



Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch

Executive Summary

Autoren

Martina Alig
Florian Grandl
Johanna Mieleitner
Thomas Nemecek
Gérard Gaillard
alle Agroscope Reckenholz-Tänikon ART

Partner

Coop-Genossenschaft, Basel



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches
Volkswirtschaftsdepartement EVD
Forschungsanstalt
Agroscope Reckenholz-Tänikon ART

Executive Summary

Die Forschungsinitiative „Ökologische Bewertung von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch“ hatte zum Ziel, eine Ökobilanz der Rind-, Schweine- und Geflügelproduktion (Pouletfleisch) in der Schweiz und in ausgewählten Importherkünften zu erstellen und die Umweltwirkungen der verschiedenen Produktionssysteme zu vergleichen. Dazu wurde eine Produktökobilanz der Schweizer Rinder-, Schweine- und Geflügelmast bis zum Hoftor erstellt, jeweils für eine Standardvariante gemäss ökologischem Leistungsnachweis (ÖLN), eine ÖLN-Variante mit tierfreundlicher Haltung (BTS/RAUS-Kriterien, Mutterkuhhaltung) und eine Bio-Variante. Tabelle 1 zeigt eine Übersicht über die untersuchten Systeme. Je zwei ausländische Varianten pro Tierart dienten exemplarisch dem Vergleich mit der Schweizer Produktion bei der Anlieferung an die Verkaufsstelle. Für Rindfleisch waren dies die Produktion in Deutschland und Brasilien, für Schweinefleisch in Deutschland und Dänemark und für Geflügelfleisch in Frankreich und Brasilien.

Tabelle 1: Übersicht über die untersuchten Systeme

| Rindermastsysteme | Schweinemastsysteme | Geflügelmastsysteme |
|-----------------------------|---|-----------------------------------|
| Grossviehmast ÖLN Schweiz | Schweinemast ÖLN Schweiz | Geflügelmast ÖLN BTS Schweiz |
| Mutterkuhsystem ÖLN Schweiz | Schweinemast ÖLNetho ¹ Schweiz | Geflügelmast ÖLN BTS RAUS Schweiz |
| Mutterkuhsystem Bio Schweiz | Schweinemast Bio Schweiz | Geflügelmast Bio Schweiz |
| Grossviehmast Bio Schweiz | - | - |
| Grossviehmast Deutschland | Schweinemast Deutschland | Geflügelmast Frankreich |
| Rindermast Brasilien | Schweinemast Dänemark | Geflügelmast Brasilien |

¹ „etho“ entspricht den Anforderungen der BTS- und RAUS Regelungen (Etho-Programme)

Die Ergebnisse zeigen die Umweltwirkungen der Fleischproduktion auf und liefern Anhaltspunkte für Optimierungen in der Schweizer Landwirtschaft sowie für Massnahmen in der Beschaffungskette bei Coop. Die Forschungsinitiative wurde von der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (Forschungsgruppe Ökobilanzen) zusammen mit Coop durchgeführt und finanziert und dauerte von Juni 2010 bis September 2012.

Angewandte Methodik

Die Ökobilanzen wurden mittels der von der ART entwickelten Methode SALCA (Swiss Agricultural Life Cycle Assessment) berechnet. Diese umfasst für die Landwirtschaft relevante Umweltwirkungen in einer mid-point-Wirkungsabschätzung. Analysiert wurden die Umweltwirkungen nicht-erneuerbarer Energiebedarf (Energiebedarf NE), Treibhauspotenzial, Ozonbildung, Ressourcenbedarf P und K, Flächenbedarf, Bedarf an Ackerland, Abholzung, Wasserbedarf (blue water), Eutrophierung, Versauerung sowie Öko- und Humantoxizität. Der Vergleich fand sowohl auf Stufe Landwirtschaft als auch bei der Anlieferung an die Verkaufsstelle statt. Die ersteren Ergebnisse wurden auf kg Lebendgewicht als funktionelle Einheit bezogen, die letzteren auf kg verkaufsfertiges Fleisch. Dieses ist definiert als verpacktes, für den menschlichen Verzehr bestimmtes Fleisch bei der Anlieferung an der Verkaufsstelle (kg Nettogewicht). Die Wirkungskategorie Biodiversität wurde für die Rindermastsysteme (Stufe Betrieb) in der Schweiz analysiert. Nicht berücksichtigt wurden weitere Umweltwirkungen wie z. B. Bodenqualität, Geruch und Lärm. Zudem waren der Medikamenteneinsatz sowie weitere nicht umweltbezogene Aspekte wie das Tierwohl, die Landschaftsästhetik und ökonomische Faktoren nicht Bestandteil der Studie.

Die berechneten Tierproduktionssysteme für die Schweizer Rinder- und Schweinemast entstammen den Modellbetrieben des Projektes Zentrale Auswertung betrieblicher Ökobilanzen (ZA-ÖB). Frühere Studien zeigten eine sehr grosse Variabilität zwischen Praxisbetrieben, die Variabilität zwischen Betrieben desselben Typs ist oft sogar grösser als die Variabilität zwischen verschiedenen Betriebstypen. Da die

vorhandene Stichprobe an realen Betrieben aufgrund dieser grossen Variabilität zu klein war, um die gesamtschweizerische Produktion abzubilden, wurden für die Analyse der Schweizer Tierproduktionssysteme Modellbetriebe verwendet. Diese beruhen auf Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten (ZA-BH) und bilden durchschnittliche Betriebe für alle wichtigen Betriebstypen der Schweiz unter Berücksichtigung von Landbauform und Region ab. Die Produktionsdaten zur Modellierung der Schweizer Rinder- und Schweinemastsysteme basieren auf den Jahren 2003-2005, ergänzende Angaben stammen aus dem Deckungsbeitragskatalog 2006. Die Modellbetriebe dienten auch der Analyse der Biodiversität der Schweizer Rindermast. Ein Vergleich der Modellbetriebe mit den realen Betrieben bestätigte, dass die Modellbetriebe einen durchschnittlichen Betrieb jeweils gut repräsentieren.

Für die Geflügelmast Schweiz standen Daten von Bell über die Pouletproduktion für Coop aus dem Jahr 2010 zur Verfügung. Die ausländischen Systeme aller Tierarten wurden grösstenteils anhand von Literaturangaben modelliert, der Bezugszeitraum variiert daher je nach Verfügbarkeit von Literaturdaten von etwa 2000 bis 2009. Für die nachgelagerten Prozesse wurden Daten von Bell, Coop und Unternehmen des Vieh- und Fleischhandels aus den Jahren 2009 und 2010 verwendet.

Da aufgrund der geringen Anzahl an untersuchten Betrieben keine Signifikanztests durchgeführt werden konnten, kam zur Abschätzung der Unterschiede zwischen den Systemen jeweils die doppelte Standardabweichung zur Anwendung. Von Unterschieden wurde nur ausgegangen, wenn sich die Bereiche der doppelten Standardabweichung zwischen zwei Systemen nicht überschneiden.

Resultate

In allen untersuchten Systemen dominierte die landwirtschaftliche Produktion die Umweltwirkungen. Entscheidend war dabei die Ausgestaltung der Anbau- und Produktionspraxis und nicht der Produktionsort. Für die Umweltwirkungen des verkaufsfähigen Fleisches ist also ausschlaggebend, **wie** es produziert wird, und nicht **wo**.

Innerhalb der nachgelagerten Prozesse hatten die Schlacht-, Verarbeitungs- und Verpackungsprozesse den grössten Anteil an den Umweltwirkungen. Insbesondere in den Bereichen Wasser- und Energieverbrauch sowie Verpackungsmaterial, wo die nachgelagerten Prozesse einen nennenswerten Beitrag an den Umweltwirkungen hatten, könnten Verbesserungen wie beispielsweise ressourceneffizientere Techniken oder der Wechsel zu erneuerbaren Energien Vorteile bringen. Bei importiertem Fleisch spielten die Transportwege nur eine relativ geringe Rolle. Eine Ausnahme bilden Flugtransporte, die gewisse Umweltwirkungen (v. a. Energiebedarf NE, Treibhauspotenzial und Humantoxizität) deutlich erhöhen. Die Effizienz eines Systems über die ganze Produktionskette wurde massgeblich durch die Ausbeute und den Verlust über die verschiedenen Stufen bestimmt. Durch den grossen Stellenwert der Tierproduktion bei allen Umweltwirkungen war die Ausbeute bzw. der Verlust in den der Landwirtschaft nachgelagerten Prozessen ein sehr wichtiger Faktor für die Umweltwirkungen auf Stufe Verkaufsstelle, wobei die auf Stufe Landwirtschaft entstehenden Verluste, z. B. bei der Produktion der Futtermittel (Ernte und Konservierung) oder auf der Weide, ebenfalls eine Rolle spielten.

Zentrale Faktoren für die Umweltwirkung der Tierproduktion auf Stufe Landwirtschaft waren die **Systemgestaltung**, die **Effizienz des Systems** sowie die **Fütterung**. Bei der Effizienz spielte insbesondere die Futtermittelverwertung eine wichtige Rolle, bei der Fütterung waren sowohl die Zusammensetzung als auch die Produktion der Futtermittel entscheidend.

Im Biolandbau wirkte sich der Verzicht auf Mineraldünger und Pestizide positiv auf verschiedene Umweltwirkungskategorien aus. Der Bedarf an Phosphor- und Kaliumressourcen war bei biologischer Produktion bei allen Tierarten deutlich geringer, ebenso die terrestrische und aquatische Ökotoxizität (siehe Abbildungen 1, 3 und 5). Einen negativen Einfluss hatten hingegen die geringeren Erträge im Biolandbau. Dadurch erhöhte sich die Umweltwirkung pro kg eingesetztes Futtermittel, was sich infolge des zentralen Einflusses deren Produktion stark auf die Umweltwirkungen pro kg Fleisch auswirkte (insbesondere bei den Monogastriern).

Monogastrier (Schweine- und Geflügelmast)

Bezüglich Systemgestaltung gab es bei Schweine- und Geflügelfleisch keine grundsätzlichen Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten, die Produktion läuft über alle betrachteten Länder stark normiert ab. Einzig die Systeme mit Etho-Programmen unterschieden sich in gewissen Punkten von der konventionellen ÖLN-Produktion. Bei Geflügelfleisch werden in der Etho-Produktion langsamer wachsende Hybriden verwendet, die an die vorgeschriebene längere Mastdauer und die Nutzung des Auslaufs angepasst sind. Die Tiere aus tierfreundlicher Haltung weisen eine schlechtere Futtermittelverwertung und demzufolge höhere Umweltwirkungen pro Produkteinheit auf (Abbildung 5). Bei der Schweineproduktion hingegen lagen in allen Systemen die tierischen Leistungen auf ähnlichem Niveau, so dass sich hier die Umweltwirkungen der Etho-Produktion kaum von jenen der ÖLN-Produktion unterschieden (Abbildung 3). Lediglich der Auslauf in der Etho-Produktion führte zu höheren Ammoniakemissionen.

Wesentlich für die Effizienz eines Systems war bei den Monogastriern die Fütterung, insbesondere die Futtermittelverwertung. Je besser die Futtermittelverwertung der Tiere ist, desto weniger Futtermittel werden für den Zuwachs gebraucht und umso niedriger sind die Umweltwirkungen durch den Futtermittelanbau je Produkteinheit. Die Futtermittelproduktion (Anbau, Verarbeitung, Transport, ...) lieferte denn auch den grössten Beitrag zu den Umweltwirkungen pro kg Fleisch. Die Berücksichtigung ökologischer Kriterien bei der Rationszusammensetzung sowie die ökologische Optimierung des Futtermittelanbaus selbst sind wichtige Massnahmen zur Verbesserung der Umweltwirkungen in der Geflügel- und Schweineproduktion. Spezielle Beachtung muss dabei dem Einsatz von Soja geschenkt werden, da ein erheblicher Anteil des weltweit gehandelten Sojas von Flächen stammt, die durch Abholzung von Regenwald und Umwandlung von artenreichen Savannen in den letzten Jahrzehnten gewonnen wurden. Diese Landumwandlung führt zu massiven Umweltwirkungen, die sich vor allem in den Kategorien Treibhaus- (CO₂-Freisetzung durch Brandrodung und Humusabbau) und Ozonbildungspotenzial auswirken. Die konsequente Umsetzung von Programmen zu Produktion und Handel zertifiziert abholzungsfrei angebauten Sojas und der Einsatz solcher Futtermittel kann einen wichtigen Beitrag zur Verbesserung der Umweltwirkungen der Fleischproduktion leisten.

Rindermast

Bei der Rindermast waren andere Parameter entscheidend als bei den Monogastriern. Bezüglich Systemgestaltung existieren zwei grundsätzlich verschiedene Systeme: Grossviehmast und Mutterkuhhaltung. Da in der Grossviehmast die Masttiere aus der Milchproduktion stammen, wird ein Grossteil der Umweltwirkungen des Muttertiers der Milchproduktion zugeordnet. Beim Mutterkuhsystem hingegen wird die gesamte Umweltwirkung der Mutterkuh der Fleischproduktion angerechnet. Dadurch waren die Umweltwirkungen aus der Mutterkuhhaltung in vielen Kategorien erhöht (siehe Abbildung 1). Besonders deutlich zeigte sich dieser Unterschied bei den Umweltwirkungen Treibhauspotenzial und Ozonbildung. Den wichtigsten Beitrag zu diesen Umweltwirkungen liefert die enterische Methanbildung im Verdauungssystem der Wiederkäuer, welche durch die volle Anrechnung der Mutterkuh in den Mutterkuhsystemen besonders ins Gewicht fällt. Auch bei der Umweltwirkung nicht-erneuerbarer Energiebedarf wiesen die Mutterkuhsysteme tendenziell höhere Werte auf als die Grossviehmast ÖLN. Der Unterschied war aber nicht so deutlich wie bei den Umweltwirkungen Treibhauspotenzial und Ozonbildung, da die Mutterkühe extensiver gehalten wurden.

Bei Wiederkäuern wie dem Rindvieh ist die Umweltoptimierung über die Fütterung komplexer als bei Monogastriern. Zwar gilt auch hier der Grundsatz, dass ein System umso effizienter ist, je höher die Zuwachsraten der Masttiere sind. Um sehr hohe Zuwächse zu erreichen, ist jedoch der Einsatz von Kraftfutter nötig, wodurch ein zentraler Vorteil der Wiederkäuer, nämlich die Grünlandnutzung ohne direkte Nahrungsmittelkonkurrenz zum Menschen, verloren geht. Dazu hat der Einsatz von Kraftfutter bei verschiedenen anderen Umweltwirkungen wie Ressourcen- und Energiebedarf oder Ökotoxizität nachteilige Wirkung. Eine grasbasierte Fütterung hat zwar insgesamt einen höheren Flächenbedarf zur Folge, dies aber vor allem als Grünland, welches nicht gleich genutzt werden kann wie Ackerland.

Der Konflikt zwischen intensiver Produktion und der Erhaltung der Artenvielfalt zeigte sich in der Analyse der Biodiversität für die Schweizer Rinderproduktionssysteme. Produktionsformen mit einem hohen Anteil

an Futter von Ackerkulturen wiesen ein niedrigeres Biodiversitätspotenzial bei einer hohen Flächenproduktivität auf, während die Produktion von Rindfleisch auf Flächen mit hohem Biodiversitätspotenzial nur bei einer geringen Flächenproduktivität erreicht wurde. Wichtig in der Gestaltung von Rindfleischproduktionssystemen ist deshalb eine klare Zieldefinition. Ist die Biodiversität ein wichtiges Ziel, ist darauf zu achten, dass für die Biodiversität wertvolle Flächen identifiziert und extensiv bewirtschaftet werden.

Generell ist es bei der Definition von Verbesserungsmassnahmen in der Fleischproduktion wichtig, dass jeweils die gesamten Systeme betrachtet werden, da sonst die Gefahr besteht, dass Verbesserungen im einen Bereich zu Verschlechterungen in einem anderen Bereich führen.

Diskussion der Datengrundlage / Methodik

Die vorliegende Studie zeigt die Umweltwirkungen auf, welche mit der Produktion eines kg verkaufsfertigen Fleisches verbunden sind.

Die Daten für die Schweizer Rind- und Schweinemastsysteme beruhen auf Modellbetrieben, die Geflügelmastsysteme sowie die ausländischen Rind- und Schweinemastsysteme wurden anhand von Literatur- und Expertenangaben konstruiert. Es wurden also modellierte Systeme und keine realen Praxisbetriebe untersucht. Dies bedeutet, dass die in der Praxis herrschende grosse Variabilität zwischen einzelnen Betrieben nicht abgebildet wird. Die in dieser Studie gemachten Aussagen beziehen sich demzufolge immer auf die durchschnittliche Situation und dürfen nicht auf einzelne Betriebe übertragen werden.

Die Signifikanz der Unterschiede konnte nicht beurteilt werden, da die Anzahl der untersuchten Modellbetriebe zu gering war für die Anwendung von Signifikanztests. Die stattdessen verwendete doppelte Standardabweichung gibt aber Hinweise auf die Bedeutung der berechneten Unterschiede.

Ausblick

Die vorliegende Studie berücksichtigt die ökologischen Aspekte der Fleischproduktion. Hierzu konnten wertvolle Kenntnisse gewonnen und Ansatzpunkte für Verbesserungsmassnahmen definiert werden. Für eine nachhaltige Weiterentwicklung der untersuchten Systeme müssten einerseits neben den ökologischen Aspekten auch ökonomische und soziale Faktoren berücksichtigt werden, andererseits müssten auch die Konsumphase (dazu zählen insbesondere die Zubereitung der Nahrungsmittel und die Lebensmittelverluste im Haushalt) und Entsorgungsprozesse in die Analysen mit einbezogen werden. Eine Optimierung der Rindfleischproduktion muss dazu in einer Gesamtanalyse der Rinderproduktion (Milch und Fleisch) angegangen werden.

Für weitergehende Verbesserungen in den Tierproduktionssystemen ist die Analyse von primären Betriebsnetzen wichtig. Aus solchen Netzen können die relevanten Erfolgsfaktoren von best practise Betrieben abgeleitet werden, um daraus optimierte Produktionssysteme zu entwickeln (Öko-Design). Da bis jetzt noch wenig mit realen Betriebsnetzen gearbeitet wurde, liegt hierin noch ein grosses Forschungspotenzial. Mit dessen Ausnützung sowie den hier vorgeschlagenen Massnahmen können die Umweltwirkungen der Fleischproduktion erkennbar verbessert werden.

