Even for the global warming potential, the impact category with the smallest variance, the impact of the farm with the highest impact was 2.4 fold as high as the one of the farm with the lowest impact. The largest variance was observed for resource use phosphorous, terrestrial ecotoxicity and deforestation. The environmental impact was strongly influenced by the milk yield per ha, which correlated either positive (e.g. resource use phosphorous) or negative (e.g. global warming potential) with different impact categories. Optimisation potential was identified mainly for direct emissions, purchased concentrates and machine usage.

Keywords: dairy, life cycle assessment, optimisation, contribution analysis

Einleitung

Entsprechend dem Projektziel von FarmLife, Umweltindikatoren auf Betriebsebene zu ermitteln, wurden für das gesamte Betriebsnetz die Ergebnisse pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche sowie pro MJ verdauliche Energie (MJ VE) analysiert (Bystricky *et al.* 2015). Letztere steht dabei für die Produktivität der Betriebe, und fasst alle landwirtschaftlichen Erzeugnisse in einer Einheit zusammen, welche den Beitrag zur menschlichen Ernährung charakterisiert. In der menschlichen Ernährung erfüllen die verschiedenen Produkte allerdings unterschiedliche Funktionen. Während Ackerfrüchte in der Regel vor allem eine Versorgung mit Kohlenhydraten sicherstellen, liefern tierische Produkte hauptsächlich Protein. Eine Bewertung des Energiegehalts widerspiegelt daher die Ernährungsfunktion von tierischen Produkten nicht vollständig. Als Ergänzung zur produktiven Einheit MJ VE haben wir entsprechend eine Bewertung auf Einzelproduktebene vorgenommen, bei der eine direkte Vergleichbarkeit gegeben ist. Die Wahl fiel hierbei auf die Milchproduktion, da die Milchbetriebe in unserer Stichpro-

be die größte Gruppe darstellten und Milch für Österreich ein wichtiges Agrarprodukt ist. Rund 35'000 Betriebe verfügten im Jahr 2013 über eine Milchquote, was gut einem Viertel aller Landwirtschaftsbetriebe entspricht. Die wirtschaftliche Bedeutung der Milchproduktion ist insbesondere in den Berggebieten hoch, wo sich rund drei Viertel aller Betriebe mit Milchquote befinden (BMLFUW 2014).

Material und Methoden

Betriebsauswahl

Alle 22 Betriebe, die im Jahr 2013 Milch produziert haben, wurden für die Analyse berücksichtigt. 10 davon waren reine Graslandbetriebe, die restlichen Betriebe haben auf einem Teil ihrer Flächen Ackerbau betrieben, sei es zur reinen Futterproduktion (8 Betriebe) oder zur Futterproduktion und Vermarktung (4 Betriebe). 12 Betriebe haben ihr Land biologisch bewirtschaftet. Im Durchschnitt hielten die Betriebe 22 Kühe, die durchschnittliche Milchleistung pro Kuh entsprach 6260 kg, mit einem Minimalwert von 4160

¹ Agroscope, Institut für Nachhaltigkeitswissenschaften INH, CH-8046 ZÜRICH

² ETH Zürich, Institut für Agrarwissenschaften, CH-8092 ZÜRICH

³ HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

* Ansprechpartner: MSc ETH Agr. Silvia Marton, silvia.marton@agroscope.admin.ch

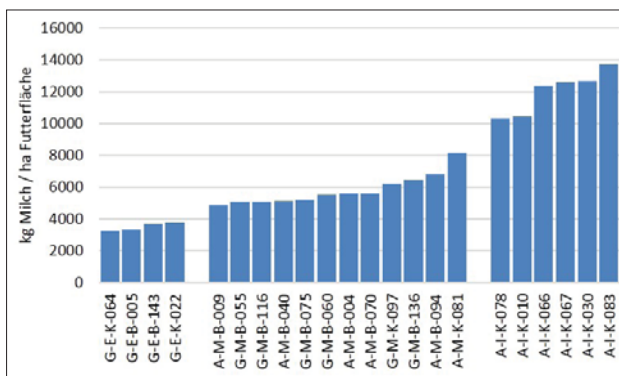


Abbildung 1: Flächenmilchleistung der betrachteten Betriebe (G=Graslandbetriebe, A=Betriebe mit Ackerbauflächen; E=Flächenmilchleistung <4'000 kg, I= Flächenmilchleistung >10'000 kg; M=Flächenmilchleistung 4'000 - 10'000 kg; B=Bio, K=Konventionell).

und einem Maximalwert von 9400 kg Milch. Die Intensität auf den Betrieben war sehr unterschiedlich, was sich gut in der Flächenmilchleistung widerspiegelte, die in *Abbildung 1* dargestellt ist. Für die Berechnung der Flächenmilchleistung wurde nur jene Betriebsfläche berücksichtigt, die direkt der Milchproduktion diente. Externe Futterflächen, z.B. jene die zur Produktion von zugekauftem Futter benötigt werden, sind darin nicht enthalten. Betriebe mit einer Flächenmilchleistung von über 10'000 kg / ha wurden als intensiv klassifiziert, jene mit einer Leistung von weniger als 4'000 als extensiv, die Betriebe dazwischen als mittelintensiv. Diese Einteilung ergab sich aus den Unterschieden zwischen zwei bezüglich Flächenmilchleistung aufeinanderfolgenden Betrieben, und wurde dort festgesetzt, wo die Leistung zwischen den Betrieben am deutlichsten zunahm. Zwischen G-E-K-022 und A-M-B-009 nahm die Flächenmilchleistung um 27 % zu, zwischen A-M-K-081 und A-I-K-078 um 26 %. Die nächstgrößere Zunahme lag zwischen Betrieb A-M-B-094 und A-M-K-081 und betrug 20 %, eine weitere Unterteilung an dieser Stelle hätte jedoch zu einer Gruppe mit nur einem einzelnen Betrieb geführt.

Ökobilanzierung

Die Ökobilanzierung folgte den in Baumgartner *et al.* (2015) beschriebenen Phasen. Für die Analyse der Milchproduktion wurde die Systemgrenze jedoch auf die Produktgruppe B1 Milch beschränkt. Die Produktgruppe B1 umfasst alle mit der Milchproduktion in Verbindung stehenden Prozesse, und somit sowohl die Haltung der Milchkühe als auch die Haltung der Nachzucht auf dem Betrieb oder, falls auf dem Betrieb keine Nachzucht stattfindet, entsprechende Tierzukaufe. Da bei der Milchproduktion als Nebenprodukt Fleisch anfällt wurde eine ökonomische Allokation zwischen Milch und Fleisch vorgenommen, welche über die Rohleistung definiert wurde. Die funktionelle Einheit ist 1 kg Milch, ab Hofator.

Auswahl Umweltwirkungen

Wie im Beitrag Umweltwirkungen der Projektbetriebe (Bystricky *et al.* 2015) beschrieben, wurden auch für die

Analyse der Milchviehbetriebe die betrachteten Umweltwirkungen anhand einer Korrelation gruppiert und repräsentative Umweltwirkungen ausgewählt. Für eine vertiefte Analyse der Milchproduktion ergaben sich so die folgenden Umweltwirkungen: Energiebedarf, Ressourcenbedarf P, Treibhauspotenzial, Aq. Eutrophierung N, Aq. Eutrophierung P, Terr. Ökotoxizität, Abholzung, Flächenbedarf.

Statistische Untersuchungen

Um zu identifizieren, welche Betriebseigenschaften einen Einfluss auf die Umweltwirkung haben können, wurden lineare Zusammenhänge zwischen den Umweltwirkungen und folgenden Betriebseigenschaften untersucht: Produktionsfläche, Flächenmilchleistung, durchschnittliche Milchleistung pro Kuh, Kraftfutterverzehr pro Kuh, Kraftfutterzukauf pro Kuh sowie die durchschnittliche Jahrestemperatur. Letztere stand dabei stellvertretend für die Höhenlage, in der sich die Betriebe befinden, da die Höhenlage nicht direkt erhoben wurde.

Zudem wurden die Betriebe in verschiedene Gruppen eingeteilt, die sich in ihrer Bewirtschaftungsform unterschieden. Mittels Wilcoxon-Mann-Whitney-Test wurde untersucht, ob sich die Gruppen signifikant unterschieden. Die betrachteten Gruppen waren: Bio – Konventionell; reine Grasland Betriebe – Betriebe mit Ackerfläche; Intensive Betriebe (>10'000 kg Milch / ha Futterfläche) – mittelintensive Betriebe (4'000-10'000 kg Milch / ha Futterfläche) – extensive Betriebe (<4000 kg Milch / ha Futterfläche).

Ergebnisse und Diskussion

Tabelle 1 liefert eine Übersicht der Ergebnisse der Milchbetriebe sowie einen Vergleich zu ausgewählten Studien aus Österreich (Hörtenhuber *et al.* 2013), den Niederlanden (Thomassen *et al.* 2009) und der Schweiz (Bystricky *et al.* 2014). Die ersten beiden Vergleichsstudien basierten auf Daten von 31 resp. 119 Praxisbetrieben, während die Ergebnisse der Schweizer Studie auf modellierten Milchwirtschaftsbetrieben basierten. Bezüglich der absoluten Werte war ein direkter Vergleich zwischen den Studien nur bedingt möglich, da sich die Methoden der Wirkungsabschätzung oder die Systemgrenzen teilweise unterschieden. So wurden beispielsweise in den Studien aus Österreich und den Niederlanden Gebäude und Maschinen nicht berücksichtigt, und bei der Berechnung der Eutrophierung kam eine andere Methode zum Einsatz. Die Schweizer Studie verwendete die gleiche Systemgrenze, aber teilweise andere Modelle zur Berechnung der direkten Emissionen (z.B. Ammoniak). Dennoch ließ sich sagen, dass die Ergebnisse der vorliegenden Studie in einer ähnlichen Größenordnung lagen wie jene der Vergleichsstudien.

Wie bei der Studie von Hörtenhuber *et al.* (2013) war die Streuung zwischen den Betrieben auch bei unseren Daten groß, insbesondere beim Ressourcenbedarf P, der terr. Ökotoxizität und der Abholzung. Aber selbst beim Treibhauspotenzial, der Umweltwirkung mit der geringsten Streuung, lag zwischen dem tiefsten und dem höchsten Wert ein Faktor von 2.4.

Tabelle 1: Übersicht über die Umweltwirkungen der Betriebe pro kg Milch und Vergleich mit ähnlichen Studien aus Österreich (Hörtenhuber *et al.* 2013), den Niederlanden (Thomassen *et al.* 2009) und der Schweiz (Bystricky *et al.* 2014).

Umweltwirkung	Gesamtstichprobe			Vergleichsstudien		
	1. Quartil	Median	3. Quartil	AT	NL	CH
Energiebedarf (MJ-Äq)	4.12	5.15	6.47	1.3 -3.0	5.30	4.31
Ressourcenbedarf P (g P)	0.08	0.18	1.07	0.15-3.8 ²		1.05
Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq)	1.19	1.35	1.78	0.8-1.4	1.36	1.26
Aq. Eutrophierung N (g N)	2.60	3.16	3.71			4.64
Aq. Eutrophierung P (g P)	0.16	0.21	0.27			0.19
Eutrophierungspotenzial (kg N-Äq.) ¹				4.5-37.9	27.1	
Terr. Ökotoxizität (g 1,4-DB-Äq)	0.24	0.44	0.72			0.60
Abholzung (cm ²)	0.40	1.95	8.65			4.30
Flächenbedarf (m ² a)	1.51	2.41	2.87	1.0-3.1	1.28	1.71

¹Diese Studien verwenden die Methode EDIP 97, keine direkte Vergleichbarkeit zu EDIP 03

²Keine exakten Zahlen im Bericht publiziert, Werte abgeschätzt anhand einer Grafik

Analyse der Einflussgrößen

Lineare Zusammenhänge

Eine hohe Streuung der Umweltwirkungen weist auf mögliche Optimierungspotenziale hin. Um solche zu identifizieren, wurden verschiedene potenzielle Einflussgrößen auf lineare Zusammenhänge hin analysiert. Dabei erwies sich die Flächenmilchleistung in den meisten betrachteten Umweltwirkungen als wichtig, mit einer positiven linearen Korrelation zwischen Flächenmilchleistung und Umweltwirkung pro kg Milch beim Ressourcenbedarf P und der Abholzung, und eine negative Korrelation beim Energiebedarf, dem Treibhauspotenzial sowie dem Flächenbedarf. Analog zur Flächenmilchleistung bestanden auch lineare Korrelationen zwischen dem Milchertrag pro Kuh und den Umweltwirkungen Ressourcenbedarf P (+), Treibhauspotenzial (-), Abholzung (+) und Flächenbedarf (-) pro kg Milch, nicht jedoch beim Energiebedarf. Da die Milchleistung pro Kuh deutlich mit dem Kraftfuttereinsatz korrelierte, zeigte sich beim Kraftfuttereinsatz ein ähnliches Bild, wobei zusätzlich eine Korrelation mit der Aq. Eutrophierung (+) sowie der terrestrischen Ökotoxizität (+) bestand. Im Gegensatz zum Kraftfuttereinsatz führten höhere Kraftfutterzukaufe zu keiner Senkung des Treibhauspotenzials oder des Flächenbedarfs (Tabelle 2). Keine signifikante Korrelation bestand zwischen der Produktionsfläche oder der durchschnittlichen Jahrestemperatur und den Umweltwirkungen, was bedeutet, dass in unserer Stichprobe weder die Größe des Betriebs noch seine Höhenlage einen Einfluss auf die Umweltwirkung auf Produktebene hatte. Dies war erstaunlich, bestand doch bei Hörtenhuber *et al.* (2013) ein Zusammenhang

zwischen Höhenlage und einigen Umweltwirkungen, sowie zwischen Betriebsgröße und Intensität, und somit indirekt auch zwischen Betriebsgröße und gewissen Umweltwirkungen. Auch in einer weiteren Schweizer Studie, in der 68 Milchproduktionsbetriebe betrachtet wurden, fanden sich Unterschiede zwischen Berg- und Talbetrieben (Alig *et al.* 2011). Dass in unserem Fall kein Zusammenhang gefunden wurde, könnte ein Hinweis darauf sein, dass die Wetterstationen, die die entsprechenden Temperaturdaten geliefert haben, die Bedingungen auf dem Betrieb nur ungenügend widerspiegeln. Gerade im Berggebiet könnte die Exposition eines Betriebs, z.B. durch Muldenlage, sowie dessen effektive Höhe zu deutlichen Temperaturabweichungen im Vergleich zur nächstgelegenen Wetterstation führen.

In anderen Studien wurden ähnliche Zusammenhänge erkannt. So bestanden bei Thomassen *et al.* (2009) negative Korrelationen zwischen Arbeitsproduktivität (Bruttowertschöpfung / Arbeitseinheit) und Energiebedarf sowie zwischen Treibhauspotenzial und Energiebedarf. Wegen einer starken Korrelation zwischen Flächenmilchleistung und Arbeitsproduktivität konnte daher auch von einem Zusammenhang zwischen Flächenmilchleistung und den genannten Umweltwirkungen ausgegangen werden. Hörtenhuber *et al.* (2013) fanden beim Energiebedarf und der Eutrophierung eine schwache negative Korrelation mit der Flächenmilchleistung und der Milchleistung, bei sehr hohen Intensitäten stieg der Energiebedarf resp. die Eutrophierung wieder an. Kraftfutterzukaufe führten bei beiden Umweltwirkungen zu höheren Werten. Treibhauspotenzial und Flächenbedarf waren signifikant tiefer bei intensiv wirtschaftenden Milchproduktionsbetrieben. In der Studie von

Tabelle 2: Korrelationskoeffizienten (r) zwischen Umweltwirkungen und ausgewählten Einflussgrößen.

Umweltwirkung	Flächenmilchleistung	Milchleistung pro Kuh	Kraftfuttereinsatz pro Kuh	Kraftfutterzukauf pro Kuh
Energiebedarf	-0.46*	-0.39	-0.13	+0.14
Ressourcenbedarf P	+0.64**	+0.75***	+0.80***	+0.77***
Treibhauspotenzial	-0.68***	-0.71***	-0.46*	-0.22
Aq. Eutrophierung N	+0.32	+0.26	+0.47*	+0.52*
Aq. Eutrophierung P	-0.34	-0.28	-0.09	+0.15
Terr. Ökotoxizität	+0.18	+0.36	+0.53*	+0.67***
Abholzung	+0.57**	+0.53*	+0.68***	+0.67***
Flächenbedarf	-0.89***	-0.77***	-0.56**	-0.28

* p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001

Tabelle 3: Übersicht über die Umweltwirkungen der Betriebe pro kg Milch bei verschiedenen Intensitätsstufen (extensiv = Flächenmilchleistung <4'000 kg, mittel = Flächenmilchleistung 4'000 - 10'000 kg, intensiv = Flächenmilchleistung >10'000 kg; Signifikanz gem. zweiseitigem Wilcoxon-Mann-Whitney-Test, $p < 0.05$).

Umweltwirkung	Median nach Intensität		
	extensiv	mittel	intensiv
Energiebedarf (MJ-Äq)	8.43 ^a	4.98 ^b	4.58 ^b
Ressourcenbedarf P (g P)	0.33 ^{ab}	0.12 ^a	1.28 ^b
Treibhauspotenzial (kg CO ₂ -Äq)	1.89 ^a	1.44 ^a	1.14 ^b
Aq. Eutrophierung N (g N)	3.24	2.93	3.83
Aq. Eutrophierung P (g P)	0.27 ^a	0.10 ^b	0.16 ^{ab}
Terr. Ökotoxizität (g 1,4-DB-Äq)	0.47	0.34	0.72
Abholzung (cm ²)	1.36 ^{ab}	0.78 ^a	12.29 ^b
Flächenbedarf (m ² a)	3.88 ^a	2.42 ^b	1.23 ^c

Alig *et al.* (2011) fand sich ein negativer Zusammenhang zwischen Treibhauspotenzial und Milchleistung pro Kuh, auf alle anderen dort untersuchten Umweltwirkungen hatte die Milchleistung keinen Einfluss.

Unterschiede zwischen Bewirtschaftungsformen

Bei einer Einteilung der Betriebe nach den drei Intensitätsstufen extensiv, mittelintensiv und intensiv zeigten sich signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen, und zwar für die Umweltwirkungen Energiebedarf, Ressourcenbedarf P, Treibhauspotenzial, Aq. Eutrophierung P, Abholzung und Flächenbedarf (Tabelle 3). Wie schon bei den linearen Zusammenhängen führte eine höhere Intensität beim Treibhauspotenzial und dem Flächenbedarf zu den geringsten Wirkungen pro kg Milch, während bei den Wirkungskategorien Ressourcenbedarf P, Aq. Eutrophierung P und der Abholzung eine mittlere Intensität Vorteile aufwies.

Nebst dem leistungsorientierten Parameter der Intensität wurden auch verschiedene Produktionsformen untersucht. Die zehn reinen Graslandbetriebe wiesen einen höheren Energieverbrauch, ein höheres Treibhauspotenzial sowie

eine höhere aq. Eutrophierung P auf als die Betriebe mit Ackerflächen (Abbildung 2). Ob diese Unterschiede rein aufgrund des Vorhandenseins von Ackerflächen zustande kamen, ist jedoch nicht eindeutig. Ein Wilcoxon-Mann-Whitney-Test ergab, dass ein Zusammenhang zwischen dem Vorhandensein von Ackerbau und Flächenmilchleistung besteht, Betriebe mit Ackerflächen waren meist Betriebe mit mittelintensiver oder intensiver Milchwirtschaft. Eine mögliche Ursache für das bessere Abschneiden der Betriebe mit Ackerflächen könnte auch die Höhenlage sein, da vermutet werden könnte, dass sich Betriebe mit Ackerflächen eher im Talgebiet befinden. Mittels Wilcoxon-Mann-Whitney-Test ließ sich allerdings kein signifikanter Unterschied der Jahresmitteltemperatur zwischen Graslandbetrieben und Betrieben mit Ackerflächen finden, was darauf hindeutet, dass Ackerbaubetriebe in allen Höhenlagen zu finden waren. Allerdings muss auch hier erwähnt werden, dass die Temperaturdaten kein exaktes Maß für die Höhenlage darstellten und mit einer entsprechenden Unsicherheit behaftet sind.