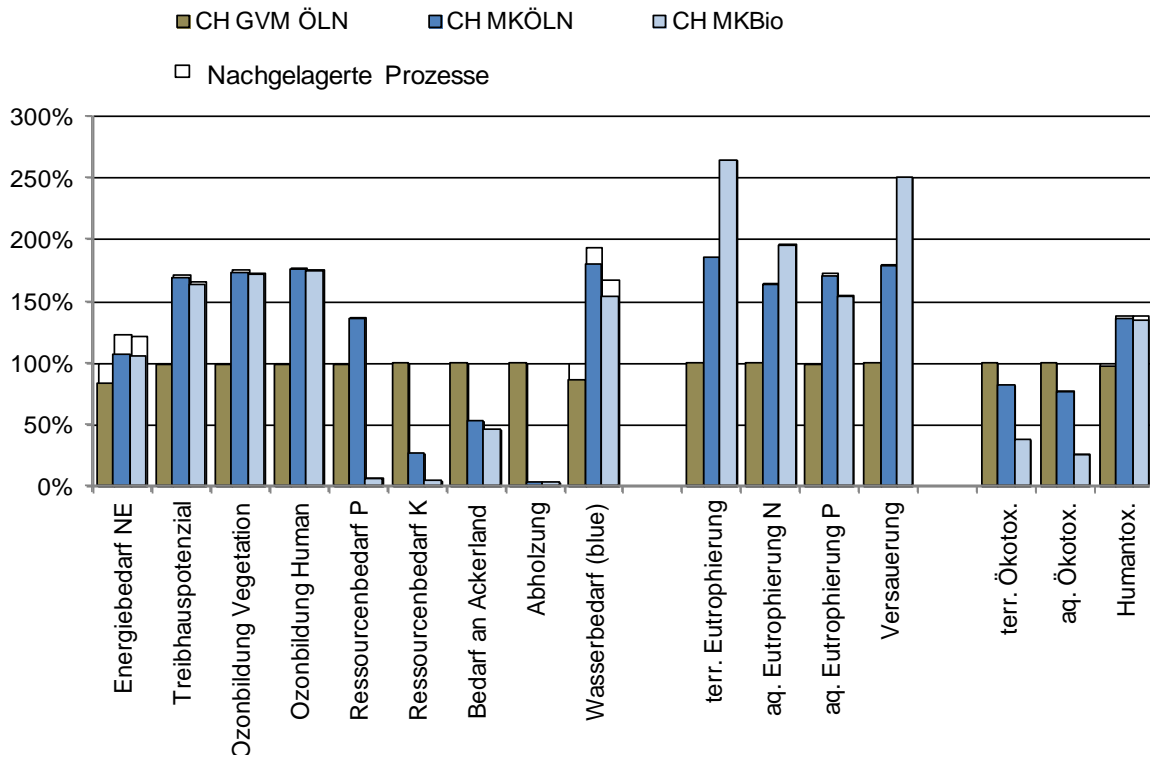


Abbildung 1: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (Stufe Verkaufsstelle). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem Grossviehmast (GVM) ÖLN bezogen (= 100%). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. MK = Mutterkuh, NE = nicht-erneuerbare Energieträger.

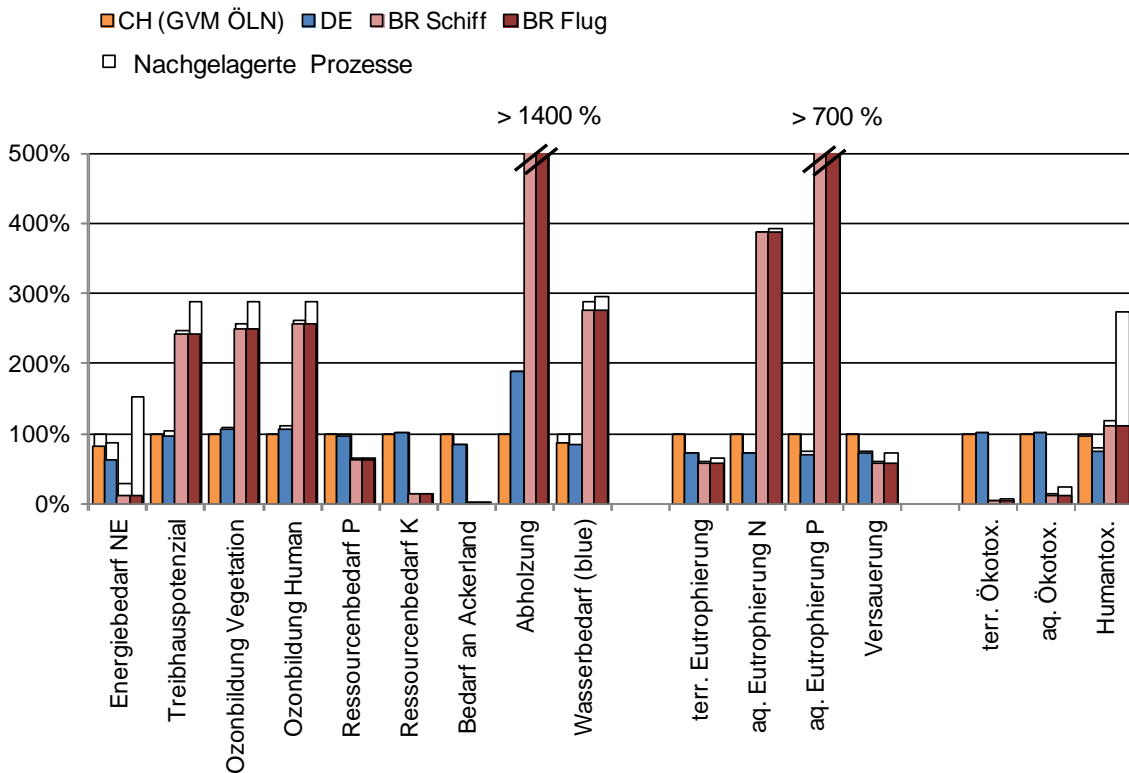


Abbildung 2: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (CH, GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR) (Stufe Verkaufsstelle). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem CH (Grossviehmast, GVM ÖLN) bezogen (= 100%). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. NE = nicht-erneuerbare Energieträger.

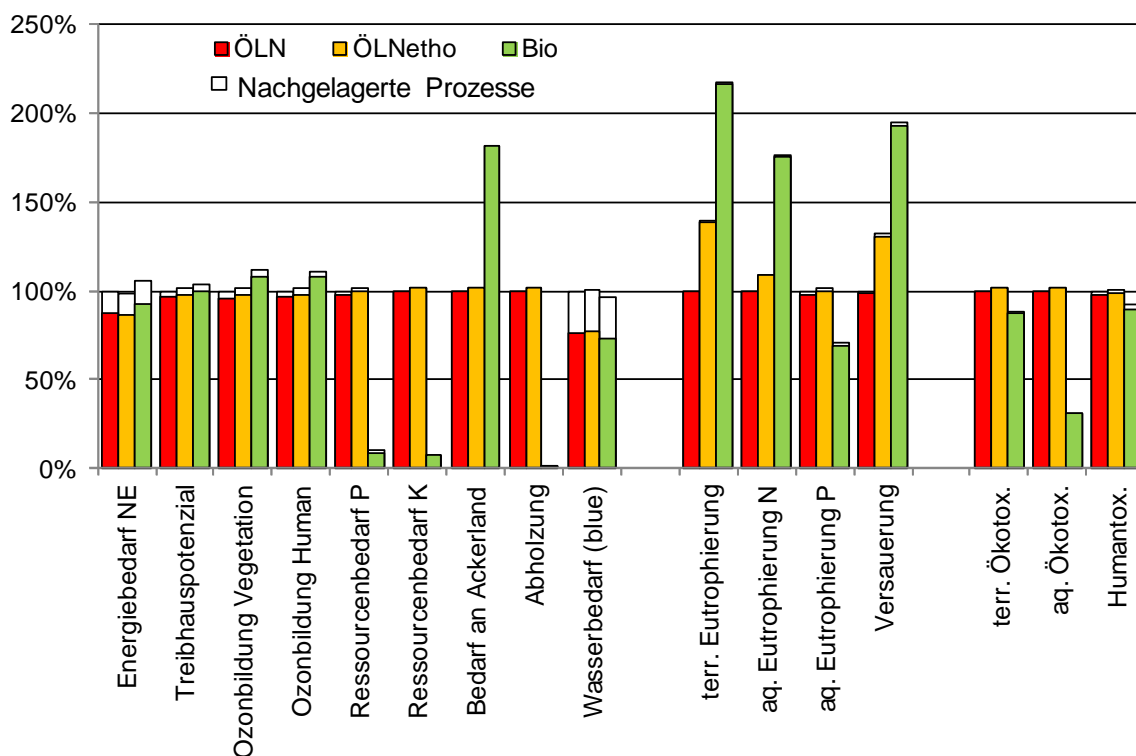


Abbildung 3: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Schweinefleischproduktion Schweiz (Stufe Verkaufsstelle). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem ÖLN bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. NE = nicht-erneuerbare Energieträger, etho = Ethoprogramme (auf Tierwohl ausgerichtetes System).

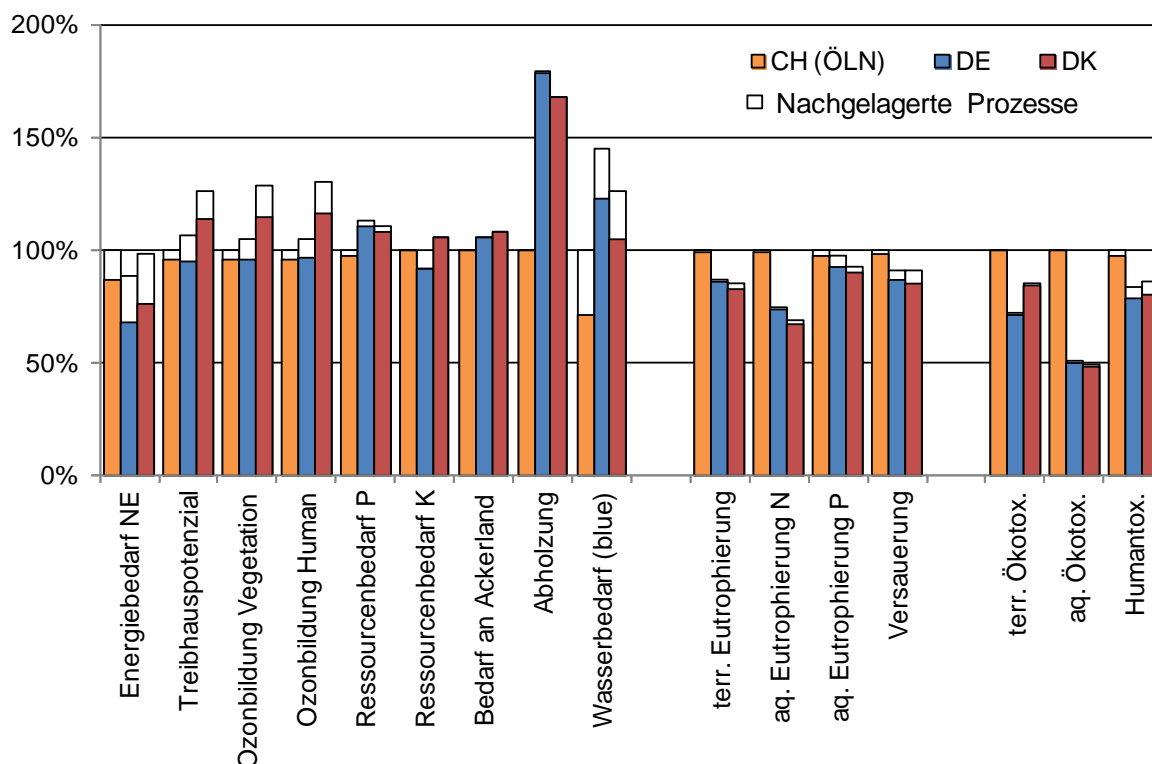


Abbildung 4: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Schweinefleischproduktion Schweiz (CH, ÖLN), Deutschland (DE) und Dänemark (DK) (Stufe Verkaufsstelle). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem CH (ÖLN) bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. NE = nicht-erneuerbare Energieträger.

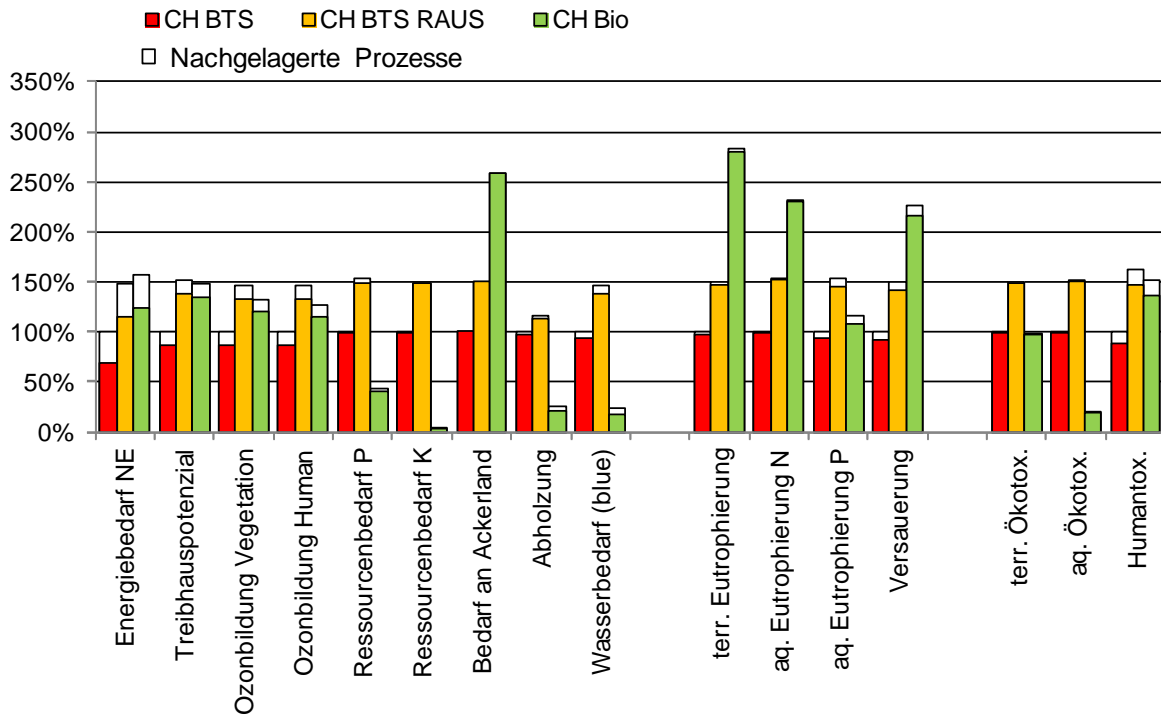


Abbildung 5: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Geflügelfleischproduktion Schweiz (Stufe Verkaufsstelle). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem BTS bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. NE = nicht-erneuerbare Energieträger.

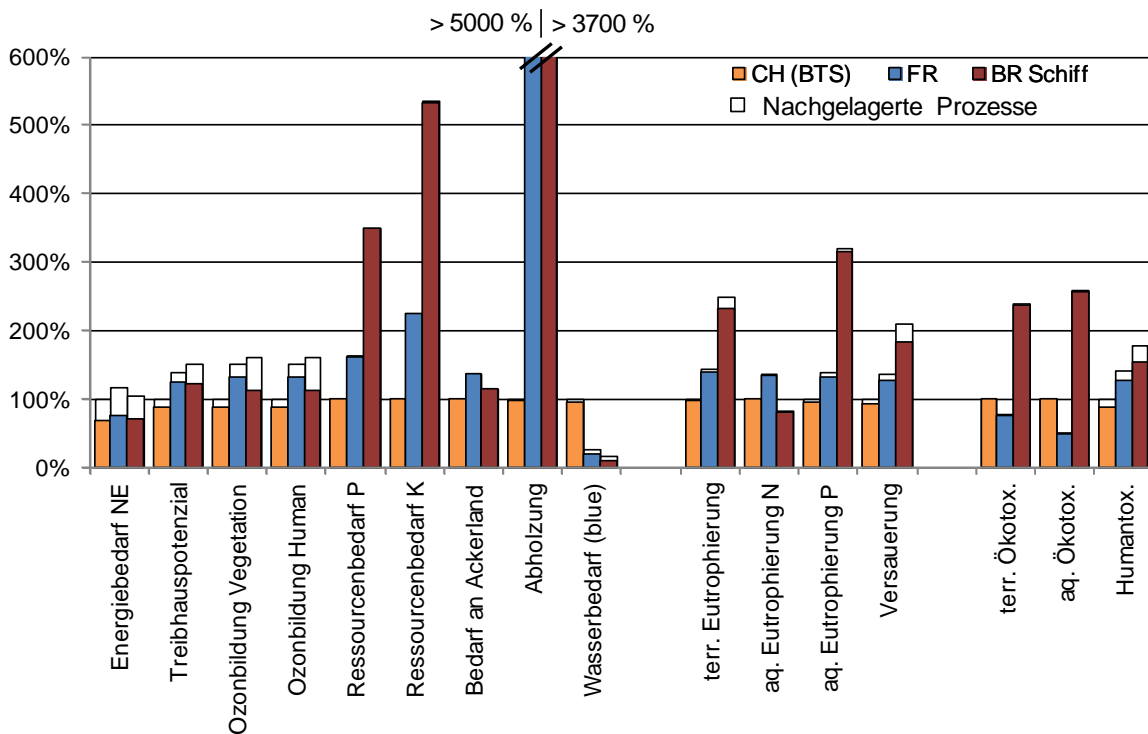


Abbildung 6: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Geflügelfleischproduktion Schweiz (CH, BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (BR Schiff) (Stufe Verkaufsstelle). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem CH (CH, BTS) bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. NE = nicht-erneuerbare Energieträger.



Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch

Autoren

Martina Alig
Florian Grandl
Johanna Mieleitner
Thomas Nemecek
Gérard Gaillard

Agroscope Reckenholz-Tänikon ART

Partner

Coop-Genossenschaft, Basel



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössisches
Volkswirtschaftsdepartement EVD
Forschungsanstalt
Agroscope Reckenholz-Tänikon ART

Impressum

Schlussbericht der Forschungsinitiative „**Ökologische Bewertung von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch**“ der Coop Genossenschaft und von Agroscope Reckenholz-Tänikon ART.

Unter Mitarbeit von Marlen Koch und Frank Hayer (ehem. ART) entstanden.

Herausgeberin:

Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART
Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich
Telefon +41 (0)44 377 71 11, Fax +41 (0)44 377 72 01
info@agroscope.ch; www.agroscope.ch

Titelbilder: Gabriela Brändle, ART, und Bell Schweiz AG

Copyright: 2012 ART

Diese Forschungsergebnisse wurden von der ART mit Unterstützung von Coop erarbeitet.

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|--------------|---|-----------|
| 1. | Einleitung..... | 11 |
| 1.1. | Ausgangslage | 11 |
| 1.2. | Zielsetzung der Studie..... | 11 |
| 1.3. | Die Methode Ökobilanz..... | 12 |
| 1.4. | Literatur | 13 |
| 2. | Untersuchungsrahmen..... | 14 |
| 2.1. | Untersuchte Systeme | 14 |
| 2.2. | Systemgrenzen | 15 |
| 2.2.1. | Räumliche Systemgrenzen..... | 15 |
| 2.2.2. | Zeitlicher Systemrahmen | 18 |
| 2.3. | Funktionelle Einheit..... | 18 |
| 2.4. | SALCA..... | 18 |
| 2.4.1. | Umweltwirkungen | 18 |
| 2.4.2. | Berechnung der direkten Emissionen | 24 |
| 2.4.3. | Inputgruppen | 25 |
| 2.4.4. | Berechnungswerkzeuge | 25 |
| 2.5. | Datengrundlage..... | 26 |
| 2.5.1. | Definition der Modellbetriebe | 26 |
| 2.6. | Literatur | 27 |
| 3. | Rindermast | 29 |
| 3.1. | Rindermast Schweiz | 29 |
| 3.1.1. | Auswahl der Modellbetriebe | 29 |
| 3.1.2. | Annahmen für die Produktionsparameter | 31 |
| 3.1.3. | Annahmen für die Berechnung der Tieremissionen..... | 33 |
| 3.1.4. | Rindermastssysteme zur Analyse der Biodiversität..... | 33 |
| 3.1.5. | Einschränkung der Aussagekraft für Grossviehmast Bio..... | 36 |
| 3.2. | Rindermast Ausland | 36 |
| 3.2.1. | Rinderproduktion Deutschland | 36 |
| 3.2.2. | Rinderproduktion in Brasilien..... | 37 |
| 3.3. | Nachgelagerte Prozesse der Rindermast | 38 |
| 3.3.1. | Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung | 38 |
| 3.3.2. | Verteilzentralen..... | 39 |
| 3.3.3. | Transporte | 39 |
| 3.4. | Resultate Rindermast Schweiz | 41 |
| 3.4.1. | Übersicht | 41 |
| 3.4.2. | Ressourcenmanagement..... | 42 |
| 3.4.3. | Nährstoffmanagement..... | 45 |
| 3.4.4. | Schadstoffmanagement..... | 46 |
| 3.4.5. | Wichtige Inputgruppen..... | 47 |
| 3.5. | Biodiversitätspotenzial der Rindermast Schweiz | 48 |
| 3.6. | Resultate Rindermast Ausland | 51 |
| 3.7. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Rindermast..... | 56 |
| 3.7.1. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Schweiz..... | 56 |
| 3.7.2. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Ausland | 58 |
| 3.8. | Diskussion Rindermast | 60 |
| 3.8.1. | Diskussion der Resultate | 60 |
| 3.8.2. | Sensitivitätsanalysen | 63 |
| 3.8.3. | Vergleich mit anderen Studien..... | 67 |
| 3.9. | Ansatzpunkte für Verbesserungen Rindermast | 69 |
| 3.10. | Literatur Rindermast..... | 72 |

| | | |
|-------------|--|------------|
| 4. | Schweinemast | 74 |
| 4.1. | Schweinemast Schweiz | 74 |
| 4.1.1. | Auswahl der Modellbetriebe | 74 |
| 4.1.2. | Modellierung des Systems ÖLNetho | 75 |
| 4.1.3. | Annahmen für die Produktionsparameter | 76 |
| 4.2. | Schweinemast Ausland | 77 |
| 4.3. | Nachgelagerte Prozesse der Schweinemast | 79 |
| 4.3.1. | Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung | 79 |
| 4.3.2. | Verteilzentralen..... | 80 |
| 4.3.3. | Transporte | 80 |
| 4.4. | Resultate Schweinemast Schweiz | 81 |
| 4.5. | Resultate Schweinemast Ausland | 85 |
| 4.6. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Schweinemast | 88 |
| 4.6.1. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Schweiz..... | 88 |
| 4.6.2. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Ausland | 90 |
| 4.7. | Diskussion Schweinemast | 92 |
| 4.7.1. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Stufen..... | 92 |
| 4.7.2. | Stufe Landwirtschaft | 92 |
| 4.8. | Ansatzpunkte für Verbesserungen Schweinemast | 95 |
| 4.9. | Literatur Schweinemast | 96 |
| 5. | Pouletmast | 99 |
| 5.1. | Pouletmast Schweiz | 99 |
| 5.2. | Pouletmast Ausland | 101 |
| 5.3. | Nachgelagerte Prozesse der Pouletmast | 103 |
| 5.3.1. | Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung | 103 |
| 5.3.2. | Verteilzentralen..... | 103 |
| 5.3.3. | Transporte | 104 |
| 5.4. | Resultate Pouletmast Schweiz | 104 |
| 5.5. | Resultate Pouletmast Ausland | 107 |
| 5.6. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Pouletmast | 113 |
| 5.6.1. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Schweiz..... | 113 |
| 5.6.2. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Ausland | 115 |
| 5.7. | Diskussion Pouletmast | 117 |
| 5.7.3. | Gesamtübersicht und nachgelagerte Stufen..... | 117 |
| 5.7.4. | Stufe Landwirtschaft | 117 |
| 5.8. | Ansatzpunkte für Verbesserungen Pouletmast | 119 |
| 5.9. | Literatur Pouletmast | 120 |
| 6. | Diskussion der angewandten Methodik | 122 |
| 6.1. | Untersuchte Aspekte | 122 |
| 6.2. | Repräsentativität | 122 |
| 6.3. | Diskussion Ökotoxizität | 123 |
| 6.4. | Unsicherheitsanalyse | 126 |
| 6.5. | Literatur | 128 |
| 7. | Schlussfolgerungen | 129 |
| 7.1. | Wichtige Einflussfaktoren und Verbesserungsmaßnahmen ... | 129 |
| 7.2. | Ausblick | 131 |
| 8. | Anhang | 132 |
| 8.1. | Abbildungs- und Tabellenverzeichnis | 132 |
| 8.1.1. | Abbildungen..... | 132 |
| 8.1.2. | Tabellen..... | 135 |
| 8.2. | FAT-Typologie | 137 |

| | | |
|-------------|---|------------|
| 8.3. | Ferkelproduktionsinventar Dänemark | 138 |
| 8.4. | Anhang SALCA-Biodiversität | 139 |
| 8.5. | Anhang Sensitivitätsanalysen Rindermast..... | 150 |
| 8.5.1. | Umweltwirkungen je nach Wahl der Allokationsmethode | 150 |
| 8.5.2. | Verbessertes Endgewicht Mutterkuhhaltung | 150 |
| 8.6. | Anhang Begleitgruppen Forschungsinitiative Coop-ART..... | 151 |

Abkürzungen

| | |
|------------------------------|---|
| AF | Allokationsfaktor |
| Bio | Biologischer Landbau |
| BR | Brasilien |
| BTS | Besonders tierfreundliche Stallsysteme |
| DK | Dänemark |
| DBK | Deckungsbeitragskatalog |
| DE | Deutschland |
| Etho | Etho-Programme (BTS und RAUS) |
| FR | Frankreich |
| GAV | Gesamte Artenvielfalt |
| GVM | Grossviehmast |
| K | Kalium |
| KWh | Kilowattstunde |
| LG | Lebendgewicht |
| MK | Mutterkuhhaltung |
| N | Stickstoff |
| NEL | Netto-Energie Laktation (Milch) |
| NEV | Netto-Energie Wachstum (Mast) |
| NH ₃ | Ammoniak |
| Nlös | löslicher Stickstoff |
| Ntot | Gesamtstickstoff |
| NO ₃ ⁻ | Nitrat |
| ÖLN | Ökologischer Leistungsnachweis |
| P | Phosphor |
| PSM | Pflanzenschutzmittel |
| RAUS | Regelmässiger Auslauf im Freien |
| SG | Schlachtgewicht |
| TS | Trockensubstanz |
| VKM | Verkehrsmilch |
| ZA-BH | Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten |
| ZA-ÖB | Zentrale Auswertung einzelbetrieblicher Ökobilanzen |

Danksagung

Verschiedene Personen und Institutionen haben einen wichtigen Beitrag zum Gelingen dieses Projektes beigetragen. Die Autorenschaft möchte dafür ihren herzlichen Dank aussprechen an:

Coop Genossenschaft für die Finanzierung der Forschungsinitiative, die fachliche Unterstützung bei der Durchführung und die Bereitstellung von Daten

SBA Schlachtbetrieb Basel AG

Bell Schweiz AG

für die umfangreiche Datenerhebung und -bereitstellung

Schweizerischer Bauernverband SBV, Brugg

GFVI International AG, Basel

Anicom AG

Mutterkuh Schweiz, Brugg

Vamilson Prudêncio da Silva, EPAGRI, Brasilien

für die zur Verfügung gestellten Daten und die fachkundigen Auskünfte

Während des Projektes wurde das Projektteam durch verschiedene Gruppen begleitet und tatkräftig unterstützt. Dies sind der **Projektausschuss** der Forschungsinitiative, die **wissenschaftliche Begleitgruppe** Animalca und die **Stakeholdergruppe** der Forschungsinitiative (siehe Anhang 8.6). Das Projektteam dankt auch Ihnen vielmals.

Zusammenfassung

Die Forschungsinitiative „Ökologische Bewertung von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch“ hatte zum Ziel, eine Ökobilanzierung der Rind-, Schweine- und Geflügelproduktion (Pouletfleisch) in der Schweiz vorzunehmen und mit ausgewählten Importprodukten zu vergleichen. Dazu wurde eine Produktökobilanz der Schweizer Rinder-, Schweine- und Geflügelmast bis zum Hoftor erstellt, jeweils für eine Standardvariante gemäss ökologischem Leistungsnachweis (ÖLN), eine ÖLN-Variante mit besonders tierfreundlicher Haltung und eine Bio-Variante. Je zwei ausländische Varianten pro Tierart dienten exemplarisch dem Vergleich mit der Schweizer Produktion bei der Anlieferung an die Verkaufsstelle. Für Rindfleisch waren dies die Produktion in Deutschland und Brasilien, für Schweinefleisch in Deutschland und Dänemark und für Geflügelfleisch in Frankreich und Brasilien.

Die Ergebnisse sollen den Aspekt der umweltgerechten Fleischproduktion beleuchten und Anhaltspunkte für Optimierungen in der Schweizer Landwirtschaft sowie für Massnahmen in der Beschaffungskette bei Coop liefern. Die Forschungsinitiative wurde von der Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (Forschungsgruppe Ökobilanzen) zusammen mit Coop und deren finanzieller Unterstützung durchgeführt und dauerte von Juni 2010 bis September 2012.

Angewandte Methodik

Die Ökobilanzen wurden mittels der von der ART entwickelten Methode SALCA berechnet. Diese beinhaltet für die Landwirtschaft relevante Umweltwirkungen in einer mid-point-Wirkungsabschätzung. Analysiert wurden die Umweltwirkungen Energiebedarf NE, Treibhauspotenzial, Ozonbildung, Ressourcenbedarf P und K, Flächenbedarf, Abholzung, Wasserbedarf (blue), Eutrophierung, Versauerung sowie Öko- und Humantoxizität. Der Vergleich fand sowohl auf Stufe Landwirtschaft als auch bei der Anlieferung an die Verkaufsstelle statt. Die ersteren Ergebnisse wurden auf kg Lebendgewicht als funktionelle Einheit bezogen, die letzteren auf kg verkaufsfertiges Fleisch. Dieses ist definiert als das verpackte, für den menschlichen Verzehr bestimmte Fleisch bei der Anlieferung an der Verkaufsstelle (kg Nettogewicht). Die Wirkungskategorie Biodiversität wurde für die Rindermastssysteme (Stufe Betrieb) in der Schweiz analysiert. Nicht berücksichtigt wurden weitere Umweltwirkungen wie z. B. Bodenqualität, Geruch und Lärm. Der Medikamenteneinsatz sowie weitere nicht umweltbezogene Aspekte wie das Tierwohl, die Landschaftsästhetik und ökonomische Faktoren waren nicht Bestandteil der Studie.

Die berechneten Tierproduktionssysteme für die Schweizer Rinder- und Schweinemast entstammen den Modellbetrieben des Projektes ZA-ÖB. Diese wurden gewählt, da die vorhandene Stichprobe an realen Betrieben aufgrund der grossen Variabilität zwischen den einzelnen Praxisbetrieben zu klein war, um die gesamtschweizerische Produktion abzubilden. Die Modellbetriebe beruhen auf Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten (ZA-BH) und bilden einen durchschnittlichen Betrieb für alle wichtigen Betriebstypen der Schweiz ab. Die Produktionsdaten zur Modellierung der Rinder- und Schweinemastssysteme stammen grösstenteils aus dem Deckungsbeitragskatalog 2006. Die Modellbetriebe wurden auch für die Analyse der Biodiversität der Schweizer Rindermast verwendet. Für die Geflügelmast Schweiz standen Daten von Bell über die Produktion für Coop zur Verfügung. Die ausländischen Systeme wurden grösstenteils anhand von Literaturangaben modelliert. Für die nachgelagerten Prozesse wurden Daten von Bell, Coop, GVFI sowie Anicom verwendet.

Resultate

In allen untersuchten Systemen dominierte die landwirtschaftliche Produktion die Umweltwirkungen. Daher ist entscheidend, wie produziert wird, und nicht wo. Eine Ausnahme bilden Flugtransporte, diese können gewisse Umweltwirkungen deutlich erhöhen.

Zentrale Faktoren für die Umweltwirkung der Tierproduktion auf Stufe Landwirtschaft waren die Systemgestaltung, die Effizienz des Systems sowie die Fütterung. Bei der Effizienz spielte insbesondere die Futtermittelverwertung eine wichtige Rolle, bei der Fütterung waren sowohl die Zusammensetzung als auch die Produktion der Futtermittel entscheidend.

Bezüglich Systemgestaltung gab es bei Schweine- und Geflügelfleisch keine grundsätzlichen Unterschiede, hier läuft die Produktion über alle betrachteten Länder stark normiert ab. Einzig die Systeme mit Etho-Programmen unterschieden sich in gewissen Punkten von der konventionellen Produktion, indem bei Geflügelfleisch in der Etho-Produktion langsamer wachsende Hybriden verwendet werden, was sich in einer schlechteren Futterverwertung und demzufolge höheren Umweltwirkungen ausdrückte. Da in der Schweineproduktion überall die gleiche Genetik eingesetzt wird, unterschieden sich hier die Umweltwirkungen der Etho-Produktion kaum von jenen der konventionellen Produktion. Lediglich der Auslauf in der Etho-Produktion führte zu höheren Ammoniakemissionen. Bei der Rindermast waren andere Parameter entscheidend. Es existieren zwei grundsätzlich verschiedene Systeme: Grossviehmast und Mutterkuhhaltung. In der Grossviehmast stammen die Mastkälber aus der Milchproduktion, ein Grossteil der Umweltwirkungen des Muttertiers wird der Milchproduktion zugerechnet. Beim Mutterkuhsystem hingegen wird die gesamte Umweltwirkung der Mutterkuh der Fleischproduktion angerechnet. Dadurch waren die Umweltwirkungen aus der Mutterkuhhaltung in vielen Kategorien höher.

Die Effizienz eines Systems über die ganze Kette wurde massgeblich durch die Ausbeute und den Verlust über die verschiedenen Stufen bestimmt. Durch den grossen Stellenwert der Tierproduktion bei allen Umweltwirkungen war die Ausbeute bzw. der Verlust nach der landwirtschaftlichen Phase ein sehr wichtiger Faktor für die Umweltwirkungen auf Stufe Verkaufsstelle. Auch auf Stufe Landwirtschaft entstehen Verluste, z. B. bei der Produktion der Futtermittel (Ernte und Konservierung) sowie der Weide. Die Minimierung solcher Verluste kann die Effizienz der Tierproduktion beträchtlich steigern. Wesentlich für die Effizienz eines Systems war zudem die Futterverwertung, besonders bei den Monogastrieren. Je besser diese ist, desto weniger Futtermittel werden für den Zuwachs gebraucht und desto niedriger die Umweltwirkungen durch den Futtermittelanbau. Eine Verbesserung der Futterverwertung führte direkt zu einer geringeren Umweltwirkung der gesamten Fleischproduktion. Bei Wiederkäuern wie dem Rindvieh ist die Situation komplexer. Zwar gilt auch hier der Grundsatz, dass ein System umso effizienter ist, je höher die Zuwachsraten der Masttiere sind. Um sehr hohe Zuwächse zu erreichen, ist jedoch der Einsatz von Kraftfutter nötig, wodurch ein zentraler Vorteil der Wiederkäuer, nämlich die Grünlandnutzung ohne direkte Nahrungsmittelkonkurrenz zum Menschen, verloren geht. Dazu hat der Einsatz von Kraftfutter bei verschiedenen anderen Umweltwirkungen wie Ressourcen- und Energiebedarf nachteilige Wirkung. Eine grasbasierte Fütterung hat zwar einen höheren Flächenbedarf zur Folge, dieser besteht aber vor allem aus Grünland.

Die Futtermittelproduktion trug in allen analysierten Systemen entscheidend zur Umweltwirkung bei. Deren Optimierung kann deshalb in allen Systemen zu einer Reduktion der Umweltwirkung führen. Bei Rindvieh muss hierbei besonders die optimale Nutzung des Grünlandes beachtet werden. In der Geflügel- und Schweineproduktion sind die Berücksichtigung von ökologischen Kriterien bei der Rationszusammensetzung sowie die ökologische Optimierung des Futtermittelanbaus selbst wichtige Massnahmen. Spezielle Beachtung muss dabei dem Einsatz von Soja geschenkt werden. Wird konventionelles Soja aus Brasilien verwendet, muss damit gerechnet werden, dass ein Teil dieses Sojas von kürzlich gerodeten Flächen stammt. Der Thematik der Abholzung muss beim Einsatz von Soja demzufolge besondere Beachtung geschenkt werden.