Eine weitere Einflussgröße auf die Umweltwirkungen war die biologische Bewirtschaftung, welche beim Ressourcenverbrauch P, der terrestrischen Ökotoxizität sowie der Abholzung zu niedrigeren Wirkungen, beim Treibhauspotenzial sowie dem Flächenbedarf zu höheren Wirkungen pro kg Milch führte (Abbildung 3). Der niedrigere Ressourcenverbrauch P sowie die geringere terrestrische Ökotoxizität waren direkte Folgen der biologischen Bewirtschaftung, bei der auf Phosphor aus mineralischen Quellen weitgehend, sowie auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel gänzlich verzichtet wird. Die geringere Abholzung resultierte aus geringeren Kraftfutterzukaufen sowie aus den verwendeten Kraftfutterinventaren. In den verwendeten Mischfutterinventaren stammten beim konventionellen Futter 80 % der Soja aus durch Abholzung gefährdeten Regionen, beim biologischen Mischfutter waren dies lediglich 10 % (Herndl *et al.* im Druck). Diese grundsätzlichen Unterschiede zwischen der biologischen und der konventionellen Bewirtschaftung erklären auch, warum die

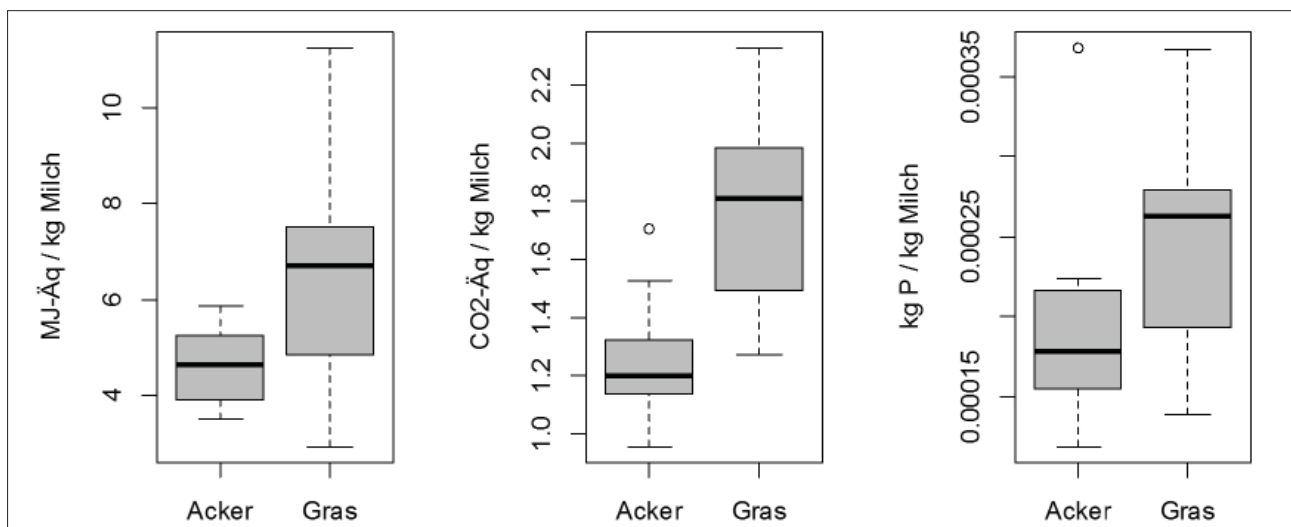


Abbildung 2: Energiebedarf, Treibhauspotenzial und aq. Eutrophierung P von Graslandbetrieben und Betrieben mit Ackerflächen. Signifikante Unterschiede gemäß Wilcoxon-Mann-Whitney-Test ($p = 0.017 / 3.00e-4 / 0.030$).

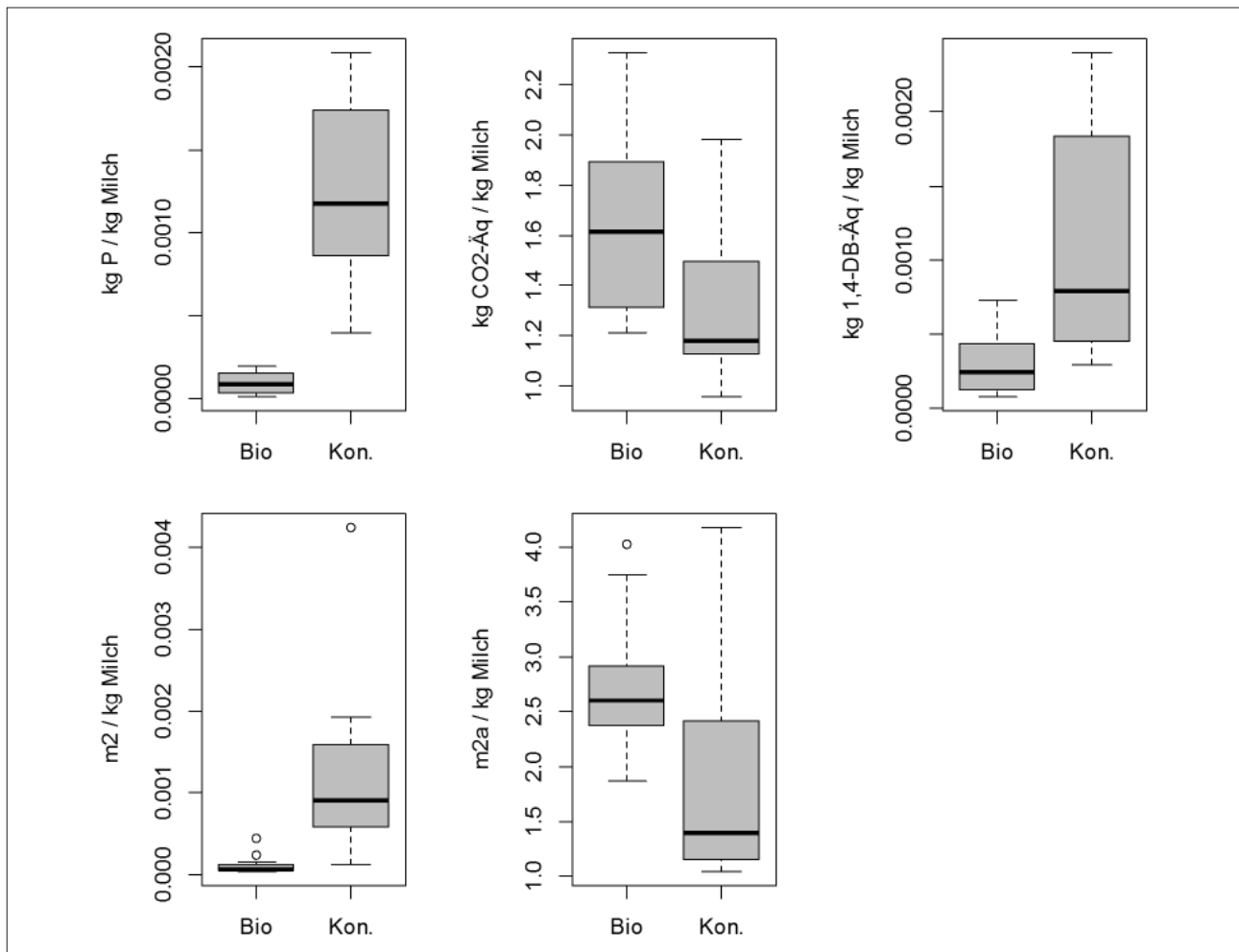


Abbildung 3: Ressourcenverbrauch P, Treibhauspotenzial, terrestrische Ökotoxizität, Abholzung und Flächenbedarf von biologischen und konventionellen Betrieben. Signifikante Unterschiede gemäß Wilcoxon-Mann-Whitney-Test ($p=3.10e-6$ / 0.02 / $1.52e-3$ / $3.71e-5$ / 0.03).

Streuung innerhalb aller Milchviehbetriebe bei diesen drei Umweltwirkungen in der Gesamtstichprobe so groß war.

Das höhere Treibhauspotenzial sowie der höhere Flächenbedarf im Bioanbau waren erneut Folgen der Intensität, welche über die Flächenmilchleistung definiert wurde. Bio-Betriebe wiesen eine signifikant geringere Intensität auf als konventionelle Betriebe ($p < 0.01$).

Repräsentativität der statistischen Zusammenhänge

Aufgrund der kleinen Stichprobe und der sehr großen Varianz zwischen Landwirtschaftsbetrieben sind die Ergebnisse der statistischen Auswertung mit einer gewissen Vorsicht zu betrachten. Ein Beispiel für einen möglicherweise zufälligen Zusammenhang zeigt sich beim Ressourcenbedarf P und der Abholzung, beides Umweltwirkungen, bei denen die mittelintensiven Betriebe die geringste Umweltwirkung aufwiesen. In der Gruppe der mittelintensiven Betriebe war die Mehrheit der Biobetriebe zu finden, was auf einem Zufall basieren dürfte. Allerdings hatte die biologische Bewirtschaftungsweise gerade auf die beiden genannten Umweltwirkungen einen Einfluss, so dass sich der Zusammenhang zwischen der Intensität und den genannten

Umweltwirkungen vor allem durch den hohen Anteil der biologisch wirtschaftenden Betriebe in der mittelintensiven Gruppe erklären lässt, und weniger über die Intensität selbst.