Im Vergleich von Bio- und ÖLN-Systemen wirkte sich der Verzicht auf Mineraldünger und Pestizide im Biolandbau positiv aus auf die Umweltwirkungen Ressourcenbedarf P und K und terrestrische und aquatische Ökotoxizität. Einen negativen Einfluss hatten die geringeren Erträge im Biolandbau, dadurch erhöht sich die Umweltwirkung pro kg eingesetztem Futtermittel, was sich infolge des zentralen Einflusses der Futtermittelproduktion stark auf die Umweltwirkungen pro kg Fleisch auswirkt (insbesondere bei den Monogastrieren).

Ausblick

Die vorliegende Studie berücksichtigt einzig ökologische Aspekte. Hierzu konnten wertvolle Kenntnisse gewonnen und Ansatzpunkte für Verbesserungsmassnahmen definiert werden. Für eine nachhaltige Weiterentwicklung der untersuchten Systeme müssten einerseits neben den ökologischen Aspekten auch ökonomische und soziale Faktoren berücksichtigt werden, andererseits müsste auch die Konsumphase

(dazu zählen insbesondere die Zubereitung der Nahrungsmittel und die Lebensmittelverluste im Haushalt) und die End-of-Life-Phasen (Entsorgungsprozesse und Recycling) in die Analysen mit einbezogen werden. Eine Optimierung der Rindfleischproduktion muss dazu in einer Gesamtanalyse der Rindviehproduktion (Milch und Fleisch) angegangen werden. Ein weiterer Aspekt ist der Einbezug der Praxis, wo grosse Unterschiede zwischen den einzelnen Betrieben bestehen. Im Hinblick auf die Verbesserung der Tierproduktion könnte es sehr wirkungsvoll sein, die jeweils schlechtesten Betriebe einer Gruppe zu verbessern und gewisse Benchmarks zu setzen, welche alle Betriebe erreichen sollten. Ebenso könnten aus einer Analyse der jeweils besten Betriebe wichtige Erfolgsfaktoren abgeleitet werden. Solche Ansätze könnten mit Modellbetrieben analysiert und bewertet werden, um daraus optimierte Produktionssysteme zu entwickeln (Öko-Design).

1. Einleitung

1.1. Ausgangslage

Fleisch ist ein wichtiges Lebensmittel in der Schweiz. Für die Landwirtschaft und für den Detailhandel ist es von erheblicher wirtschaftlicher Bedeutung. So trug im Jahr 2006, das in dieser Studie als Referenzjahr verwendet wurde, die tierische Produktion (Rindvieh, Schweine, Geflügel inkl. Eier) 24 % zum Gesamtproduktionswert der Schweizer Landwirtschaft bei (BLW, 2006). Die möglichst ökologische Produktion von Fleisch ist ein entscheidendes Element zur Förderung eines nachhaltigen Konsums und der umweltfreundlichen Entwicklung des landwirtschaftlichen Sektors in der Schweiz. Aus diesen Gründen entstand in der Coop Genossenschaft der Wunsch, Umwelt-Kennzahlen über ihre Fleischprodukte zu erarbeiten.

Auch für die landwirtschaftliche Forschung ist eine umweltbewusste Fleischproduktion ein wichtiges Thema. Gemäss der Qualitätsstrategie des BLW soll sich die schweizerische Landwirtschaft durch eine „Qualitätsführerschaft durch nachhaltige, umwelt- und tiergerechte Produktion von sicheren Lebensmitteln“ auszeichnen. Deshalb hat die Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (Gruppe Ökobilanzen) zusammen mit Coop und deren finanzieller Unterstützung die vorliegende Forschungsinitiative "Ökologische Bewertung von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch" durchgeführt. Dabei wurde die Schweizer Fleischproduktion mittels Ökobilanzen analysiert und mit importiertem Fleisch aus ausgewählten Ländern verglichen. Die Beurteilung erfolgte umfassend für verschiedene Wirkungskategorien, inklusive Biodiversität für die Rindermast. Die Ergebnisse sollen den Aspekt der umweltgerechten Fleischproduktion beleuchten und Anhaltspunkte für Optimierungen in der Schweizer Landwirtschaft sowie für Massnahmen in der Beschaffungskette bei Coop liefern. Die Forschungsinitiative dauerte von Juni 2010 bis September 2012.

1.2. Zielsetzung der Studie

Die Forschungsinitiative hatte zum Ziel, eine ökologische Bewertung von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch (Poulet) in der Schweiz vorzunehmen. Dazu wurden folgende Bereiche untersucht:

- A) Produktökobilanz der Schweizer Rinder-, Schweine- und Geflügelmast bis zum Hoftor
- B) Analyse der potenziellen Wirkungen auf die Biodiversität für die schweizerische Rindermast
- C) Exemplarischer Vergleich dieser Ergebnisse mit je zwei ausländischen Varianten für die drei Produkte bis zur Anlieferung an die Verkaufsstelle. Berücksichtigt wurden dabei zusätzlich zur landwirtschaftlichen Produktion die Transportwege sowie die Schlachtung und Verarbeitung. Ziel dieses Vergleichs war die ökologische Positionierung der Schweizer Produktion. Dabei wurde darauf geachtet, dass die ausgewählten ausländischen Systeme gut dokumentiert waren und als eine repräsentative Alternative zur Schweizer Produktion gelten durften. Folgende ausländischen Systeme wurden analysiert:
 - a. Rindfleisch: Deutschland und Südamerika (Brasilien)
 - b. Schweinefleisch: Deutschland und Dänemark
 - c. Geflügelfleisch (Poulet): Frankreich und Brasilien. Für Geflügelfleisch wurde zusätzlich noch die Übertragbarkeit der Ergebnisse und Aussagen von Frankreich auf Deutschland qualitativ diskutiert. Dabei wurden die wesentlichen Produktionsparameter zwischen den beiden Ländern verglichen.
- D) Ableiten von Optimierungspotenzialen aus den Ökobilanzergebnissen für Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch für die Schweizerische Landwirtschaft.

In der Gesamtauswertung wurden die verschiedenen Produktionsweisen (innerhalb der Schweiz) und Herkünfte (Inland oder Import aus verschiedenen Ländern) verglichen und eine Analyse der Stärken und

Schwächen der Produktionsketten durchgeführt. Bei Rind- und Geflügelfleisch war auch der Vergleich von Import aus dem nahen Europa und aus Übersee möglich.

1.3. Die Methode Ökobilanz

Die Ökobilanzierung ist ein Werkzeug des Umweltmanagements, welches für Entscheidungsträger entworfen wurde – seien dies Firmenchefs, Behörden oder Interessenvertreter (Rossier und Gaillard, 2004). Die Ökobilanz wird auch als Lebenszyklusanalyse oder Life Cycle Assessment (LCA) bezeichnet. Dies deshalb, weil ein Betrieb oder ein Produkt über seinen ganzen Lebensweg betrachtet wird, das heisst „von der Wiege bis zur Bahre“. Dabei erfasst, quantifiziert und bewertet die Ökobilanz alle Ressourcen und Emissionen, die für die Umweltwirkungen eine Rolle spielen, angefangen bei der Förderung der Rohstoffe über die Herstellung und Nutzung von Produktionsmitteln bis hin zur Entsorgung oder Wiederverwertung der Abfälle.

Für die Landwirtschaft liegen bereits zahlreiche Methoden vor, anhand derer die direkten Auswirkungen einer bestimmten Produktionsweise auf die Umwelt (z. B. Emissionen auf dem Feld bei der Gülleausbringung) untersucht werden. Die Ökobilanz beschreibt neben diesen direkten auch die indirekten Umweltwirkungen, die mit der Herstellung eines landwirtschaftlichen Produktes verbunden sind. So entstehen beispielsweise bei der Herstellung und beim Transport der eingesetzten Mineraldünger zusätzliche Emissionen und ein Verbrauch von Ressourcen. Diese in den Vorketten anfallenden Stoffflüsse werden aus den Ökobilanzdatenbanken ecoinvent V2.2. (ecoinvent centre, 2010) und SALCA (Gaillard und Nemecek, 2009) bezogen und sind in der Berechnung der Ökobilanz eingeschlossen.

Gemäss ISO 14040 (2006) umfasst die Ökobilanzmethode vier Phasen (siehe Abbildung 1):

1. Festlegung des Ziels und Untersuchungsrahmens

Durch die Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens werden die Grundzüge der Studie bestimmt. Dazu gehören die Bezugsgrössen (funktionelle Einheiten) und die Systemgrenzen. Damit wird auch bestimmt, welche Daten erhoben werden müssen und welche nicht. Ebenso erfolgt die Auswahl der untersuchten Wirkungskategorien.

2. Sachbilanz

Diese Phase beinhaltet die Erhebung und Quantifizierung der Daten. Die Sachbilanz ist ein Inventar von all dem, was in die Produktion hineinfliesst (= Inputs), das heisst Ressourcen, Infrastruktur und Produktionsmittel, und dem, was das System verlässt (= Outputs), das heisst Produkte, Emissionen, Abfälle. Die Sachbilanz verknüpft Produktionsdaten (z. B. Saatgut, Maschinen, Strom, Ernteprodukte, Milch, etc.) mit Emissionsmodellen und Ökoinventaren aus SALCA. Genau betrachtet besteht diese Phase aus zwei Teilen:

Produktionsinventar: Die technisch-agronomische Beschreibung eines Produktionssystems, hier eines Fleischproduktionssystems, wird als Produktionsinventar bezeichnet. Es umfasst Angaben über die Art und Menge der eingesetzten Produktionsmittel (Inputs), Art und Zeitpunkt von Massnahmen und die Produkte.

Ökoinventar: Für eine Einheit einer Infrastruktur oder eines Produktionsmitteleinsatzes werden sämtliche aufgewendeten Ressourcen, die dafür benötigten Produktionsmittel und Prozesse und die dabei entstandenen Emissionen aufgelistet. Diese Art von Ökoinventaren wird als Einheitsprozess bezeichnet. Beispiele dafür sind die Ökoinventare für 1 m² Laufstall oder 1 kg Diesel. Die verwendeten Ökoinventare stammen aus der SALCA-Datenbank (Nemecek *et al.*, 2010) sowie aus ecoinvent V2.2. (ecoinvent centre, 2010).

3. Wirkungsabschätzung

Der Zweck dieser Phase ist es, die verschiedenen in der Sachbilanz enthaltenen Informationen in Umweltwirkungen zusammenzufassen, welche die wesentlichen ökologischen Probleme der heutigen Gesellschaft abdecken und bei denen es wichtig ist, das untersuchte Produktionssystem zu verbessern (Rossier und Gaillard, 2004). Die Wirkungsabschätzung beurteilt die potenziellen Umweltwirkungen, welche sich aus den in der Sachbilanz ermittelten Energie- und Stoffflüsse (Ressourcen und Emissionen) ergeben. Flüsse mit ähnlichen Auswirkungen auf die Umwelt werden zu Gruppen, so genannten

Wirkungskategorien, zusammengefasst (z. B. Treibhauspotenzial, Eutrophierung oder Ökotoxizität). Damit werden die Informationen verdichtet und die Interpretation ermöglicht.

4. Auswertung

In der letzten Phase der Ökobilanz werden die Ergebnisse der Sachbilanz und Wirkungsabschätzung interpretiert und daraus Handlungsempfehlungen abgeleitet.

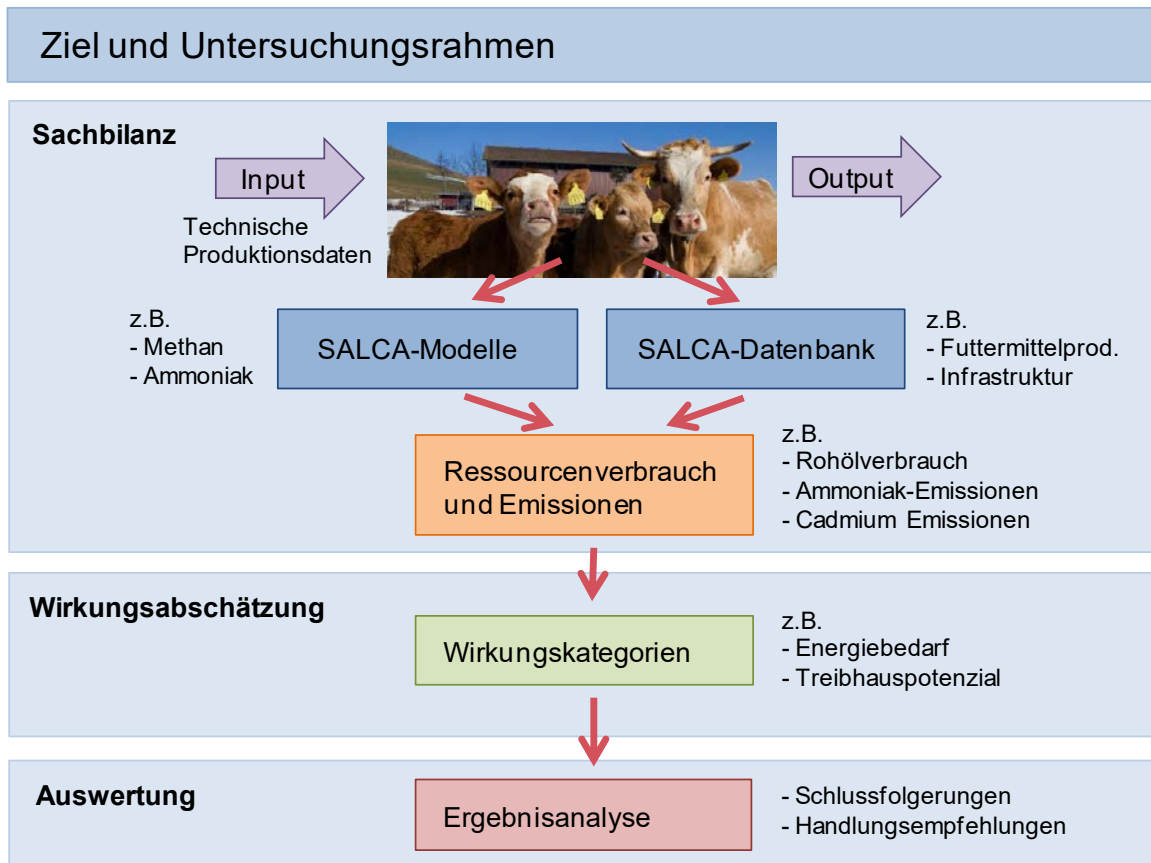


Abbildung 1: Die vier Phasen der Ökobilanzierung (Quelle: Hersener et al., 2011).

1.4. Literatur

- Bundesamt für Landwirtschaft – BLW, 2006: Agrarbericht 2006. www.bundespublikationen.admin.ch
- ecoinvent centre, 2010. ecoinvent Data – The Life Cycle Inventory Data V2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, ISBN 3-905594-38-2. www.ecoinvent.org/documentation/reports/.
- G. und 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, 134–135.
- Hersener et al., 2011: Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB). Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich/Ettenhausen.
- ISO, 2006: ISO 14040 – Environmental management – Life cycle assessment – Principles and frame-work. ISO, Geneva, Switzerland. 20 Seiten.
- Nemecek, T., Freiermuth Knuchel, R., Alig, M. & Gaillard, G., 2010. The advantages of generic LCA tools for agriculture: examples SALCAcrop and SALCAfarm. In: 7th Int. Conf. on LCA in the Agri-Food Sector, Notarnicola, B. (eds.). Bari, Italy. 433-438.
- Rossier, D. und Gaillard, G., 2004: Ökobilanzierung des Landwirtschaftsbetriebs. Methode und Anwendung in 50 Landwirtschaftsbetrieben. Schriftenreihe der FAL 53. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schweiz, 142 Seiten.

2. Untersuchungsrahmen

2.1. Untersuchte Systeme

Die vorliegende Studie untersucht sechs Rindermastsysteme, fünf Schweinemastsysteme und fünf Geflügelmastsysteme (Tabelle 1). Jeweils zwei der analysierten Systeme jeder Tiergattung stammten aus dem Ausland, die übrigen waren Schweizer Systeme. Innerhalb der Schweizer Systeme wurden verschiedene Produktionsformen betrachtet: jeweils das „konventionelle“, d. h. am meisten verbreitete System (meist ein ÖLN-System), ein tierfreundliches System (Mutterkuhsystem oder System mit BTS / RAUS) und ein Biosystem. Bei der Rinderhaltung wurden diese unterschiedlichen Produktionsformen dazu miteinander kombiniert (je eine ÖLN- und eine Biovariante für die beiden Systeme Grossviehmast und Mutterkuh).

Tabelle 1: Untersuchte Systeme und verwendete Namen und Abkürzungen.

| System | Name | Abkürzung |
|-----------------------------------|-----------------------|-----------|
| Grossviehmast ÖLN Schweiz | Grossviehmast ÖLN | GVM ÖLN |
| Mutterkuhsystem ÖLN Schweiz | Mutterkuh ÖLN | MK ÖLN |
| Mutterkuhsystem Bio Schweiz | Mutterkuh Bio | MK Bio |
| Grossviehmast Bio Schweiz | Grossviehmast Bio | GVM Bio |
| Grossviehmast Deutschland | Grossviehmast DE | DE |
| Rindermast Brasilien | Rindermast BR | BR |
| | | |
| Schweinemast ÖLN Schweiz | Schweinemast ÖLN | ÖLN |
| Schweinemast ÖLNetho Schweiz | Schweinemast ÖLNetho | ÖLNetho |
| Schweinemast Bio Schweiz | Schweinemast Bio | Bio |
| Schweinemast Deutschland | Schweinemast DE | DE |
| Schweinemast Dänemark | Schweinemast DK | DK |
| | | |
| Geflügelmast ÖLN BTS Schweiz | Geflügelmast BTS | BTS |
| Geflügelmast ÖLN BTS RAUS Schweiz | Geflügelmast BTS RAUS | BTS RAUS |
| Geflügelmast Bio Schweiz | Geflügelmast Bio | BIO |
| Geflügelmast Frankreich | Geflügelmast FR | FR |
| Geflügelmast Brasilien | Geflügelmast BR | BR |

ÖLN steht dabei für den ökologischen Leistungsnachweis. Dieser wurde 1997 eingeführt und definiert die ökologischen Anforderungen, welche ein Schweizer Landwirt erfüllen muss, um zum Bezug von Direktzahlungen berechtigt zu sein. In der Zwischenzeit erfüllt die grosse Mehrheit aller Schweizer Betriebe diese Anforderungen, weshalb die ÖLN-Systeme jeweils als Standardsystem angesehen wurden. In der Geflügelmast war das System ÖLN BTS das Standardsystem, da die BTS-Vorschriften hier üblicherweise erfüllt werden. BTS (Besonders Tierfreundliche Stallsysteme) und RAUS (Regelmässiger Auslauf im Freien) stehen für besonders tierfreundliche Systeme und werden unter dem Begriff Etho-Programme zusammengefasst. Wie es die Namen schon sagen, beinhalten diese Programme des Bundes Vorschriften über besonders tierfreundliche Stallhaltungssysteme (BTS) und regelmässigen Auslauf im Freien (RAUS) und belohnen die teilnehmenden Landwirte mit zusätzlichen Direktzahlungen.