Quellen der Umweltwirkungen

Die Aufteilung der Ergebnisse nach Inputgruppen ermöglichte eine genauere Identifikation der Ursachen einzelner Umweltwirkungen. Beim Energiebedarf beispielsweise trugen vor allem Gebäude und Einrichtungen, Maschinen, Energieträger sowie Kraftfutterzukaufe zur Umweltwirkung bei, mit durchschnittlich 24, 21, 30 und 16 % (Abbildung 4). Der hohe Beitrag von Gebäuden und Einrichtungen sowie Maschinen erklärte auch, warum die Vergleichsstudien aus Österreich und den Niederlanden tiefere Werte für den Energiebedarf auswiesen, da diese Bereiche in beiden Studien nicht berücksichtigt wurden (Tabelle 1).

Beim Ressourcenbedarf P trugen in erster Linie Futtermittelzukaufe und Düngemittel zur Umweltwirkung bei. Beide Inputs sind vor allem bei intensiveren Betrieben von Bedeutung, und stehen im Zusammenhang mit einem höheren Kraftfuttereinsatz, entweder aus eigener Produkti-

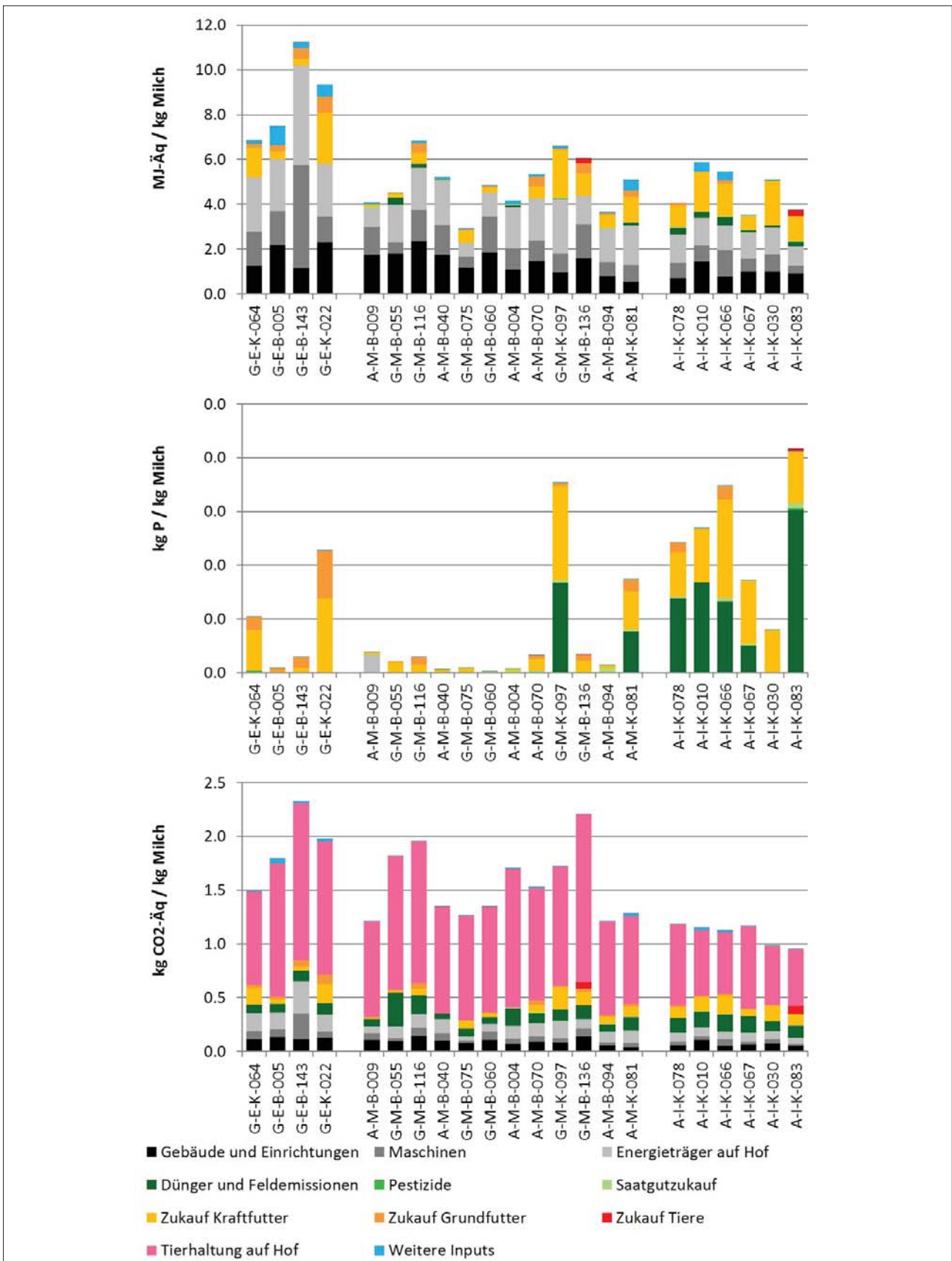


Abbildung 4: Energiebedarf (oben), Ressourcenbedarf P (mitte) und Treibhauspotenzial (unten) pro kg Milch, aufgeteilt nach Inputgruppen. Betriebe sortiert nach Flächenmilchleistung.

on (Düngemittel) oder durch Zukäufe. Ein Betrieb aus der Stichprobe setzte zudem Rapsmethylester als Treibstoff ein, weswegen bei diesem Betrieb die Energieträger zu Ressourcenbedarf P führten. Da bei Rapsmethylester die gesamte landwirtschaftliche Vorkette mitberücksichtigt wird, stammte der Ressourcenbedarf P entsprechend aus dem Rapsanbau.

Deutlich zeigte sich auch, dass Biobetriebe einen tieferen Ressourcenbedarf P haben (vgl. *Abbildung 3*). Die Inputgruppe Dünger und Feldemissionen spielt bei diesen Betrieben keine Rolle, da keiner der Betriebe Phosphat mineralischen Ursprungs einsetzte. Auch die Kraftfutterimporte trugen deutlich weniger bei, auch hier weil in deren Produktion kaum mineralisches P eingesetzt wird.

Ein anderes Bild zeigt sich beim Treibhauspotenzial. Hier war die Streuung deutlich geringer als beim Ressourcenbedarf P, alle Betriebe lagen zwischen 0.96 und 2.33 kg CO₂-Äq / kg Milch. Die Tierhaltung, und damit die Emissionen

aus der Verdauung und der Hofdüngerlagerung, machten den größten Anteil an den totalen Emissionen aus. Intensivere Betriebe, bei denen nebst der Flächenmilchleistung auch die Milchleistung der einzelnen Tiere höher war, hatten hier einen entsprechenden Vorteil. Dafür gab es zwei Ursachen. Einerseits führt der Erhaltungsbedarf der Kühe zu einem Grundsockel an Emissionen. Je höher die Leistung der Tiere war, desto kleiner war der Anteil dieses Erhaltungsbedarfs je kg Milch. Andererseits war der Rohfasergehalt in der Futterration von höher leistenden Kühen wegen des Kraftfuttereinsatzes in der Regel tiefer, was zu geringeren Methanemissionen aus der Verdauung führte. Bei Betrieben, die hohe Mengen an Kraftfutter zukaufen, wurde jedoch ein Teil dieses Effektes durch die Treibhausgasemissionen im Zusammenhang mit der Kraftfutterproduktion wieder kompensiert, beispielsweise bei den Betrieben G-E-K-022, G-M-K-097 oder A-I-K-066, die mit mehr als 1'500 kg Kraftfutterzukauf je Kuh und Jahr die drei Betriebe mit den höchsten Zukaufmengen darstellten. Es zeigte sich