Beispielhaft für ein Mutterkuhsystem stand in dieser Studie Natura-Beef®. Natura-Beef® ist ein geschützter Markenname von Mutterkuh Schweiz, der Dienstleistungsorganisation der Mutterkuhhalter und Fleischerzüchter in der Schweiz. Es bezeichnet das Fleisch von Jungtieren aus der Mutterkuhhaltung, die als schlachtreife Absetzer im Alter von rund zehn Monaten von der Mutter abgesetzt und geschlachtet werden. Die Produktionsbestimmungen richten sich nach den Regeln der Freilandhaltung und des natürlichen Zyklus der Mutterkuhherde (Mutterkuh Schweiz, 2010) und beinhalten eine tierfreundliche Nutztierhaltung sowie eine naturnahen Flächennutzung. In der Mutterkuhhaltung werden die Kälber zusammen mit den Mutterkühen gehalten und die Kühe lassen ihre Kälber saugen.

2.2. Systemgrenzen

2.2.1. Räumliche Systemgrenzen

In dieser Untersuchung kamen zwei Systemgrenzen zur Anwendung. In einem ersten Schritt wurde nur die landwirtschaftliche Produktion bis zum Hoftor untersucht (Abbildung 2), in einem zweiten Schritt wurden auch die nachgelagerten Prozesse bis zur Verkaufsstelle eingeschlossen (Abbildung 5). Zur landwirtschaftlichen Produktion gehört die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche einschliesslich der benötigten Maschinen und der Infrastruktur. Bilanziert wurden sämtliche landwirtschaftliche Tätigkeiten, wie auch die eingesetzten Produktionsmittel (z. B. Diesel, Mineraldünger, zugekaufte Futtermittel, zugekaufte Tiere, Arbeiten durch Dritte). Vom Produktionssystem ausgenommen waren Gebäude, Infrastruktur, Einrichtungen und Flächen, welche für den Wohngebrauch genutzt oder für einen Zusatzverdienst Verwendung fanden. Darunter fielen das Wohngebäude, der Wald, der Hofladen, Verarbeitungsanlagen (z. B. Käserei), Infrastruktur für Agrotourismus, Arbeiten für Dritte und nicht-landwirtschaftliche Tätigkeiten.

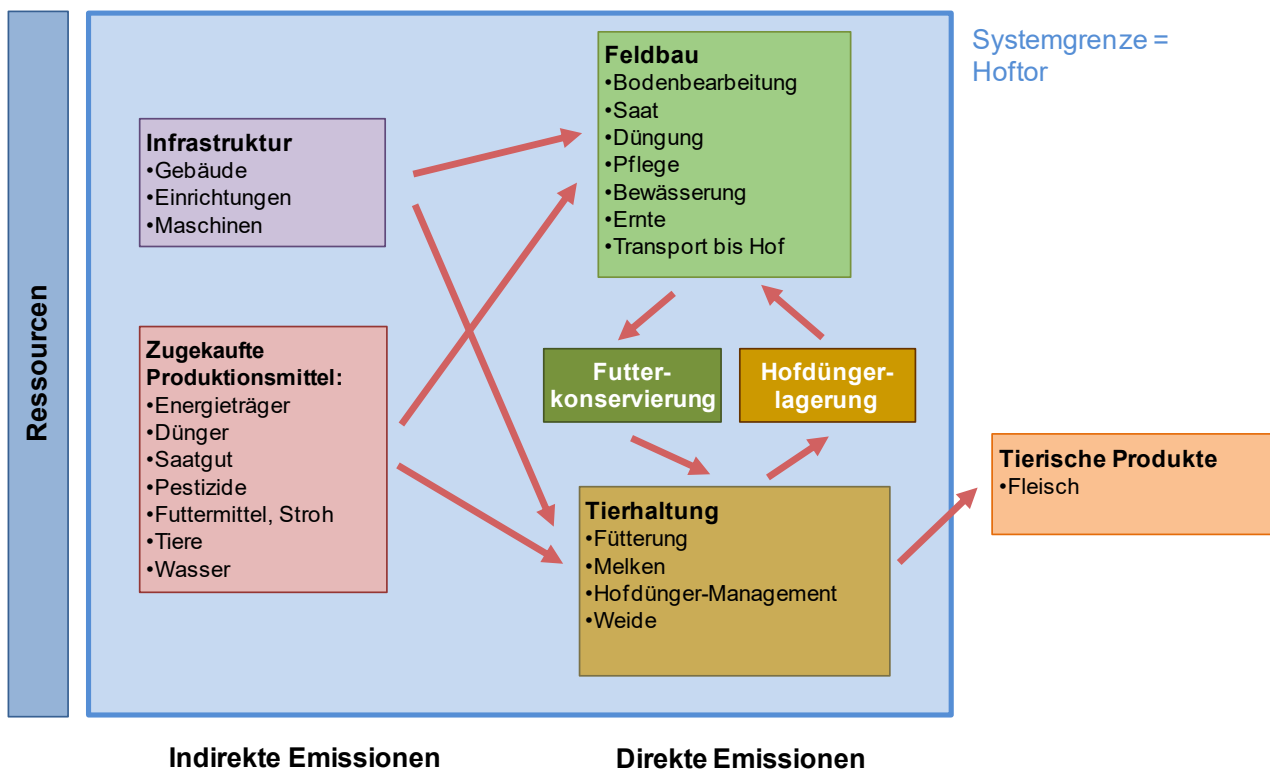


Abbildung 2: Systemgrenze der landwirtschaftlichen Produktion (Stufe Hoftor).

Besondere Beachtung verdiente dabei die Abgrenzung von Pflanzen- und Tierproduktion (Abbildung 3). Im eigenen Betrieb wurde nur derjenige Teil des Pflanzenbaus berücksichtigt, welcher Futtermittel für die untersuchten Masttiere lieferte. Alle anderen pflanzlichen Produkte, sowohl für die übrigen Tiere als auch für den Verkauf, waren ausserhalb der betrachteten Systemgrenzen. Das gleiche galt für den Zukauf von Tieren, auch hier wurde nur derjenige Teil der Pflanzenproduktion berücksichtigt, welcher das Futter für die

zugekauften Tiere beinhaltet. Bei den zugekauften Futtermitteln hingegen wurde nur derjenige Teil der Pflanzenproduktion berücksichtigt, aus dem die zugekauften Futtermittel stammten. Die übrige Pflanzenproduktion des Futtermittelproduktionsbetriebs lag ausserhalb der Systemgrenzen.

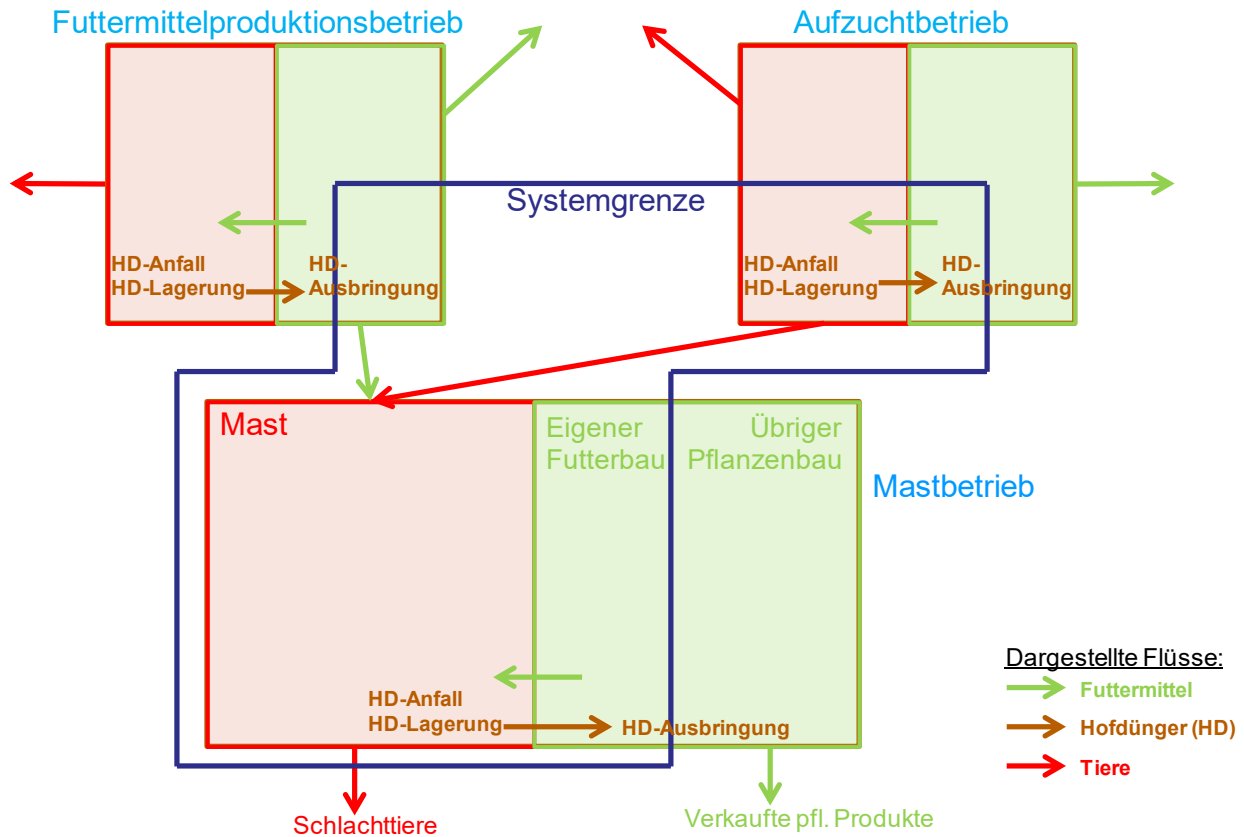


Abbildung 3: Abgrenzung von Tier- und Pflanzenproduktion: es wird jeweils nur derjenige Teil des Pflanzenbaus berücksichtigt, welcher Futtermittel für die untersuchten Masttiere liefert.

Besonders relevant ist diese Abgrenzung für die Zuteilung der durch Hofdünger bedingten Emissionen. In der vorliegenden Studie wurden die Emissionen, welche im Stall, auf der Weide und bei der Hofdüngerlagerung anfallen, der Tierproduktion zugeschrieben, die bei der Ausbringung der von der untersuchten Tierproduktion entstandenen Hofdünger anfallenden Emissionen jedoch dem Pflanzenbau (Abbildung 4). Dies bedeutet, dass dem Mastbetrieb nur die Ausbringungsemissionen derjenigen Hofdünger angelastet wurden, welche er auf Flächen ausgebracht hatte, die der Produktion von Futtermittel für die untersuchte Masttiere dienten. Umgekehrt wurden die Ausbringungsemissionen von Hofdüngern, welche bei der Produktion von zugekauften Futtermitteln entstanden, auch dem Mastbetrieb angerechnet.

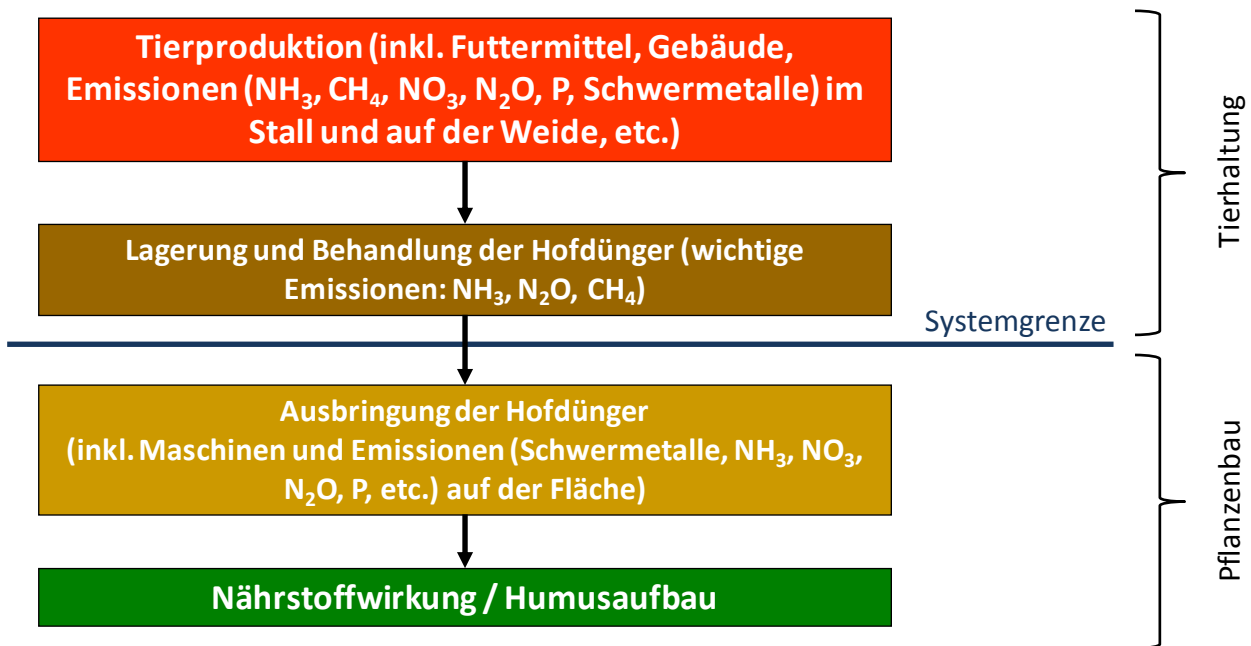


Abbildung 4: Abgrenzung bei den Hofdüngern zwischen Tierhaltung und Pflanzenbau.

Bei den Berechnungen bis auf Stufe Verkaufsstelle erstreckte sich die Systemgrenze bis zur Anlieferung bei der Verkaufsstelle, ohne aber diese einzuschliessen. Zusätzlich zur landwirtschaftlichen Produktion wurden Schlachtung, Verarbeitung, Verpackung und Lagerung in der Verteilzentrale sowie die Transporte von lebenden Tieren und von Fleisch zum Schlachthof und anschliessend von dort zu der Verkaufsstelle bilanziert (Abbildung 5). Berücksichtigt wurden der Verbrauch von Ressourcen und Energie, die Infrastruktur (z. B. Gebäude und Maschinen) sowie das Verbrauchsmaterial (z. B. Verpackungsmaterial, Reinigungsmittel).

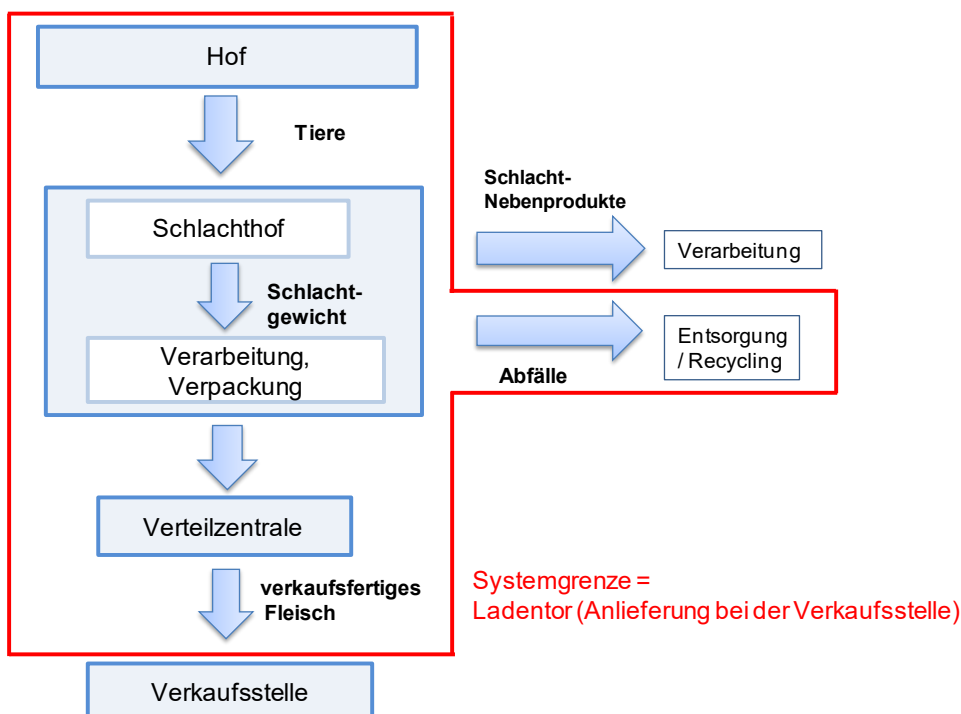


Abbildung 5: Systemgrenze auf Stufe Verkaufsstelle.

Entsorgung und Recycling von Abfällen waren ebenfalls innerhalb der Systemgrenzen, wenn die Entsorgung im Vordergrund stand (z. B. Kehrlichtverbrennung). Ausserhalb der Systemgrenzen hingegen lag die Weiterverarbeitung von Nebenprodukten, d. h. wenn die Erzeugung eines neuen Produkts im

Vordergrund stand, wie z. B. bei der Weiterverarbeitung von Haut zu Leder. Die Allokation zwischen dem Fleisch und den Schlachtnebenprodukten erfolgte ökonomisch, d. h. gemäss dem Erlös, der durch das Fleisch bzw. durch die Nebenprodukte erzielt wurde. Da nahezu 100 % vom Erlös durch das Fleisch erzielt wurde, wurden 100 % der Umweltwirkungen dem verkaufsfertigen Fleisch zugerechnet.

2.2.2. Zeitlicher Systemrahmen

Der zeitliche Systemrahmen der berechneten Ökobilanzen betrug ein Jahr. Auf Stufe Landwirtschaft wurde beim Ackerbau für die Futtermittelproduktion der Bilanzierungszeitraum auf Parzellenebene bestimmt. Dieser beginnt demnach nach der Ernte der letzten Hauptkultur und dauert bis zur Ernte der aktuellen Hauptkultur. Für die übrigen landwirtschaftlichen Tätigkeiten (Graslandbewirtschaftung, Tierhaltung) sowie die nachgelagerten Prozesse galt die Jahresperiode vom 1. Januar bis zum 31. Dezember des verwendeten Untersuchungsjahrs. Dabei wurden durchschnittliche Jahresdaten als Berechnungsgrundlage eingesetzt.