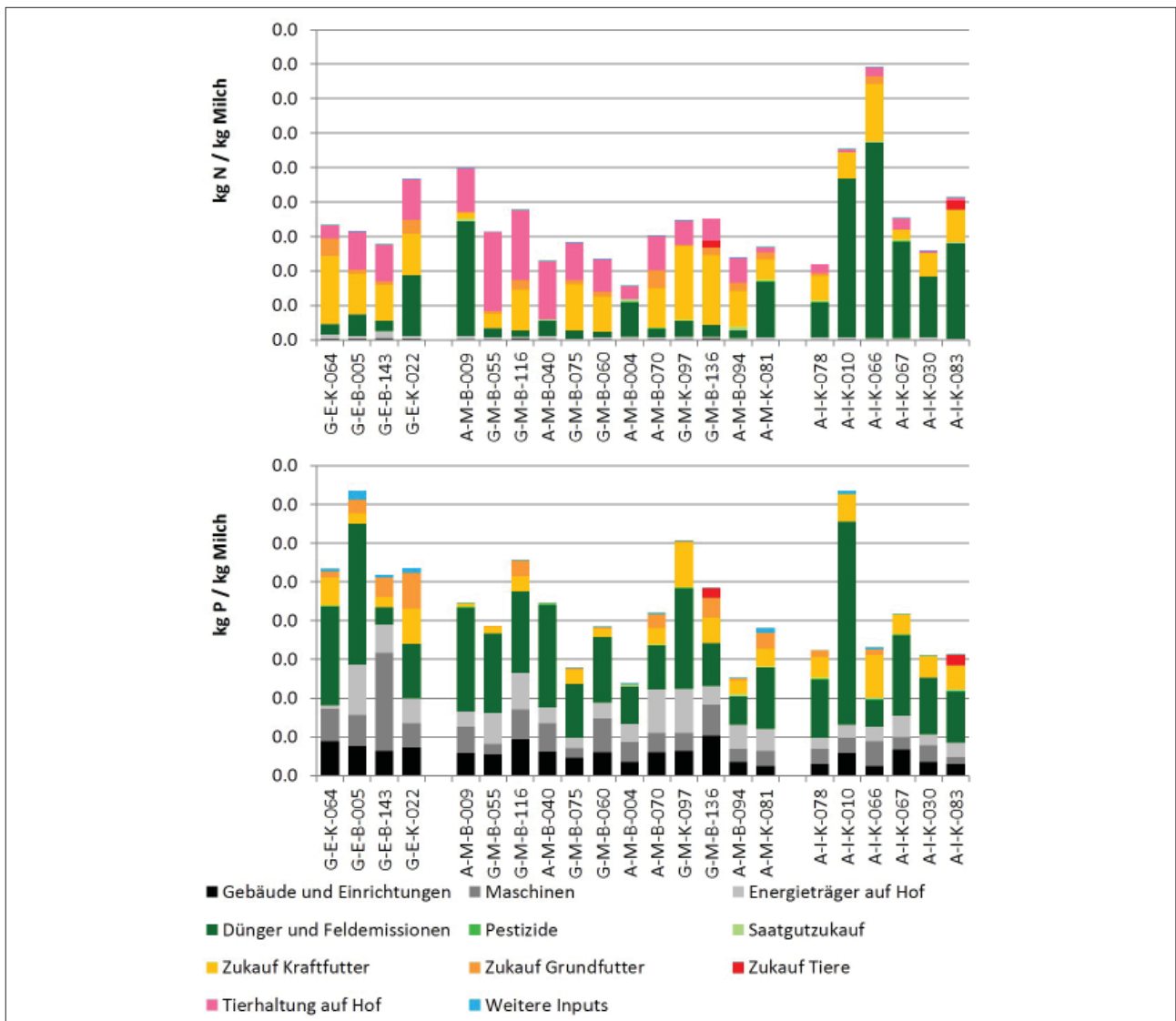


Abbildung 5: Aq. Eutrophierung N (oben) und Aq. Eutrophierung P (unten) pro kg Milch, aufgeteilt nach Inputgruppen. Betriebe sortiert nach Flächenmilchleistung.

auch, dass es durchaus Betriebe gab, die trotz relativ geringer Flächenmilchleistung und Milchleistung pro Kuh ein vergleichsweise geringes Treibhauspotenzial pro kg Milch aufwiesen. Es gab mehrere Einzelfaktoren, die bei diesen Betrieben zu niedrigen Emissionen führten, wie z.B. die Art der Hofdüngerlagerung oder die Rationszusammensetzung, aber auch ein sparsamer Umgang mit Energieträgern oder Maßnahmen zur Emissionsreduktion bei der Hofdüngerausbringung.

Abbildung 5 zeigt, welche Inputgruppen zur Eutrophierung beitragen. Die aq. Eutrophierung N wurde entweder durch zugekaufte Futtermittel oder durch direkte Emissionen auf dem Betrieb verursacht. Die direkten Emissionen stammten entweder aus der Düngung oder aus der Tierhaltung, und zwar vor allem aus der Weidehaltung. Die aq. Eutrophierung P wird wegen des im Boden gespeicherten P generell stark von der Bodenerosion beeinflusst. Ein beträchtlicher Anteil der Eutrophierung stammte zudem nicht direkt aus landwirtschaftlichen Prozessen, sondern wurde durch die Herstellung von Gebäuden, Einrichtungen und Maschinen verursacht. Dies hing vor allem mit der Produktion von Eisen zusammen, bei welcher Steinkohlekoks als Brennstoff verwendet wird, welches wiederum bei der Produktion Phosphorsäure benötigt (Dones *et al.* 2007). Bei der terrestrischen Ökotoxizität trugen vor allem die zugekauften Kraftfutter zu einer höheren Wirkung bei. Dies einerseits wegen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln bei der Produktion der Futtermittel, aber auch durch Schwermetalleinträge in den Boden. Die Umweltwirkung Abholzung beinhaltet in erster Linie die Abholzung von tropischen Regenwäldern. Daher waren auch hier vor allem die Kraftfutterzukaufe von Relevanz, insbesondere bei Sojaschrot oder Sojapresskuchen aus Brasilien. Der Flächenbedarf wurde vor allem durch die direkte Landnutzung auf dem Betrieb beeinflusst. Entsprechend benötigten Betriebe mit höheren Flächenerträgen auch weniger Fläche pro kg produzierte Milch. Neben der direkten Landnutzung spielte aber auch die Landnutzung bei der Produktion von zugekauften Produktionsmitteln, insbesondere von Kraftfuttern, eine Rolle. Allerdings war deren Einfluss bei der Milchproduktion, welche vor allem auf betriebseigenem Futtermittel basiert, im Vergleich zur direkten Landnutzung deutlich geringer (Abbildung 6).

Zielkonflikte und Einsparpotenziale

Zwischen einzelnen Umweltwirkungen bestand ein negativer Zusammenhang. So hatten beispielsweise Betriebe mit einem tieferen Treibhauspotenzial pro kg Milch tendenziell einen höheren Ressourcenbedarf P. Eine Optimierung einer einzelnen Umweltwirkung kann somit eine Verschlechterung in einem anderen Bereich nach sich ziehen. Ähnliches gilt auch für die Ergebnisse pro kg Milch und jene pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN; Bystricky *et al.* 2015). Hier zeigte sich, dass zwischen den beiden Funktionen Landbewirtschaftung und der produktiven Funktion Zielkonflikte bestehen. Zwar schnitten extensive Betriebe bei den Umweltwirkungen Ressourcenbedarf P und Abholzung sowohl pro kg Milch als auch pro ha landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) günstiger ab als intensive Betriebe. Bei Umweltwirkungen, die mit zunehmender Intensität abnahmen (Energiebedarf, Treibhauspotenzial, Flächenbedarf)

war jedoch das Gegenteil der Fall. Die beiden extensivsten Betriebe wiesen hier pro kg Milch überdurchschnittlich hohe Umweltwirkungen auf, bezogen auf die Fläche lagen sie jedoch bei den Betrieben mit den geringsten Umweltwirkungen. Eine Optimierung der Landbewirtschaftung kann entsprechend zu einer Verschlechterung der produktiven Funktion führen. Es gab allerdings Betriebe, die sowohl pro kg Milch als auch pro ha LN gut abschnitten. Beim Energiebedarf beispielsweise der mittelintensive Betrieb G-M-B-075/Mi-B 075, welcher sowohl pro ha LN als auch pro kg Milch jener mit den geringsten Werten war. Dieser Betrieb wies auch bei allen anderen Umweltwirkungen mit Ausnahme des Flächenbedarfs unterdurchschnittliche Umweltwirkungen auf, und zwar auch hier sowohl bezogen auf das Produkt als auch auf die Fläche.

Dank der Analyse auf Stufe der Inputgruppen ließen sich für die einzelnen Betriebe gezielt Verbesserungspotenziale identifizieren. Überall dort, wo direkte Emissionen entstehen (Inputgruppen Dünger und Feldemissionen sowie Tierhaltung), können diese durch verschiedene Maßnahmen reduziert werden. Bei der Düngung z.B. durch den Ausbringungszeitpunkt oder die Technik, bei den Tieren durch die Fütterung oder im Bereich der Hofdüngerlagerung. Solche Maßnahmen wurden entsprechend bei den Berechnungen der Emissionen berücksichtigt (Bystricky und Nemecek 2015, Herndl *et al.* im Druck). Des Weiteren zeigte sich aber auch, bei welchen Inputs die vorgelagerte Produktionskette erhebliche Umweltbelastungen aufweist. Dies waren in erster Linie die zugekauften Futtermittel, wo sich über gezielte Auswahl der Einzelkomponenten und deren Herkunft eine Reduktion erzielen ließe. Allerdings kann dieser Effekt derzeit in den einzelbetrieblichen Ökobilanzen nicht dargestellt werden, da entsprechend spezifische Ökoinventare für Futtermittel fehlen. In der vorliegenden Studie wurde daher auf Datenbanken von SALCA und ecoinvent (ecoinvent Centre 2010) zurückgegriffen (Herndl *et al.* im Druck). Für eine vertiefte Analyse des Einflusses der Futtermittel braucht es spezifische Inventare für die Futtermittelproduktion in Österreich sowie in den wichtigsten Herkunftsländern. Österreichische Inventare könnten, sofern genügend repräsentativ, künftig basierend auf den FarmLife-Daten erstellt werden. Ein weiteres Potenzial besteht bei den Maschinen, welche vor allem beim Energiebedarf und der aq. Eutrophierung P von Bedeutung sind. Eine vermehrte Teilnahme an Maschinenringen bietet hier eine gute Möglichkeit den eigenen Maschinenpark zu reduzieren und einzelne Maschinen besser auszulasten.

Schlussfolgerungen

Die Streuung zwischen den einzelnen Betrieben war je nach Umweltwirkung sehr hoch. Dies deutete darauf hin, dass es auf einzelbetrieblicher Ebene Optimierungspotenzial gab. Als eine der wichtigsten Einflussgrößen stellte sich dabei die Intensität heraus, welche über die Flächenmilchleistung definiert wurde. Betriebe mit einer hohen Flächenmilchleistung hatten einen geringeren Energiebedarf, ein tieferes Treibhauspotenzial sowie einen niedrigeren Flächenbedarf pro kg Milch. Der Ressourcenverbrauch P und die Abholzung nahmen jedoch mit zunehmender Intensität zu. Somit bestand ein Zielkonflikt zwischen den verschiedenen

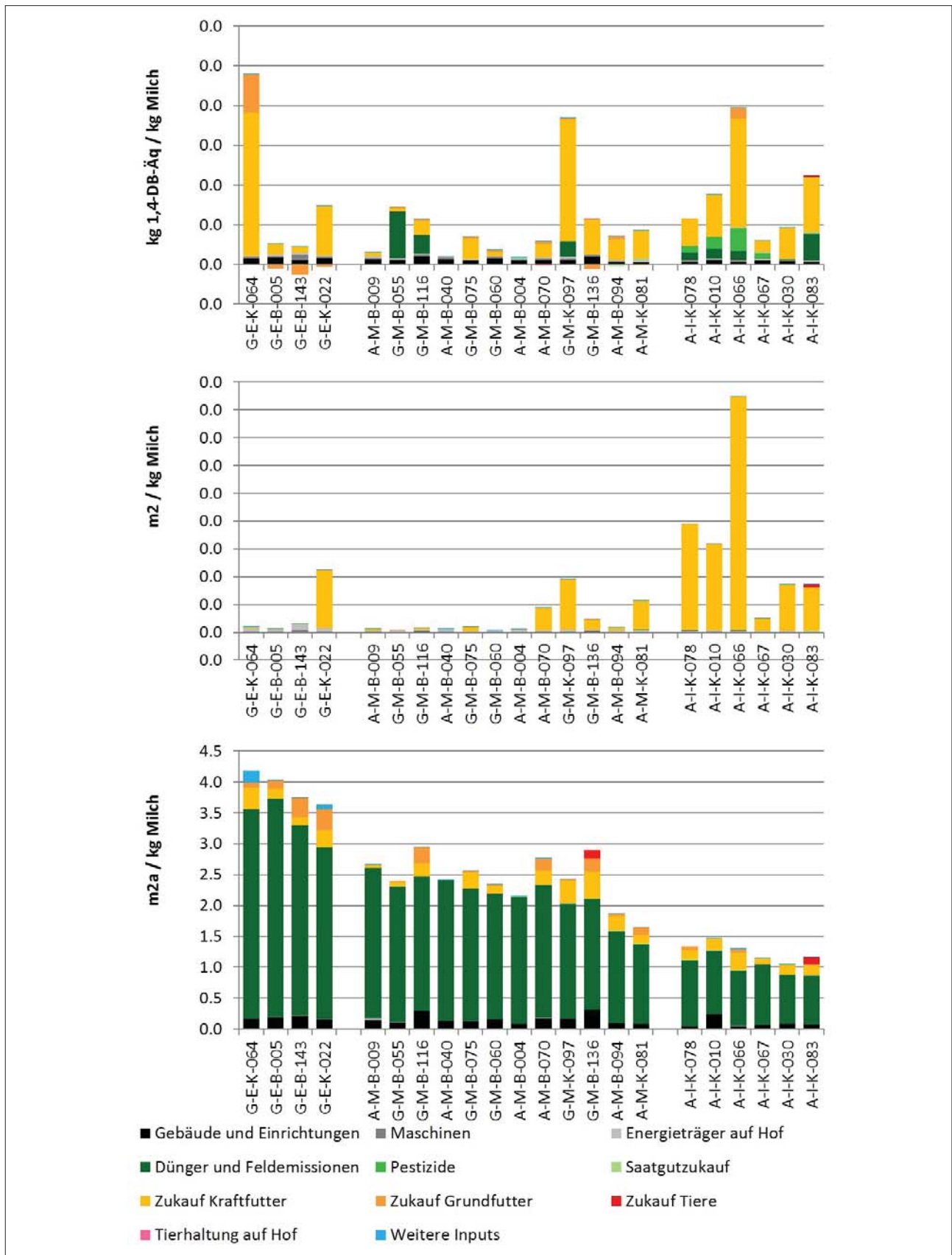


Abbildung 6: Terr. Ökotoxizität (oben), Abholzung (mitte), Flächenbedarf (unten) pro kg Milch, aufgeteilt nach Inputgruppen. Betriebe sortiert nach Flächenmilchleistung.

Umweltwirkungen, welcher jedoch von einzelnen mittelin-
tensiven Betrieben recht gut gemeistert werden konnte.
Solche Betriebe können als Referenz dienen, um Redukti-
onspotenziale auf anderen Betrieben zu identifizieren und
Handlungsempfehlungen abzuleiten.

Literatur

- Alig M., Mieleitner J. & Baumgartner D.U. (2011) Umweltwirkung der Milchproduktion. In: Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB) (Ed. J. Hersener, D. U. Baumgartner und D. Dux). Agroscope, Zürich, Schweiz.
- Baumgartner D.U., Bystricky M. & Nemecek T. (2015) Konzept der einzelbetrieblichen Ökobilanzierung. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- BMLFUW (2014) Grüner Bericht 2014. BMLFUW, Wien, <http://www.gruenerbericht.at>.
- Bystricky M. & Nemecek T. (2015) SALCA-Emissionsmodelle: Anwendung in Österreich. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Bystricky M., Herndl M. & Baumgartner D.U. (2015) Umweltwirkungen der Projektbetriebe. In Abschlusstagung des Projektes FarmLife, 22.-23.9.2015, Bericht HBLFA Raumberg-Gumpenstein 2015. Irdning-Donnersbachtal, Österreich.
- Bystricky M., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G. (2014) Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. Agroscope Science (2).
- Dones R., Bauer C. & Röder A. (2007) Kohle. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- ecoinvent Centre (2010) ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data V2.2. ISBN 3-905594-38-2, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, <http://www.ecoinvent.org>.
- Herndl M., Baumgartner D.U., Guggenberger T., Bystricky M., Gaillard G., Lansche J., Fasching C., Steinwider A. & Nemecek T. (im Druck) Abschlussbericht FarmLife - Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, Österreich und Agroscope, Zürich, Schweiz.
- Hörtenhuber S., Kirner L., Neumayr C., Quendler E., Strauss A., Drapela T. & Zollitsch W. (2013) Integrative Bewertung von Merkmalen der ökologischen, ökonomischen und sozial-ethischen Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Produktionssysteme am Beispiel von Milchproduktionssystemen ("Nachhaltige Milch"). Universität für Bodenkultur Wien, Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, Forschungsinstitut für Biologischen Landbau Österreich, https://www.dafne.at/prod/dafne_plus_common/attachment_download/00cf6af93ef9d3a2bfef70f4a531cd47/Endbericht_Nachhaltige_Milch_final.pdf.
- Thomassen M.A., Dolman M.A., van Calker K.J. & de Boer I.J.M. (2009) Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. *Ecological Economics* 68 (8-9), 2278-2284.

Einzelbetriebliche Rückmeldung

Thomas Guggenberger^{1*} und Christiane Steiner²

Zusammenfassung

Die einzelbetriebliche Rückmeldung steht als Online-Werkzeug unter der Bezeichnung FarmLife-Report (www.farmlife.at/rep) zur Verfügung. Wichtige Betriebskennzahlen unterstützen den landwirtschaftlichen Betrieb bei der Suche nach Stärken und Schwächen. Diese beiden Aspekte sind notwendig um den Gesamtbetrieb – insbesondere im Hinblick auf seine Umweltwirkungen – zu optimieren.

Schlagwörter: Landwirtschaft, Kennzahlen, Beratung, Tools, Umweltwirkungen

Summary

The single-farm feedback is available as an online tool, under the name FarmLife-Report (www.farmlife.at/rep). Important key data characterizing the farm supports the search for strengths and weaknesses. Both aspects are important for an optimisation of the whole enterprise, especially in regard to its environmental impact.

Keywords: agriculture, key data, guidance, tools, environmental impact

Einleitung

Der Lebenszyklus landwirtschaftlicher Produktionssysteme kann komplex sein. Neben dem Marktzugang zu Betriebsmitteln gibt es die internen Subsysteme Boden, Pflanze und Tier. Alle gemeinsam beteiligen sich an den Umweltwirkungen der landwirtschaftlichen Betriebe. Auch wenn das Verständnis für die finalen Parameter der Ökobilanzierung noch nicht in der Praxis angelangt ist, können diese hervorragend für eine Positionsbestimmung durch den Betriebsleiter verwendet werden. Dies ist durch die Darstellung der Anteile einzelner Input-Gruppen möglich. Neben der Zusammenschau in den Umweltwirkungen führt eine vertiefende Analyse von bedeutenden Kennzahlen zu den Stärken und Schwächen der Betriebe. Diese präzise zu bestimmen ist die Grundlage einer erfolgreichen Beratungsleistung.

Bestimmung der Ist-Situation

Auf der praktischen Handlungsebene der Landwirtschaft kann der Einsatz von Betriebsmitteln an zwei Bezugsgrößen bewertet werden. Werden externe Betriebsmittel auf die Betriebsfläche bezogen, ergibt sich eine Auskunft über die Intensität des Betriebes. Wer durch sein Management dafür sorgt, dass es pro ha zu einer Anhäufung von Betriebsmitteln und ihren direkten oder indirekten Wirkungen kommt, wird als intensiv bezeichnet. Die zweite Bezugsgröße ist die Beziehung zwischen den Betriebsmitteln und der erzeugten Nahrungsenergie. Gelingt eine Produktion von Nahrung mit geringem Einsatz, können wir von einer effizienten Landwirtschaft sprechen. Beide Aspekte stehen in Beziehung und werden von einer großen Anzahl an Standortfaktoren überlagert, weshalb die Betriebe sowohl ihre Intensität als auch die Effizienz nur bedingt beeinflussen können. Für

die Betriebsberatung und ihre praktische Empfehlung teilt FarmLife die Betriebe in Abhängigkeit ihrer Vergleichsbetriebe, in vier Betriebstypen ein (*Abbildung 1*). Die Auswahl von Vergleichsbetrieben ist von höchster Bedeutung. Ein allgemeiner Vergleich aller Betriebszweige im Hinblick auf die Umweltwirkungen ist zwar interessant, für die Beratung müssen die Vergleichsbetriebe aber aus dem eigenen Betriebszweig kommen.