2.3. Funktionelle Einheit

Die gesamten Auswertungen beziehen sich auf das Produkt Fleisch. Alle Auswertungen auf Stufe Landwirtschaft hatten kg Lebendgewicht (LG) als funktionelle Einheit. Eine Ausnahme hiervon bilden die Auswertungen zum Thema Biodiversität, welche flächenbezogen durchgeführt wurden.

Die Funktionelle Einheit für die Auswertungen auf Stufe Verkaufsstelle war kg verkaufsfertiges Fleisch. Verkaufsfertiges Fleisch ist definiert als verpacktes, für den menschlichen Verzehr bestimmtes Fleisch, bei der Anlieferung an der Verkaufsstelle (kg Nettogewicht). Hierbei wird die Qualität des Fleisches nicht berücksichtigt, es wird also nicht zwischen teuren und billigen Fleischstücken unterschieden. Bei der Interpretation der Ergebnisse muss auch beachtet werden, dass das verkaufsfertige Fleisch einen gewissen Anteil Knochen und Haut enthält, also nicht eins zu eins den tatsächlich verzehrten Fleischteilen entspricht. Der Anteil Knochen und Haut ist besonders bei Poulet-Schenkeln oder -Flügeln höher als beim verkaufsfertigen Rind- und Schweinefleisch.

2.4. SALCA

2.4.1. Umweltwirkungen

Die von ART entwickelte Methode SALCA (Gaillard und Nemecek, 2009) beinhaltet die für die Landwirtschaft relevanten Umweltwirkungen in einer mid-point-Wirkungsabschätzung, welche vorwiegend von den Methoden EDIP03 (Hauschild und Potting, 2003) sowie CML01 (Guinée *et al.*, 2001) stammt. Nachfolgend sind die berücksichtigten Ressourcen und Umweltwirkungen aufgelistet (Definitionen und Unterteilungen siehe nachher):

- Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen (gemäss ecoinvent; Hischer *et al.*, 2010)
- Treibhauspotenzial (IPCC 2007)
- Ozonbildungspotenzial (EDIP03)
- Eutrophierungspotenzial (EDIP03)
- Versauerungspotenzial (EDIP03)
- Terrestrische Ökotoxizität (CML01)
- Aquatische Ökotoxizität (CML01)
- Humantoxizität (CML01)
- Biodiversität (Jeanneret *et al.*, 2009)

Daneben wird eine Reihe von Umweltwirkungen auf Stufe Sachbilanz betrachtet, da die in der Literatur beschriebenen Wirkungsabschätzungsmethoden als unbefriedigend und für die Landwirtschaft wenig geeignet beurteilt wurden (Nemecek *et al.*, 2005). Die betrachteten Kategorien haben jedoch eine grosse Bedeutung für die Landwirtschaft und können deshalb nicht einfach vernachlässigt werden. So spielt der Flächenbedarf bei der Beurteilung von landwirtschaftlichen Systeme eine wichtige Rolle, da Fläche – besonders in der dicht besiedelten Schweiz – eine knappe Ressource darstellt und die Landwirtschaft einer

der flächenintensivsten Wirtschaftssektoren ist. Hierbei ist es jedoch wichtig, dass zwischen den verschiedenen Flächenkategorien unterschieden wird: Während Ackerland immer eine knappe Ressource darstellt, kann die Bewirtschaftung von Grünland – insbesondere im Berggebiet – je nach Ziel auch ausdrücklich erwünscht sein.

Die hier dargestellten Sachbilanzergebnisse wurden aufgrund ihrer hohen Bedeutung für die jeweilige Umweltwirkung ausgewählt:

- Ressourcenbedarf P resp. K
- Flächenbedarf gesamt (CML01)
- Bedarf an Ackerland
- Abholzung
- Wasserbedarf (blue water; gemässecoinvent, Hirschier *et al.*, 2010)

Die Methode EDIP03 erlaubt es, für das Ozonbildungspotenzial, das Eutrophierungspotenzial und das Versauerungspotenzial regionalisierte Wirkungsfaktoren herzuleiten. Da in dieser Studie Schweizer Produktionssysteme mit solchen aus dem Ausland verglichen und dazu die gesamten, in verschiedenen Ländern anfallenden Umweltwirkungen auf Stufe Verkaufsstelle Schweiz betrachtet wurden, wurden für alle Umweltwirkungen jeweils die globalen Wirkungsabschätzungsfaktoren verwendet.

Die Erfahrungen von früheren Ökobilanzen für landwirtschaftliche Systeme (Nemecek *et al.*, 2011) haben gezeigt, dass diese Ressourcen und Umweltwirkungen die Gesamtheit der in einer Ökobilanz berechneten Umweltwirkungen gut repräsentieren. Sie lassen sich in die folgenden drei Bereiche unterteilen: Ressourcen-, Nährstoff- und Schadstoffmanagement. Tabelle 2 zeigt eine Übersicht über die analysierten Umweltwirkungen und die verwendeten Abkürzungen.

Tabelle 2: Übersicht über die analysierten Umweltwirkungen und die verwendeten Kurzformen.

| | Umweltwirkung | Kurzname | Einheit |
|--------------------------------|---|------------------------|-------------------------|
| Ressourcenmanagement | Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen | Energiebedarf NE | MJ-Äq. |
| | Treibhauspotenzial | Treibhauspotenzial | kg CO ₂ -Äq. |
| | Ozonbildungspotenzial (Vegetation) | Ozonbildung Vegetation | m ² .ppm.h |
| | Ozonbildungspotenzial (Human) | Ozonbildung Human | person.ppm.h |
| | Ressourcenbedarf Kalium | Ressourcenbedarf K | kg |
| | Ressourcenbedarf Phosphor | Ressourcenbedarf P | kg |
| | Flächenbedarf | Flächenbedarf | m ² a |
| | Bedarf an Ackerland | Bedarf an Ackerland | m ² a |
| | Abholzung | Abholzung | m ² |
| | Wasserbedarf (blue water) | Wasserbedarf (blue) | m ³ |
| Nährstoffmanagement | terrestrisches Eutrophierungspotenzial | terr. Eutrophierung | m ² |
| | aquatisches Eutrophierungspotenzial N | aq. Eutrophierung N | kg N |
| | aquatisches Eutrophierungspotenzial P | aq. Eutrophierung P | kg P |
| | Versauerungspotenzial | Versauerung | m ² |
| Schadstoffmanagement | terrestrische Ökotoxizität | terr. Ökotox. | |
| | terrestrische Ökotoxizität, ohne Pestizide | terr. Ökotox o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. |
| | terrestrische Ökotoxizität, nur Pestizide | terr. Ökotox Pest. | |
| | aquatische Ökotoxizität | aq. Ökotox. | |
| | aquatische Ökotoxizität, ohne Pestizide | aq. Ökotox o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. |
| | aquatische Ökotoxizität, nur Pestizide | aq. Ökotox Pest. | |
| Humantoxizität | Humantox. | | |
| Humantoxizität, ohne Pestizide | Humantox o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | |
| Humantoxizität, nur Pestizide | Humantox Pest. | | |
| | Biodiversität (nach Jeanneret <i>et al.</i> , 2009) | Biodiversität | GAV |

Ressourcenmanagement

Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen (in MJ-Äquivalenten): Entspricht dem Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen (Erdöl, Erdgas, Stein- und Braunkohle, Uran), welcher gemäss der Methodik von ecoinvent (Hischer *et al.*, 2010) berechnet wurde. Er resultiert aus der Menge der verbrauchten Primärenergieträger jeweils multipliziert mit ihrem oberen Heizwert (Brennwert).

Treibhauspotenzial (in kg CO₂-Äquivalenten): Das Treibhauspotenzial wird gemäss der Methodik IPCC (2007) über einen Zeitraum von 100 Jahren gerechnet. Die Hauptemissionen sind Kohlendioxid (CO₂), Lachgas (N₂O) und Methan (CH₄). Der aus der Flächenumwandlung freigesetzte Kohlenstoff wird mitgerechnet, da es sich um die Freisetzung langfristig gespeicherten Kohlenstoffs handelt. Hingegen wird biogener Kohlenstoff in landwirtschaftlichen Pflanzen und Erzeugnissen nicht berücksichtigt, da sich dieser in einem Zyklus von maximal wenigen Jahren befindet.

Die Ozonbildung besteht aus zwei Unterkategorien:

Ozonbildungspotenzial (Vegetation) (in m².ppm.h): Die Wirkung des Ozons auf die Vegetation wird gemäss der Methode EDIP03 (Hauschild und Potting, 2003) gerechnet. Sie berücksichtigt die photochemische Ozonbildung in der Troposphäre und spiegelt die Exposition der Vegetation wider. Die Hauptemissionen

sind flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds, VOC), Stickoxide (NO_x), Kohlenstoffmonoxid (CO) und Methan (CH₄).

Ozonbildungspotenzial (Human) (in person.ppm.h): Die Wirkung des Ozons auf die menschliche Gesundheit wird gemäss der Methode EDIP03 (Hauschild und Potting, 2003) gerechnet. Sie berücksichtigt die photochemische Ozonbildung in der Troposphäre und spiegelt die Exposition des Menschen wider. Die Hauptemissionen sind flüchtige organische Verbindungen (volatile organic compounds, VOC), Stickoxide (NO_x), Kohlenstoffmonoxid (CO) und Methan (CH₄).

Ressourcenbedarf P (in kg P): Der Ressourcenbedarf an Phosphor wird auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt und widerspiegelt den Bedarf an Rohstoffen für die Herstellung mineralischer Phosphordünger. Diese sind wie die nicht-erneuerbaren Energieressourcen endlich und werden in absehbarer Zeit erschöpft sein.

Ressourcenbedarf K (in kg K): Der Ressourcenbedarf an Kalium wird auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt und spiegelt den Bedarf an Rohstoffen für die Herstellung mineralischer Kalidünger wider. Diese sind wie die nicht-erneuerbaren Energieressourcen endlich und werden in absehbarer Zeit erschöpft sein.

Flächenbedarf (in m²a): Der Flächenbedarf wird gemäss der Methode CML01 (Guinée *et al.*, 2001) auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Es wird die ungewichtete Summe des Flächenbedarfs („land occupation“ als Fläche x Zeit) ermittelt. Die wichtigsten berücksichtigten Flächenkategorien sind Ackerland, Grünland, Wald und Siedlungsflächen. Alle Flächenkategorien werden gleich bewertet, ihre unterschiedliche Bedeutung bezüglich Knappheit wird nicht berücksichtigt.

Bedarf an Ackerland (in m²a): Um der unterschiedlichen Bedeutung von Acker- und Grünland hinsichtlich Knappheit und Konkurrenz zur Produktion von pflanzlichen Nahrungsmitteln Rechnung zu tragen, wird der Bedarf an Ackerland separat ausgewiesen. Ermittelt wird wie beim Flächenbedarf allgemein die ungewichtete Summe des Flächenbedarfs (Fläche x Zeit), jedoch wird nur die Flächenkategorie Ackerland berücksichtigt.

Abholzung (in m²): Die Abholzung wird auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Betrachtet werden nur die Waldflächen, weil bei diesen die für diese Studie relevantesten Veränderung zu beobachten sind (insbesondere Verlust von tropischen Wäldern). Dabei wird die Bilanz der „Umwandlung zu“ Waldflächen abzüglich der „Umwandlung von“ Waldflächen gemäss ecoinvent-Methodik gerechnet.

Für die Abholzung relevant ist hauptsächlich der Sojaeinsatz in der Fütterung. Wird konventionelles Soja aus Brasilien eingesetzt, stammt gemäss ecoinvent 8,4 % davon von kürzlich gerodeten Flächen (3,2 % von gerodeten Regenwaldflächen; 5,2 % von Buschland; Jungbluth *et al.*, 2007). Beim Einsatz von zertifiziertem Soja wurde zur Vereinfachung davon ausgegangen, dass für dessen Anbau keine Waldflächen gerodet wurden. Dies stimmt indes nur bedingt, da sich die Vorschrift, auf abholzungsreifen Flächen zu produzieren, nur auf einen bestimmten Zeitraum bezieht. Je nach Zertifikat gelten dabei unterschiedliche Stichjahre, ab denen keine Abholzung mehr stattgefunden haben darf. Das in die Schweiz importierte zertifizierte Soja ist gemäss ProTerra-Standard zertifiziert, was bedeutet, dass ab dem Jahr 2004 keine gerodeten Flächen mehr benutzt werden dürfen (Sojanetzwerk Schweiz, 2011).

Wasserbedarf (blue water) (in m³): Der Wasserbedarf (blue) wird auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Ermittelt wird nur der Bedarf an sogenanntem „Blue Water“, d. h. Süsswasser, das aus dem Grundwasser oder aus Oberflächengewässern entnommen wird. Dabei handelt es sich zwar um eine erneuerbare Ressource, die aber nur limitiert zur Verfügung steht. Der Knappheit des Wassers wird in dieser Kategorie allerdings keine Rechnung getragen, da der Wasserbedarf auf Stufe Sachbilanz ohne Gewichtung angegeben wird. Die Datenverfügbarkeit im Rahmen der ecoinvent-Datenbank liess eine differenziertere Analyse – wie z. B. eine unterschiedliche Bewertung je nach Region – im Rahmen dieser Studie nicht zu.

Nährstoffmanagement

Terrestrisches Eutrophierungspotenzial (in m²): Das Terrestrische Eutrophierungspotenzial wird gemäss der EDIP-Methode 2003 (Hauschild und Potting, 2003) berechnet. Es bezieht sich auf empfindliche Ökosysteme wie Magerwiesen, Hochmoore und Gewässer und nicht auf die Nährstoffanreicherung von landwirtschaftlichen Böden. Wichtigste Emissionen sind die N-Emissionen in die Luft. Das terrestrische

Eutrophierungspotenzial spiegelt die Fläche des terrestrischen Ökosystems wider, auf welcher aufgrund von Stickstoffemissionen eine Eutrophierung stattfindet (Fläche an ungeschütztem Ökosystem).

Aquatisches Eutrophierungspotenzial N (in kg N): Das aquatische Eutrophierungspotenzial N wird gemäss der EDIP-Methode 2003 (Hauschild und Potting, 2003) berechnet. Es berücksichtigt nur Stickstoffemissionen in die Luft, den Boden und das Wasser und spiegelt die maximale Exposition aquatischer Systeme wider, welche durch die diese verursacht werden kann.

Aquatisches Eutrophierungspotenzial P (in kg P): Das aquatische Eutrophierungspotenzial P wird gemäss der EDIP-Methode 2003 (Hauschild und Potting, 2003) berechnet. Es berücksichtigt nur Phosphoremissionen in die Luft, den Boden und das Wasser und spiegelt die maximale Exposition aquatischer Systeme wider, welche durch die diese verursacht werden kann.

Versauerungspotenzial (in m²): Das Versauerungspotenzial wird gemäss der Methode EDIP03 (Hauschild und Potting, 2003) gerechnet. Es bezieht sich wie das Eutrophierungspotenzial auf empfindliche Ökosysteme und spiegelt die Fläche innerhalb des Ökosystems wider, welche infolge der Emission von versauernden Substanzen die kritische Schwelle zur Versauerung überschreitet (Fläche an ungeschütztem Ökosystem). Hauptemissionen sind Stickstoff- (NO_x, NH₃) und Schwefelverbindungen (SO₂).

Schadstoffmanagement

Aquatische und Terrestrische Ökotoxizität (in kg 1,4-DB-Äquivalenten): Die terrestrische und aquatische Ökotoxizität werden gemäss der Wirkungsabschätzungsmethode CML01 (Guinée *et al.*, 2001) berechnet und spiegeln die Wirkung von toxischen Substanzen auf aquatische resp. terrestrische Ökosysteme wider. Hauptemissionen sind Pestizide und Schwermetalle. Die Charakterisierungsfaktoren der berücksichtigten Pestizide wurden durch ART gegenüber der ursprünglichen Publikation wesentlich erweitert und neu berechnet¹ (Hayer *et al.*, 2009).

Humantoxizität (in kg 1,4-DB-Äquivalenten): Die Humantoxizität wird gemäss der Methode CML 2001 (Guinée *et al.*, 2001) berechnet. Sie spiegelt die Wirkung toxischer Substanzen auf den Menschen wider. Hauptemissionen sind Schwermetalle, Chlorverbindungen und (polyzyklische) aromatische Kohlenwasserstoffe. Die Charakterisierungsfaktoren der berücksichtigten Pestizide wurden durch ART gegenüber der ursprünglichen Publikation wesentlich erweitert und neu berechnet¹ (Hayer *et al.*, 2009).

Biodiversität

Wahl der Methode

In der Literatur sind zwei Ansätze zur Bewertung und Bilanzierung der Wirkung der landwirtschaftlichen Aktivitäten auf die Biodiversität beschrieben:

- a. Der erste Ansatz basiert auf der direkten Beobachtung von Indikatoren und führt zur Bewertung des «ökologischen Werts» der Landwirtschaftsbetriebe.
- b. Der zweite Ansatz schätzt die Wirkung menschlicher Aktivitäten auf die Biodiversität indirekt ab, wobei insbesondere die Artenvielfalt der Gefässpflanzen (Lindeijer *et al.*, 1998) und die Seltenheit der Ökosysteme und ihre Verwundbarkeit (Weidema und Lindeijer, 2001) bewertet werden.

Die in dieser Studie eingesetzte Methode SALCA-Biodiversität (Jeanneret *et al.*, 2009) basiert auf dem zweiten Ansatz, allerdings ist die Methode detaillierter, da sie nicht nur Gefässpflanzen berücksichtigt. Sie ist anwendbar auf landwirtschaftliche Systeme in der Schweiz und angrenzenden Gebieten. Zwölf verschiedene Artengruppen werden berücksichtigt, nämlich Blütenpflanzen, Vögel, kleine Säugetiere, Amphibien, Schnecken, Spinnen, Laufkäfer, Tagfalter, Heuschrecken sowie Bienen und Hummeln. Diese wurden nach folgenden Kriterien ausgewählt: Die Indikatoren müssen auf Änderungen von landwirtschaftlichen Aktivitäten auf Stufe der Parzelle und des Betriebs reagieren und ein möglichst repräsentatives Bild der gesamten organismischen Vielfalt geben.