Im Rahmen der Beratung wird die Einteilung eines Betriebes nach *Abbildung 1* vorgenommen, um eine Position zu bestimmen. Ausgehend von dieser Positionsbestimmung ergeben sich folgende vier grundsätzlichen Empfehlungen:

- Extensive Betriebe: Diese Betriebe benötigen auf der Fläche nur wenige Betriebsmittel, um ihre marktgängige Nahrung zu erzeugen. Ihre Produktionseffizienz ist aber auch gering, wofür es zwei Möglichkeiten geben kann. Entweder limitieren die natürlichen Standortfaktoren

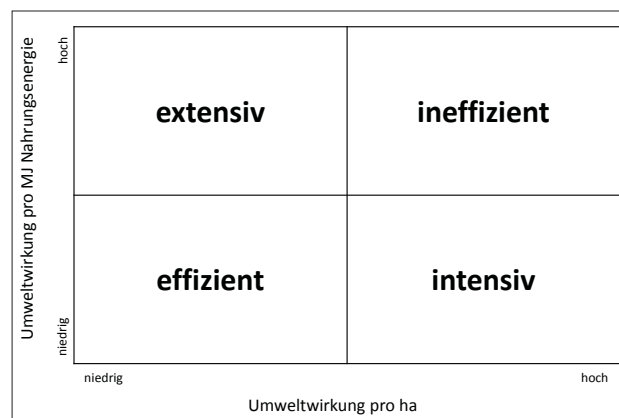


Abbildung 1: Einteilung der Betriebe.

¹ HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

² Hohenberg 2a, A-8943 AIGEN IM ENNSTAL

* Ansprechpartner: Mag. Thomas Guggenberger, thomas.guggenberger@raumberg-gumpenstein.at

den Betrieb oder es wird eine wenig effiziente Veredlung von Produkten vorgenommen. Neben allen praktischen betrieblichen Aspekten müssen sich extensive Betriebe besonders um eine höherwertige Vermarktung und eine ökonomische Kompensation der Erschwernisse kümmern.

- **Intensive Betriebe:** Diese Betriebe häufen auf der Fläche höhere Mengen an Betriebsmitteln und damit auch deren Wirkungen an. Die Produktion kann effizient durchgeführt werden. Intensive Betriebe sollten darauf achten, dass der Einsatz von Betriebsmitteln nur bis zum Wendepunkt der Wirkungen mit Vorteilen verbunden ist. Wird dieser Punkt überschritten, steigen alle Arten von Risiko an.
- **Ineffiziente Betriebe:** Diese Betriebe können die im hohen Maß verwendeten Betriebsmittel nicht gut in Nahrungsmittel umsetzen. Entweder liegt dies daran, dass spezielle Nischenprodukte erzeugt werden oder es liegen schwerwiegende Störungen im Produktionsverfahren vor.
- **Effiziente Betriebe:** Dieser Betriebstyp ist der Idealfall der landwirtschaftlichen Produktion, da sich am Betrieb die Grundsätze einer schonenden Landwirtschaft mit den Wünschen nach Produktionseffizienz verbinden lassen. Beide Faktoren werden auf diesen Betrieben oft von natürlichen Aspekten begleitet. Flächenstarke Betriebe

können ihre Grundlast an Betriebsmitteln besser verteilen und fruchtbare Standortbedingungen fördern die Effizienz.

Inhalte der Online-Betriebsrückmeldung

Die Betriebsrückmeldung ist ein papierloses Online-Tool, welches von den Betrieben unter www.farmlife.at/rep erreicht werden kann. Nach der Anmeldung mit Benutzernamen und Passwort wird die Beratungsoberfläche erreicht. Diese bietet folgende vier Teilbereiche an:

- **Ressourceneinsatz:** Stellt den Einsatz von Betriebsmitteln dar und ermöglicht einen Kennzahlenvergleich. Die Kennzahlen werden sowohl als einfache Inputgrößen als auch als komplexe Umweltwirkungen dargestellt. Die Logik im Ressourceneinsatz folgt dem praktischen Denkablauf vom Boden zu den fixen Betriebsmitteln, über die variablen Betriebsmittel zur Produktionsleistung des Betriebes. Der Ressourceneinsatz beschreibt in erster Linie die externen Strukturen landwirtschaftlicher Betriebe.
- **Nährstoffmanagement:** Im Nährstoffmanagement werden die internen Strukturen des Betriebes bewertet. Die Feldwirtschaft beschreibt die Ernte-Dünger-Beziehung auf dem Feld in den Hauptnährstoffen N, P und K. Einfache Düngebilanzen und die Effizienz im Düngereinsatz werden dargestellt. In der Stallwirtschaft wird zuerst

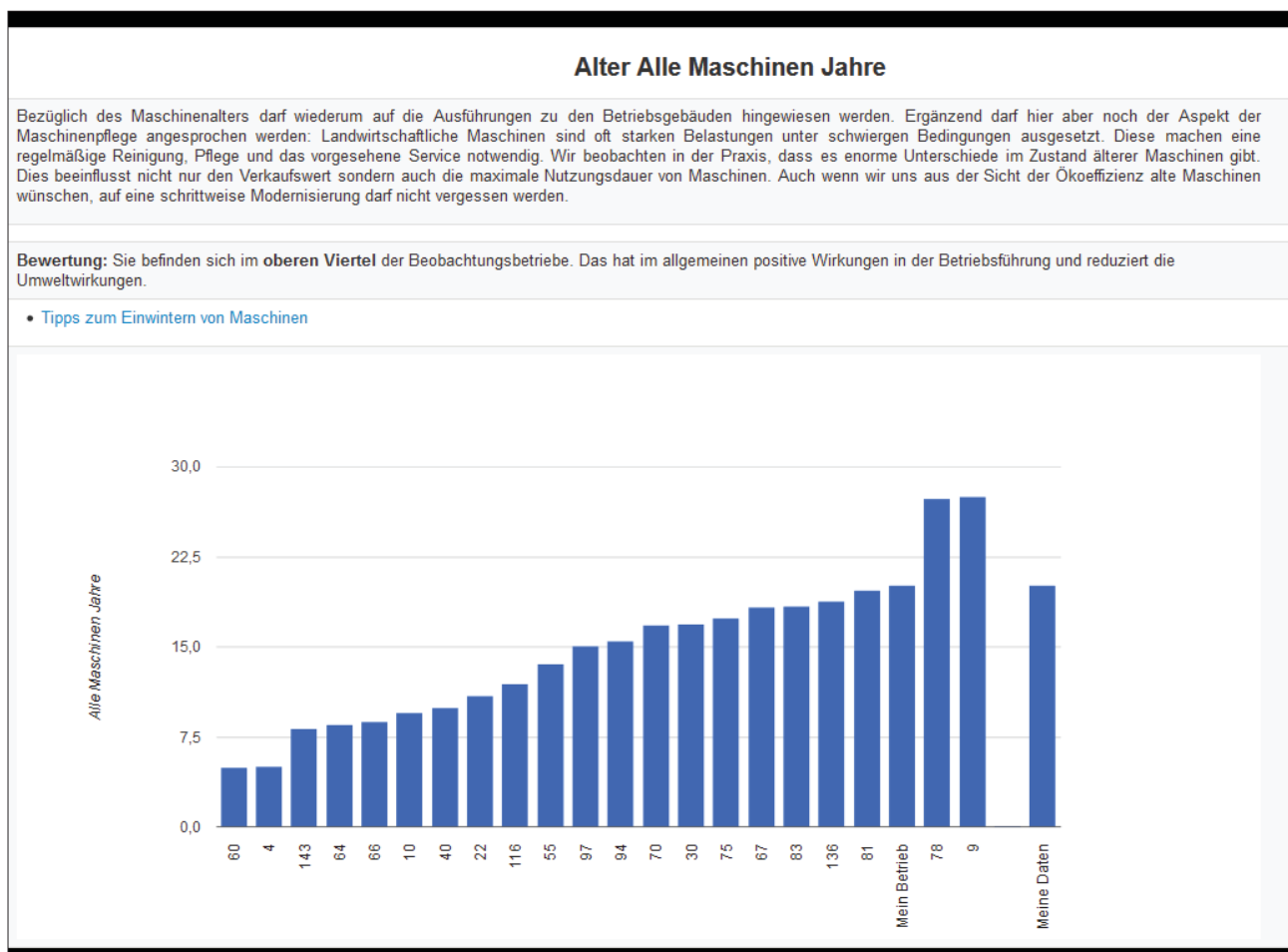


Abbildung 2: Interpretation einer relativen Kennzahl.

der Futtermittelstrom dargestellt und dessen Umsetzung in Nahrung bewertet. Sowohl die Feld- als auch die Stallwirtschaft führt zu Kennzahlen, die gemeinsam mit verschiedenen Umweltwirkungen analysiert werden.

- Giftstoffe: Listet die tatsächlich ausgebrachten Wirkstoffe auf und bewertet deren Toxizität für Boden, Wasser und Menschen.
- Wirtschaftserfolg: Schlüsselte die ökonomischen Größen auf.

Der Kennzahlenvergleich

FarmLife-Report bietet dem Betrieb eine lange Liste an Betriebskennzahlen, wobei nur eine Minimalversion direkt angezeigt wird. Weitere Parameter können im Kopfbereich des Kennzahlvergleichs aber dynamisch nachgeladen werden. Die Betriebskennzahlen selber können als relativer (z.B. das durchschnittliche Alter von Maschinen, siehe *Abbildung 2*) oder als absoluter Wert (z.B. Gesamtgewicht

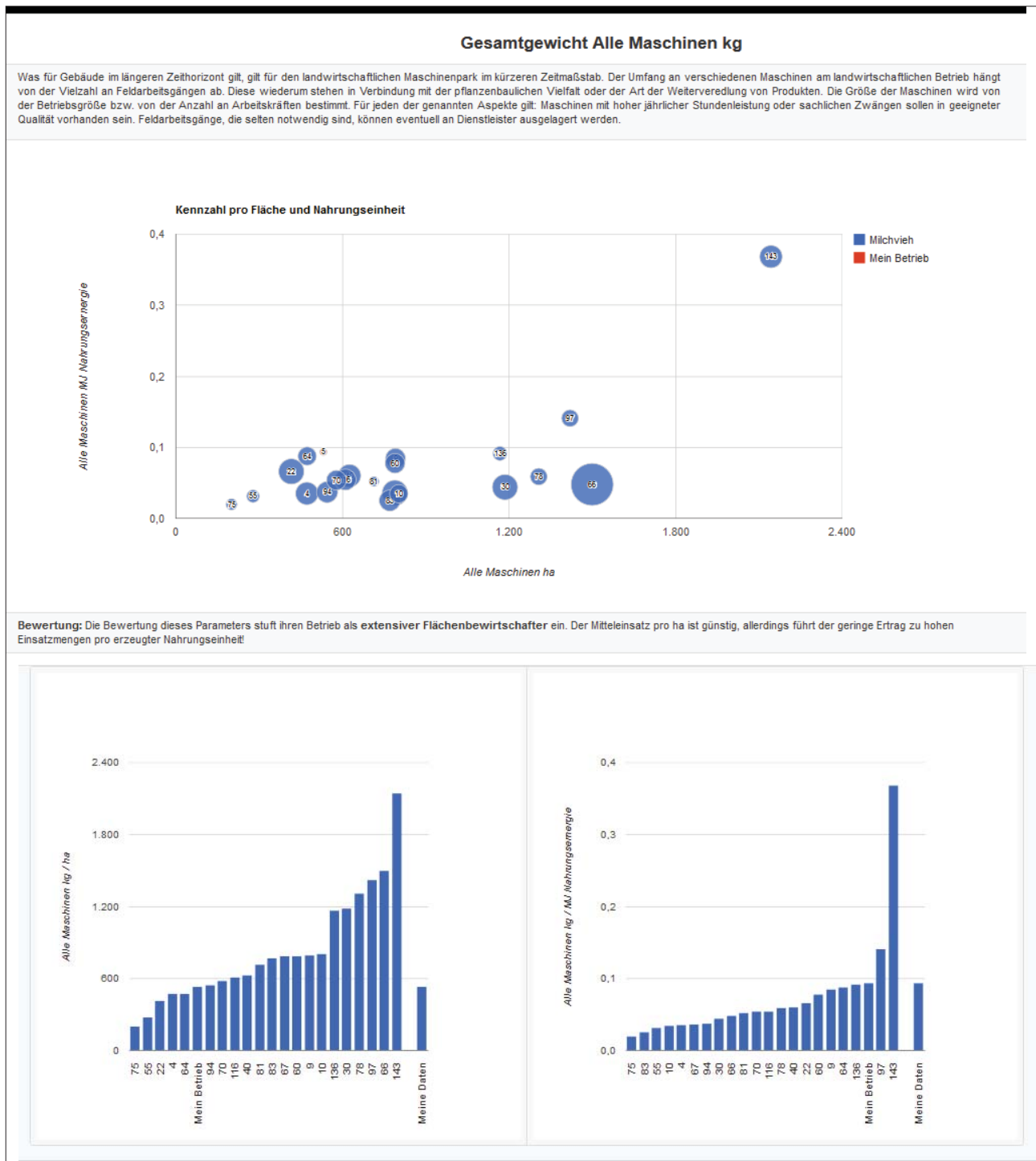


Abbildung 3: Interpretation einer absoluten Kennzahl.

an Maschinen am Betrieb, siehe *Abbildung 3*) berechnet werden. Relative Kennzahlen werden im FarmLife-Report zuerst beschrieben und dann in drei Bereiche eingeteilt. Diese Bereiche sind jeweils das obere bzw. untere Viertel der vergleichbaren Betriebe und die mittlere Hälfte. Die Bewertung wird grafisch in Säulendiagrammen dargestellt und qualitativ beschrieben. Zusätzlich finden sich bei den

Kennzahlen Online-Verbindungen zu beratungsrelevanten Inhalten im Internet. Absolute Kennzahlen werden, wie in Punkt 1 beschrieben, nach ihrer flächen- bzw. produktionsrelevanten Wirkung über den Median der Vergleichsbetriebe eingeteilt und sowohl als Bubble-Chart als auch als Säulendiagramm graphisch dargestellt. Geübte Berater finden die Schwachstellen und nutzen die Bera-

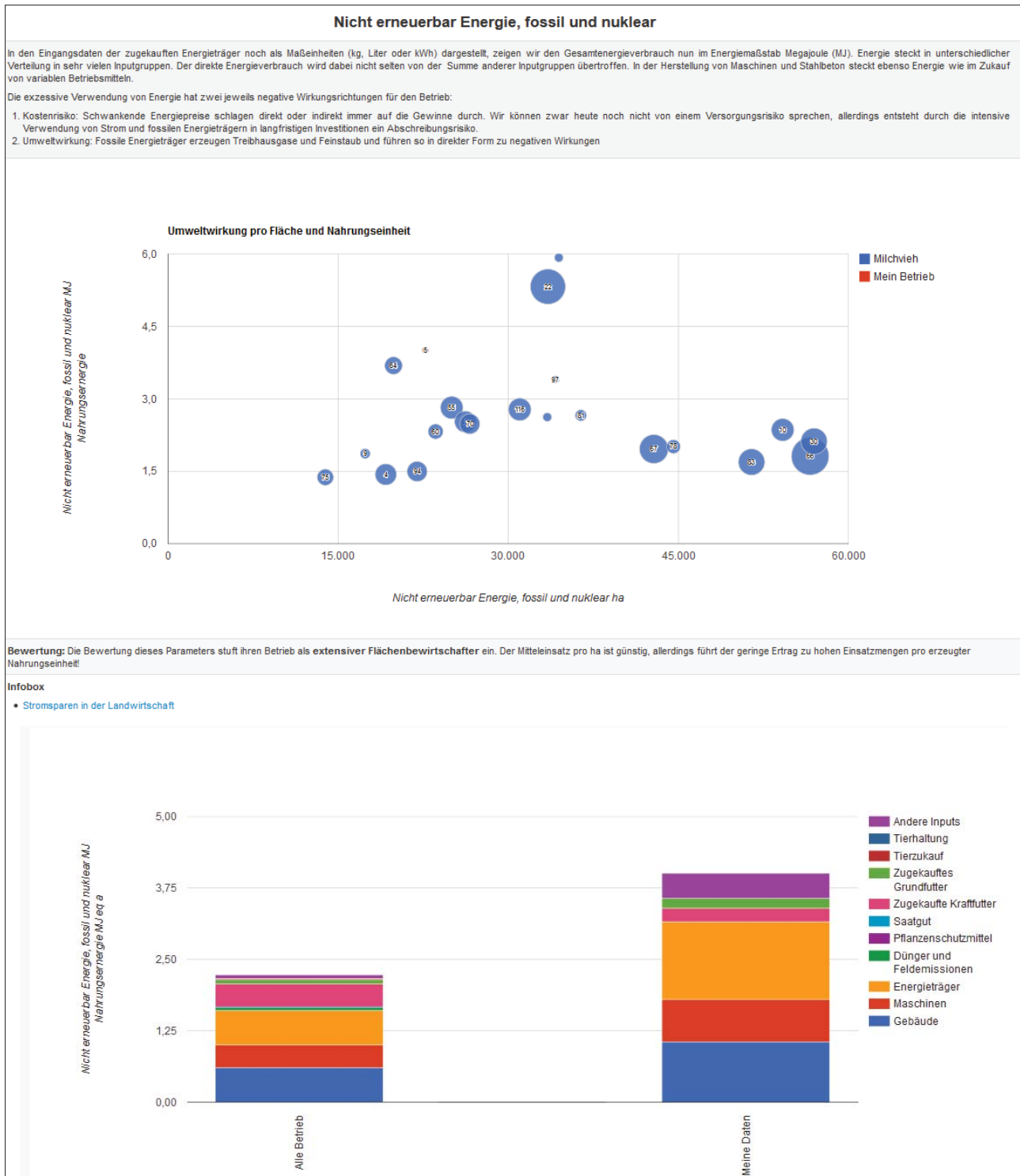


Abbildung 4: Umweltwirkungen als absolute Kennzahl mit Inputgruppen.

tungsunterlagen, um mit den Betrieben Verbesserungen zu entwickeln.

Die Umweltwirkungen

Umweltwirkungen sind spezielle, höherwertige Betriebskennzahlen. Sie sind nicht das Produkt einer einfachen Betrachtung von Messgrößen, sondern kapseln über ihre Berechnungsmodelle die vielfältige Wirkung des Einsatzes landwirtschaftlicher Betriebsmittel. Sie sind deshalb nicht nur ökologischer Maßstab, sondern führen auch zu einem Wissensgewinn über die inneren Wirkungsmechanismen am Betrieb. Aquatische Eutrophierung etwa ist rechts- und umweltrelevant, da es zu einer Verunreinigung von Grundwasser kommen kann. Höhere Kenntnisse über diesen Parameter am Betrieb führen zu einem besseren Düngemanagement oder anderen pflanzenbaulichen Verbesserungen. Beide können nicht nur die Umweltwirkungen, sondern oft auch die Wirtschaftlichkeit des Betriebes fördern.

Die Parameter der Umweltwirkungen sind immer quantitative, absolute Größen die als Bubble-Chart gezeichnet werden. Als zusätzliche Informationen werden die Anteile der Input-Gruppen in einem Säulendiagramm dargestellt (*Abbildung 4*). Diese Abbildung ist besonders hilfreich, um Schwachstellen aufzuspüren.

Einsatz und Ausblick

Der FarmLife-Report kann als Betriebsrückmeldung vom Landwirt in der aktuellen Form nicht ohne kurze Anleitung verwendet werden. Die Möglichkeiten sind zu komplex und die Vernetzung verschiedener Parameter benötigt entsprechendes Fachwissen. Deshalb werden die aktuellen FarmLife-Betriebe von den Betreuern in Beratungssitzungen besucht und das FarmLife-Team wird in ein weiterführendes Projekt eine Integration von FarmLife in die österreichische Bildungs- und Beratungswelt anstreben.