Inventar: Die Landwirtschaft beeinflusst die Biodiversität über zwei Charakteristiken der Landnutzung:

- Die Wahl der Kulturen und die Schaffung halbnatürlicher Lebensräume (Anzahl und Fläche)

¹ siehe http://www.agroscope.admin.ch/oekobilanzen/01197/index.html?lang=de#sprungmarke0_21 → Wirkungsabschätzung → 'Aquatic and terrestrial ecotoxicity as well as human toxicity characterisation factors for pesticide emissions to soil according to the methods USES-LCA and EDIP' und 'Characterisation factors'.

- Die Art und Weise sowie die Intensität der Bewirtschaftungsaktivitäten.

Für jede Kultur und jeden Lebensraum wurden sämtliche typischen Bewirtschaftungsaktivitäten, wie z. B. der Insektizideinsatz, die Düngung oder die Mahd erfasst.

Klassifikation und Charakterisierung: Die Schätzung der Auswirkungen der inventarisierten Bewirtschaftungsaktivitäten auf eine Indikator-Artengruppe basierte auf Literatur und Expertenstellungnahmen (Klassifikation). Die Auswirkung wird mittels einer Note auf einer Skala von 0 bis 5 charakterisiert, wobei sowohl positive als auch negative Wirkungen berücksichtigt werden.

Die Methode bewertet direkte Auswirkungen der Bewirtschaftungsaktivitäten. Indirekte Wirkungen als Folge der Auswirkung der landwirtschaftlichen Aktivität auf eine andere Indikator-Artengruppe werden nicht berücksichtigt (z. B. wenn eine Artengruppe als Nahrungsquelle für eine andere Artengruppe dient).

Gewichtung: Da die verschiedenen landwirtschaftlichen Kulturen bzw. die halbnatürlichen Lebensräume nicht die gleiche Bedeutung für eine bestimmte Indikator-Artengruppe haben, ist eine Gewichtung notwendig. Darüber hinaus müssen auch die verschiedenen Bewirtschaftungsaktivitäten gewichtet werden, da sie unterschiedlich auf bestimmte Indikator-Artengruppen wirken. Die Note einer Bewirtschaftungsoption wird aus zwei Koeffizienten gebildet:

- Koeffizient I bewertet die relative Bedeutung der Kultur bzw. des Lebensraumes für eine Indikator-Artengruppe
- Koeffizient II gibt die relative Bedeutung der Bewirtschaftungsaktivitäten an.

Die Biodiversitätspunkte (Schlussnote) sind das Produkt zwischen dem Mittelwert der beiden Gewichtungskoeffizienten und der Note der ausgeführten Bewirtschaftungsaktivitäten.

Aggregation: Die gewichtete Wirkung einer Aktivität in einem gewählten Habitat auf eine Indikator-Artengruppe wurde mit der belegten Fläche und der Zeit gewichtet.

Darüber hinaus wurde eine Aggregation über alle Indikator-Artengruppen zur gesamten Artenvielfalt (GAV) vorgenommen. Sie gibt eine Aussage über die „allgemeine Artenvielfalt“. Für diesen Wert werden die einzelnen Indikator-Artengruppen hinsichtlich ihrer Nahrungsbeziehungen und dem Artenreichtum der Artengruppen gewichtet. Je wichtiger eine Indikator-Artengruppe als Nahrungsgrundlage für andere Indikatoren ist und je artenreicher sie in den Kulturlandschaften der Schweiz vorkommt, desto höher ist ihr Gesamtgewicht. Zu beachten ist, dass die GAV die Auswirkung der Bewirtschaftung auf die Biodiversität im jeweiligen Habitat in der jeweiligen Höhenstufe angibt und kein Indikator für die absolute Anzahl von Arten ist.

Aus Gründen des Aufwands wird in dieser Studie nur die GAV dargestellt, was eine allgemeine Aussage über die Artenvielfalt erlaubt, jedoch keine Analyse für die einzelnen Artengruppen zulässt.

Nicht berücksichtigte Wirkungskategorien und weitere nicht berücksichtigte Aspekte der Nachhaltigkeit

Folgende für die Umwelt relevanten Wirkungskategorien wurden in der Studie nicht berücksichtigt:

- **Bodenqualität:** Die Methode SALCA-Bodenqualität (Oberholzer *et al.*, 2006) erlaubt die Beurteilung der potenziellen Wirkungen auf die Bodenqualität aufgrund der Bewirtschaftungsmassnahmen. Die Bodenqualität wird anhand der Indikatoren Bodenabtrag durch Erosion, Grobporenvolumen, Aggregatstabilität, Corg-Gehalt, Schwermetallgehalt, organische Schadstoffe, Regenwurmbiomasse, mikrobielle Biomasse und mikrobielle Aktivität beurteilt. Die Methode wurde für Ackerland (inkl. Kunstwiesen) entwickelt. Eine methodische Erweiterung auf Dauergrasland ist in Arbeit, stand jedoch zum Zeitpunkt der Studie nicht zur Verfügung.
- **Geruch:** Geruchsemissionen sind in Zusammenhang mit der Fleischproduktion bedeutend. Da jedoch zurzeit keine anerkannte Methode zur Verfügung steht, konnte diese Kategorie nicht berücksichtigt werden.
- **Lärm:** Auch diese Kategorie kann sehr wohl relevant sein, wenn sich die Produktion in der Nähe von Siedlungen befindet. Für diese Kategorie existiert jedoch ebenso noch keine anerkannte Methode, so dass sie nicht berücksichtigt werden konnte.

Zur Beurteilung der Wirkung von Medikamenten im Rahmen einer Ökobilanz ist gegenwärtig keine Methode bekannt. Deshalb wurden die potenziellen Wirkungen von Medikamenten nicht analysiert.

Da diese Studie eine Ökobilanz-Analyse und keine Gesamt-Nachhaltigkeitsbewertung vornimmt, wurden verschiedene Aspekte nicht berücksichtigt, welche im Rahmen einer Gesamtnachhaltigkeitsanalyse betrachtet werden sollten. Namentlich zu nennen ist die Beurteilung des Tierwohls und der Landschaftsästhetik. Ferner sind auch ökonomische und soziale Aspekte der Nachhaltigkeit ausser Acht gelassen.

Zu allen nicht berücksichtigten Wirkungskategorien kann diese Studie demzufolge keine Aussagen machen.

2.4.2. Berechnung der direkten Emissionen

Im Rahmen der Ökobilanzmethode SALCA wurden verschiedene Modelle zur Berechnung der direkt auf den Landwirtschaftsbetrieb stattfindenden Emissionen entwickelt oder angepasst. Diese erlauben eine Abschätzung der Emissionen von Ammoniak, Nitrat, Lachgas, Phosphor, Methan und Schwermetallen. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über diese Modelle gegeben. Eine ausführlichere Beschreibung findet sich in Nemecek *et al.* (2010) und in den jeweils angegebenen Quellen.

Ammoniak (NH₃): Ammoniakverluste aus tierischen Ausscheidungen im Stall und auf der Weide sowie während der Hofdüngerlagerung und der Ausbringung von Mineraldüngern wurden gemäss Menzi *et al.* (1997) berechnet. Die Berechnung der NH₃-Verluste bei der Ausbringung von Hofdüngern basiert auf Katz (1996; aus Menzi *et al.*, 1997). Für die NH₃-Emissionen in Labelställen (gemäss Etho-Programmen; betrifft die Systeme ÖLNetho und Bio) wurden nach dem Modell Agrammon (Agrammon Group, 2009) doppelt so hohe Ammoniakemissionen wie für konventionelle Ställe verwendet.

Nitrat (NO₃⁻): Die Abschätzung der Nitratauswaschung für Acker- und Wieslandkulturen wurde mit dem Modell von Richner *et al.* (2010) vorgenommen. Die Berechnungen betrachteten die N-Mineralisierung im Boden sowie die N-Aufnahme durch die jeweilige Kultur auf monatlicher Basis. Zusätzlich wurde das Nitratauswaschungsrisiko durch den Einsatz von Düngern während ungünstiger Perioden unter Berücksichtigung der Kultur, des Ausbringungsmonats und der potenziellen Wurzeltiefe errechnet. Zudem berücksichtigten die Berechnungen den Ton- und Humusgehalt, die Region, die Vorkultur sowie die Saat- und Ernte- und Düngungszeitpunkte.

Lachgas (N₂O): Die Emissionsfaktoren für die Berechnung der Lachgasemissionen stammten aus IPCC (2006). Dabei wurden sowohl die direkten N₂O-Emissionen, wie auch die induzierten berücksichtigt. Direkte Emissionen kommen aus der Ausbringung von Stickstoffdüngern und der Einarbeitung von Ernterückständen; induzierte Emissionen entstehen aus der Reaktion von NH₃ und NO₃⁻ zu N₂O bei Ammoniak- und Nitratverlusten.

Bodenabtrag / Erosion: Die Berechnung des Erosionsrisikos berücksichtigte Bewirtschaftungs- (Flächenanteil bestimmter Hauptkulturen in der Fruchtfolge, Einsatz von Zwischenkulturen und besonderen Anbautechniken) und Standorteinflüsse (geographische Lage, Bodenart, Gefälle, Fließstrecke und Körnung) berechnet. Als Ergebnis wurde der mittlere potenzielle Gesamt-Bodenabtrag ermittelt. Die Methode basiert auf Mosimann und Rüttimann (1999, zitiert in Oberholzer *et al.*, 2006). Das Verfahren wurde für die Ökobilanzierung gemäss der Methode SALCA vereinfacht (Oberholzer *et al.*, 2006). Der Bodenabtrag diente als Eingangsgrösse in die Bilanzierungsmodelle für Phosphor und Schwermetalle und wurde nicht als separate Umweltwirkung ausgewiesen.

Phosphor (P): Die Phosphorverluste wurden mit dem Modell von Prasuhn (2006) berechnet. Dieses unterscheidet Phosphoreinträge in Oberflächengewässer durch Oberflächenabschwemmung, Bodenerosion und Drainageverluste sowie Phosphorverluste durch Auswaschung ins Grundwasser. Dabei wurden Landnutzungskategorie, Art der Dünger, die Menge des ausgebrachten Phosphors sowie Bodeneigenschaften und Topographie berücksichtigt.

Methan (CH₄): Methanemissionen aus der Tierhaltung und der Hofdüngerlagerung wurden gemäss den Emissionsfaktoren nach IPCC (2006) berechnet, mit Ausnahme der Milchkühe, bei denen die Formel von

Kirchgessner *et al.* (1993) verwendet wurde, welche den Einfluss der Fütterung besser berücksichtigt. In die Berechnung eingeschlossen wurden die Menge und Qualität des Futters sowie das Hofdüngermanagement.

Schwermetalle: Für die Berechnung der Schwermetallemissionen wurde das Modell von Freiermuth (2006) herangezogen, welches eine Input-Output-Bilanz darstellt. Berücksichtigt sind die Einträge durch Saatgut, Dünger, Futter- und Pflanzenschutzmittel. Austräge durch Ernteprodukte, Erosion und Auswaschung sind ebenfalls eingeschlossen. Die für die Landwirtschaft relevanten Schwermetalle sind Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Blei (Pb), Quecksilber (Hg), Nickel (Ni) und Zink (Zn). Zur Unterscheidung der vom Landwirt verursachten Emissionen von jenen, welche aus übrigen Wirtschaftsaktivitäten entstehen, wurde ein Allokationsfaktor berechnet aus dem Anteil der gesamten Einträge ins System, welche durch die Landwirtschaft verursacht sind. Die Austräge ins Wasser durch Erosion und Auswaschung sowie die Einträge in den Boden wurden somit auf Basis dieses Allokationsfaktors anteilmässig berücksichtigt (vgl. Freiermuth, 2006).

2.4.3. Inputgruppen

Die berücksichtigten Produktionsmittel lassen sich in verschiedene Inputgruppen unterteilen. Dies dient vor allem der besseren Übersicht und Interpretierbarkeit der betrachteten Systeme. Tabelle 3 gibt eine Übersicht über die verwendeten Inputgruppen sowie einen kurzen Beschrieb der darin berücksichtigten Prozesse.

Tabelle 3: Übersicht über die verwendeten Inputgruppen.

| Inputgruppe | Betrachtete Prozesse |
|---------------------------|--|
| Gebäude und Einrichtungen | Bereitstellung der Gebäude und Einrichtungen (Infrastruktur) |
| Maschinen | Bereitstellung der Maschinen (Infrastruktur) |
| Energieträger auf Hof | Bereitstellung und Einsatz Energieträger als Treib- und Brennstoffe (Diesel, Elektrizität, Heizöl etc.) auf dem Betrieb |
| Dünger und Feldemissionen | Herstellung von Mineraldüngern sowie direkte Feldemissionen bei der Ausbringung von Mineral- und Hofdüngern auf der Betriebsfläche |
| Pestizide | Herstellung und Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf der Betriebsfläche |
| Saatgutzukauf | Produktion von zugekauftem Saatgut |
| Zukauf Kraftfutter | Produktion von zugekauftem Kraftfutter |
| Zukauf Grundfutter | Produktion von zugekauftem Grundfutter |
| Zukauf Tiere | Aufzucht von zugekauften Tieren |
| Tierhaltung auf Hof | Emissionen der Tiere auf dem Betrieb, welche bei der Verdauung, im Stall, auf der Weide und bei der Hofdüngerlagerung entstehen |
| Weitere Inputs | Herstellung von weiteren Produktionsmitteln wie Silofolie, Vogelschutznetze, Vliese, Schmierfette etc. sowie Bereitstellung von Leitungswasser |

2.4.4. Berechnungswerkzeuge

Die Berechnungen auf Stufe Landwirtschaft wurden mit dem Ökobilanz-Werkzeug SALCAfarm (Nemecek *et al.*, 2010) durchgeführt, dies sowohl für die Schweizer Systeme als auch für die ausländischen. Dieses Vorgehen gewährleistete die grösstmögliche Vergleichbarkeit der Ergebnisse. Für die ausländischen Systeme wurden gezielte Anpassungen durchgeführt, wie z. B. die Verwendung anderer Futtermittel oder des länderspezifischen Strommixes. Es wurde die Ökobilanz-Software SimaPro 7.3 von PRé Consultants verwendet.

Keine Aussagen waren möglich über die Signifikanz der Unterschiede, da die Anzahl der untersuchten Modellbetriebe zu gering war für die Anwendung von Signifikanztests. Um die Unterschiede zwischen den Systemen trotzdem einzuschätzen, wurde die doppelte Standardabweichung verwendet (siehe Kapitel 6.4, Abbildung 53). In dieser befinden sich 95 % aller zu erwartenden Werte. Wenn sich die Bereiche der doppelten Standardabweichung zwischen zwei Systemen nicht überschneiden, wird im folgenden Text von Unterschieden gesprochen, falls sich die Bereiche überschneiden, wird von tendenziellen Unterschieden gesprochen. In die Abbildungen wurde die Darstellung der doppelten Standardabweichung aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht aufgenommen.

2.5. Datengrundlage

Die berechneten Tierproduktionssysteme für die Schweizer Rinder- und Schweinemast entstammten den Modellbetrieben des Projektes ZA-ÖB (Hersener *et al.*, 2011). Diese modellierten Betriebe beruhen auf Daten der Zentralen Auswertung von Buchhaltungsdaten (ZA-BH) und bilden alle wichtigen Betriebstypen der Schweiz ab. Unterteilt nach Region und Landbauform, repräsentieren sie jeweils den durchschnittlichen Betrieb eines bestimmten Betriebstyps (Klassifizierung gemäss FAT99-Typologie S4; siehe Meier, 2000). Somit basieren die Modellbetriebe auf einer grösseren Anzahl von Praxisbetrieben (bezeichnet als „Anzahl vertretene Betriebe“). Datengrundlage für die Modellbetriebe sind die Jahre 2003-2005, ergänzende Angaben zur Modellierung der Schweizer Rinder- und Schweinemastsysteme stammen aus dem Deckungsbeitragskatalog 2006.

Die Modellbetriebe wurden verwendet, um die grösstmögliche Repräsentativität zu erreichen. Aus dem Projekt ZA-ÖB (Hersener *et al.*, 2011) standen auch Daten von realen Betrieben zur Verfügung; die Stichprobe war jedoch – insbesondere bei Schweine- und Geflügelmast – zu klein, um daraus Werte für die gesamtschweizerische Produktion abzuleiten, dies vor allem auf Grund der sehr grossen Variabilität zwischen den einzelnen Praxisbetrieben. Mit den Modellbetrieben stand eine gute, breit abgestützte Datengrundlage zur Verfügung, welche die gesamtschweizerische Produktion im Mittel repräsentiert. Einschränkend ist, dass so die in der Praxis vorkommende Variabilität nicht abgebildet werden konnte.

Die ausländischen Systeme aller Tierarten wurden grösstenteils anhand von Literaturangaben modelliert, der Bezugszeitraum variiert daher je nach Verfügbarkeit von Literaturdaten von etwa 2000 bis 2009. Für die nachgelagerten Prozesse wurden Daten von Bell, Coop und Unternehmen des Vieh- und Fleischhandels aus den Jahren 2009 und 2010 verwendet.

2.5.1. Definition der Modellbetriebe

Die Flächen- und Tierbestände der Modellbetriebe basieren auf dem Dreijahresmittel 2003 bis 2005 der in der ZA-BH vertretenen Betriebe des jeweiligen Betriebstyps mit der jeweiligen Landbauform (ÖLN, Bio) in der betreffenden Höhenlage (Tal, Hügel, Berg). Zur Definition der Verfahren wurden im Allgemeinen Durchschnittswerte für den jeweiligen Typ verwendet (z. B. Pflanzenschutzmitteleinsatz). Wenn dies nicht möglich oder nicht geeignet war, wurden typische Verfahren definiert (z. B. Maschineneinsatz, Vorkultur). Datengrundlagen waren vorwiegend statistische Daten aus der Zentralen Auswertung (ZA-BH) und Praxiserhebungen, teilweise auch Planungsdaten, Expertenangaben und Abschätzungen anhand verwandter Daten (z. B. prozentuale Ertragsverhältnisse zwischen Regionen und Landbauformen für ähnliche Kulturen). Für die Beschreibung der Tierproduktion wurde insbesondere der Deckungsbeitragskatalog 2006 (Agridea, 2006) herangezogen. Das Referenzjahr 2006 wurde verwendet, um die grösstmögliche Kongruenz zu den Daten der Modellbetriebe, welche auf den Jahren 2003 bis 2005 beruhen, zu gewährleisten. Die Beschreibung der Produktionsverfahren für die verschiedenen Betriebszweige erfolgte unter Berücksichtigung der gesamtbetrieblichen Bilanzen. Anschliessend wurden die einzelnen Verfahren zu einem Gesamtbetrieb entsprechend den jeweiligen Flächen- und Tierbeständen aggregiert. Der Inputbedarf für die Kultur- und Tierarten wurde dabei auf die Betriebsebene hochgerechnet. Im Falle der Kulturen wurden auch die auf Parzellenebene benötigten Daten ausgewiesen (1 Kulturart = 1 Parzelle). Eine genaue Beschreibung der Modellbetriebe ist in Hersener *et al.* (2011; Kapitel 2.6) zu finden.

Die Inputs pro Betrieb wurden anschliessend auf 14 Produktgruppen alloziert (z. B. Getreide, Mais, übriger Acker- und Futterbau, Rindermast, Schweinemast etc.). Die Allokation zwischen den einzelnen Produktgruppen erfolgte anhand eines festgelegten Allokationsschlüssels, der für jeden Input die genaue Allokation festlegte. Grundsätzlich wurden die Inputs so genau wie möglich zu den einzelnen Produktgruppen zugeteilt. Wo immer möglich wurde eine eindeutige Zuteilung verwendet (Bsp.: Schweinemaststall zur Produktgruppe Schweinemast). Wo dies nicht möglich war, wurde die Allokation entweder nach physischen Kriterien (Flächen- bzw. Tierbestände) oder nach Rohleistung vorgenommen. Eine genaue Beschreibung der Allokationsmethode ist in Hersener *et al.* (2011; Anhang 5.6) zu finden. In der hier vorliegenden Studie wurden die Produktgruppen Rindermast und Schweinemast ausgewertet. Für den Zweck der Studie wurden die Modellbetriebe teilweise überarbeitet und die Teile Rinder- und Schweinemast anhand von detaillierten Produktionsdaten bzw. Expertenangaben präzisiert.

2.6. Literatur

- Agrammon Group, 2009: Technische Parameter Modell Agrammon. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft SHL. www.agrammon.ch, besucht am 21.11.2011.
- Agridea, 2006: Deckungsbeiträge, Ausgabe 2006. Agridea (Lindau / Lausanne) und FiBL (Frick).
- ecoinvent centre, 2010. ecoinvent Data – The Life Cycle Inventory Data V2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, ISBN 3-905594-38-2. www.ecoinvent.org/documentation/reports/.
- Freiermuth, R., 2006: Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schweiz. 42 Seiten, www.agroscope.admin.ch/oekobilanzen/01197/index.html?lang=de#sprungmarke0_11, besucht am 21.11.2011.
- Gaillard, G. und 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, 134–135.
- Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., Lindeijer, E., Roorda, A.A.H. und 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. und Potting, J., 2003: Spatial differentiation in Life Cycle impact assessment – The EDIP2003 methodology. Institute for Product Development Technical University of Denmark.
- Hayer, F., Gaillard, G., Kägi, T., Bockstaller, Ch., Mamy, L. und Strassemeyer, J., 2009: Multicriteria evaluation of RA and LCA assessment methods considering pesticide application. Endure deliverable DR3.10. Online abrufbar unter www.endure-network.eu/endure_publications/deliverables. Letzter Zugriff 27.2.2012.
- Hersener *et al.*, 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. und Nemecek, T., 2010: Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Final report ecoinvent v2.2 No. 3. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- IPCC, 2006: IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Eggleston, H.S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. und Tanabe, K. (Hrsg.): Vol. 4: Agriculture, forestry and other land use. IGES, Kanagawa, Japan.
- IPCC, 2007: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 996 Seiten.
- Jeanneret, P., Baumgartner, D., Freiermuth, R. und Gaillard, G., 2009: Methode zur Beurteilung der Wirkung landwirtschaftlicher Aktivitäten auf die Biodiversität für Ökobilanzen (SALCA-Biodiversität).

- Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, 74 Seiten, <http://www.agroscope.admin.ch/oekobilanzen/01194/>, besucht am 27.02.2012.
- Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Faist Emmenegger, M., Gnansounou, E., Kljun, N., Schleiss, K., Spielmann, M., Stettler, C., Sutter, J. 2007: Life Cycle Inventories of Bioenergy.ecoinvent report No. 17, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- Katz, P.E., 1996: Ammoniakemissionen nach der Gülleanwendung auf Grünland. Ph.D. Thesis. ETH, Zürich. 11382.
- Kirchgessner, M., Roth, F.X. und Windisch, W., 1993: Verminderung der Stickstoff- und Methanausscheidung von Schwein und Rind durch die Fütterung. Tierernährung, 21: 889–120.
- Lindeijer, E., van Kampen, M., Fraanje, P., van Dobben, H., Nabuurs, G.J., Schouwenberg, E., Prins, D., Dankers, N. und Leopold, M., 1998: Biodiversity and life support indicators for land use impacts in LCA. Publicatiereeks Grondstoffen.
- Meier, B., 2000: Neue Methodik für die Zentrale Auswertung der FAT. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (ehemals Agroscope FAT). www.agroscope.admin.ch/zentrale-auswertung unter Publikationen, Methodische Grundlagen, besucht am 21.11.2011.
- Menzi, H., Frick, R. und Kaufmann, R., 1997: Ammoniak-Emissionen in der Schweiz: Ausmass und technische Beurteilung des Reduktionspotentials. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Zürich-Reckenholz, Schriftenreihe der FAL 26, Zürich, Schweiz. 107 Seiten.
- Mosimann, T. und Rüttimann, M., 1999: Bodenerosion selber schätzen. Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater. Ackerbaugebiete des zentralen Mittellandes. Finanzdepartement des Kantons Aargau, Abteilung Landwirtschaft; Abteilung Umwelt und Landwirtschaft des Kantons Bern; Amt für Umweltschutz des Kantons Luzern und Amt für Umweltschutz und Amt für Landwirtschaft des Kantons Solothurn, Bern, Schweiz. 36 Seiten.
- Mutterkuh Schweiz, 2010: Produktionsreglement für Natura-Beef® und Natura-Veal. Dokumentation Mutterkuh Schweiz, Ausgabe 2010.
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubois, D. und Gaillard, G., 2005: Ökobilanzierung von Anbausystemen im Schweizerischen Acker- und Futterbau. Schriftenreihe der FAL 58, Agroscope FAL, Reckenholz, Zürich, Schweiz. 156 Seiten.
- Nemecek, T., Freiermuth Knuchel, R., Alig, M. und Gaillard, G., 2010: The advantages of generic LCA tools for agriculture: examples SALCAcrop and SALCAfarm. Proceedings of the 7th Int. conference on life cycle assessment in the agri-food sector, Bari, Italy. 22-24 September 2010, S. 433–438.
- Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O., Gaillard, G., 2011: Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. Agricultural Systems 104: 217-232.
- Oberholzer, H.-R., Weisskopf, P., Gaillard, G., Weiss, F. und Freiermuth, R., 2006: Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen – SALCA-SQ. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schweiz. 98 Seiten, <http://www.agroscope.admin.ch/oekobilanzen/01194/>, besucht am 21.11.2011.
- Prasuhn V., 2006: Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung – SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, Schweiz. 22 Seiten, verfügbar unter <http://www.agroscope.admin.ch/oekobilanzen/01194/>, besucht am 21.11.2011.
- Richner, W., Oberholzer, H.-R., Freiermuth, R. und Walther, U., 2010: 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. Version 2.0. Agroscope ART, Zürich, Schweiz. 27 Seiten.
- Sojanetzwerk Schweiz, 2011. www.sojanetz.ch. Letzer Zugriff 21.11.2011.
- Weidema, B. und Lindeijer, E., 2001: Physical impacts of land use in product life cycle assessment - Final report of the EURENVIRON-LCAGAPS sub-project on land use. Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, Lyngby, 52 Seiten, www.lca-net.com/files/gaps9.pdf, besucht am 21.11.2011.

3. Rindermast

3.1. Rindermast Schweiz

3.1.1. Auswahl der Modellbetriebe

In einem ersten Schritt wurden die für die Rindfleischproduktion relevanten Modellbetriebe ausgewählt. Diese Auswahl erfolgte nach folgenden Kriterien:

- a. Betriebstypologie FAT99 (S4; siehe dazu Anhang 8.2)
- b. Tierbestand
- c. Beitrag zur Gesamtproduktion pro Produktionssystem

Von allen in Frage kommenden Modellbetrieben wurden nur diejenigen für die Analysen berücksichtigt, welche gemäss der FAT-Typologie S4 zwingend Tiere in der Kategorie Rindvieh haben müssen. Dabei wurde ein Mindestbestand von zehn Masttieren vorausgesetzt. Betriebe, welche diese beiden Kriterien nicht erfüllten, wurden ausgeschlossen. Einzige Ausnahme war das System Grossviehmast Bio: Hier wies kein Modellbetrieb mehr als zehn Tiere Rindvieh auf. Als Ersatz wurde ein Mindestbestand von einem Masttier verwendet. Aus diesem Grund sind die Ergebnisse bezüglich Grossviehmast Bio mit Vorsicht zu beurteilen (siehe Kapitel 3.1.5). Zusätzlich zu den zwei ersten Kriterien wurden Betriebe mit mehrheitlicher Kälbermast ausgeschlossen.

Von den Modellbetrieben, welche die obigen Kriterien erfüllten, wurden diejenigen für die Analysen ausgewählt, welche einen grossen Beitrag zur Gesamtproduktion des betrachteten Produktionssystems leisten. Dazu wurde zuerst die Produktion pro Betriebstyp berechnet (Ertrag pro Modellbetrieb x Anzahl vertretene Betriebe). Die Summe der Produktion pro Betriebstyp aller Modellbetriebe des entsprechenden Systems repräsentiert den Gesamtoutput des Produktionssystems. Für die vorliegende Analyse ausgewählt wurden diejenigen Modellbetriebe, welche über fünf Prozent (Produktion pro Betriebstyp) zum Gesamtoutput pro System beitrugen. Eine Ausnahme hier war wiederum das System Grossviehmast Bio, wo nur zwei Betriebe zur Verfügung standen. In diesem System wurden deshalb beide Betriebe zur Analyse herangezogen, obwohl der Betriebstyp 51 Kombiniert VKM/Ackerbau Tal Bio nur drei Prozent zum Gesamtoutput beitrug.

Anhand des beschriebenen Auswahlverfahrens wurden insgesamt 14 Modellbetriebe für die Rindermastsysteme analysiert. Die genaue Auswahl ist in Tabelle 4 ersichtlich.

Tabelle 4: Ausgewählte Modellbetriebe zur Analyse der Rindermastssysteme. Die Nummerierung der Modellbetriebe folgt der FAT99-Typologie S4 (Meier, 2000).

| Modellbetrieb | durchschnittlicher Bestand Grossvieh resp. Mutterkühe [Stück] | Output pro Betrieb [kg LG pro Jahr] | Anzahl vertretene Betriebe | Output pro Betriebstyp (kg LG pro Jahr) | Anteil am Gesamtoutput der ausgewählten Modellbetriebe |
|---|---|-------------------------------------|----------------------------|---|--|
| <i>Grossviehmast ÖLN</i> | | | | | |
| 2311 Anderes Rindvieh Tal ÖLN | 12 | 7 861 | 189 | 1 485 691 | 6 % |
| 5611 Kombiniert Andere/Rindvieh Tal ÖLN | 51 | 26 949 | 754 | 20 319 621 | 81 % |
| 5612 Kombiniert Andere/Rindvieh Hügel ÖLN | 19 | 15 803 | 212 | 3 350 300 | 13 % |
| <i>Grossviehmast Bio</i> | | | | | |
| 2323 Anderes Rindvieh Berg Bio* | 3 | 2 843 | 513 | 1 458 459 | 97 % |
| 5121 Kombiniert VKM/Ackerbau Tal Bio* | 1 | 579 | 89 | 51 567 | 3 % |
| <i>Mutterkuh ÖLN</i> | | | | | |
| 2211 Mutterkühe Tal ÖLN | 19 | 9 308 | 307 | 2 857 556 | 17 % |
| 2212 Mutterkühe Hügel ÖLN | 17 | 8 983 | 525 | 4 715 813 | 28 % |
| 2213 Mutterkühe Berg ÖLN | 20 | 9 484 | 410 | 3 888 522 | 23 % |
| 5211 Kombiniert Mutterkühe Tal ÖLN | 18 | 8 799 | 459 | 4 038 787 | 24 % |
| 5212 Kombiniert Mutterkühe Hügel ÖLN | 18 | 8 715 | 137 | 1 193 982 | 7 % |
| <i>Mutterkuh Bio</i> | | | | | |
| 2221 Mutterkühe Tal Bio | 19 | 9 084 | 157 | 1 426 204 | 16 % |
| 2222 Mutterkühe Hügel Bio | 13 | 6 448 | 247 | 1 592 705 | 17 % |
| 2223 Mutterkühe Berg Bio | 14 | 7 097 | 655 | 4 648 666 | 51 % |
| 5221 Kombiniert Mutterkühe Tal Bio | 19 | 9 176 | 157 | 1 440 679 | 16 % |
| Produktion ausgewählte Modellbetriebe total [kg LG pro Jahr] | | | | 52 468 552 | |
| Produktion ausgewählte Modellbetriebe total [kg SG pro Jahr] (Schlachtausbeute = 53 %; AGRIDEA, 2006) | | | | | 27 808 332 |
| Produktion alle Rindfleisch-Modellbetriebe total [kg SG pro Jahr] | | | | | 43 152 848 |
| Anteil Produktion ausgewählte Modellbetriebe an Produktion Rindfleisch-Modellbetriebe | | | | | 64 % |
| Rindfleischproduktion CH total [kg SG pro Jahr] (Durchschnitt 2003-2005; BLW 2004; 2005; 2006) | | | | | 101 040 333 |
| Anteil Produktion ausgewählte Modellbetriebe an Gesamtproduktion CH | | | | | 28 % |

3.1.2. Annahmen für die Produktionsparameter

Die wichtigsten Produktionsparameter der untersuchten Systeme sind in Tabelle 5 ersichtlich. Das vorherrschende Stallsystem war bei allen untersuchten Systemen Laufstall. Bei den Mutterkuhsystemen gibt es nur Laufstall (Mutterkuh Schweiz, 2010) bei Grossviehmast betragen die Anteile 93 % (ÖLN) resp. 78 % (Bio) (Reidy und Menzi, 2006). Das vorherrschende Hofdüngersystem war Gülle/Mist kombiniert, ausser bei Grossviehmast Bio, wo das vorherrschende Hofdüngersystem Vollmist war (Reidy und Menzi, 2006).

Bei den Mutterkuhsystemen wurde angenommen, dass die Tiere während des Sommerhalbjahrs tagsüber auf der Weide sind (12 h/Tag) und im Winterhalbjahr fünf Stunden pro Tag im Laufhof verbringen (Mutterkuh Schweiz, 2011). Bei Grossviehmast ÖLN bot die Mehrheit der Betriebe (82 %) ihren Tieren freien Zugang zu einem Laufhof. Weidegang erhielt nur eine Minderheit, nämlich 27 % der Tiere. Dabei wurden 27 Weidetage je drei Stunden angenommen. Grossviehmast Bio entsprach einem Weidemastsystem, hier hatten im Sommerhalbjahr alle Tiere Zugang zur Weide, zusätzlich verfügten 76 % der Betriebe über einen frei zugänglichen Laufhof (Reidy und Menzi, 2006).

Tabelle 5: Wichtigste Produktionsparameter der untersuchten Rindviehmastsysteme.

| | GVM ÖLN | MK ÖLN | MK Bio | GVM Bio |
|--|---|---|---|---|
| Anzahl Mastplätze | 49 | 18 | 15 | 3 |
| Stall | 93 % Laufstall | 100 % Laufstall | 100 % Laufstall | 78 % Laufstall |
| Hofdüngersystem | 58 % Gülle/Mist 21 % Vollgülle 22 % Vollmist | 67 % Gülle/Mist 20 % Vollgülle 13 % Vollmist | 67 % Gülle/Mist 20 % Vollgülle 13 % Vollmist | 27 % Gülle/Mist 2 % Vollgülle 71 % Vollmist |
| Auslauf | 82 % Laufhof f.z. 27 % Weide mit 27 Weidetagen à 3 h | 6 Monate Laufhof à 5 h/Tag 6 Monate Weide à 12 h/Tag | 6 Monate Laufhof à 5 h/Tag 6 Monate Weide à 12 h/Tag | 76 % Laufhof f.z. 100 % Weide mit 166 Weidetage à 16 h |
| Einstallalter | 4 Wochen | 4 Wochen | - | - |
| Tageszunahme [g/d] | 1 049 | 987 | 987 | 747 |
| Schlachalter [Monate] | 15 | 10 | 10 | 22 |
| Endgewicht [kg LG] | 525 | 366 | 366 | 538 |
| Laufhof f.z. = Laufhof frei zugänglich | | | | |

Die Definition der Tageszunahmen, des Schlachalters und des Endgewichts entsprach den im Deckungsbeitragskatalog (DBK; Agridea, 2006) definierten Verfahren für Grossviehmast Muni halbintensiv (Grossviehmast ÖLN) bzw. Bio Weide-Beef (Grossviehmast Bio) und Natura-Beef (Mutterkuh ÖLN) bzw. Bio Natura-Beef (Mutterkuh Bio).

Der Grundfutterbedarf wurde für den Gesamtbetrieb aus der Suisse-Bilanz (LBL/SRVA, 2002) übernommen und anhand der DBK-Bedarfsdaten auf die Tierkategorien aufgeteilt. Dabei wurde zusätzlich nach Grundfutterarten differenziert. Der Anteil Weidegras ergab sich aus der Aufenthaltsdauer auf der Weide, der Anteil an Maissilage aus den Anbauflächen. Die Differenzierung des restlichen Grundfutterbedarfes (Frischgras, Bodenheu, Belüftungsheu, Grassilage) erfolgte unter Berücksichtigung unterschiedlicher regionaler Vegetationsdauern (Anteil Frischgras) und Konservierungsarten (Tal: mehr Silage, Berg: mehr Heu). Falls der Grundfutterbedarf nicht vollständig durch betriebseigenes Futter gedeckt werden konnte, wurde der entsprechende Fehlbetrag durch den Zukauf von Belüftungsheu ausgeglichen. Die genaue Zusammensetzung des Grundfutterbedarfes und der totale Grundfutterverzehr der einzelnen Systeme ist in Tabelle 6 ersichtlich. Der gesamte Grundfutterverzehr bezieht sich auf eine Masteinheit, dies ist in der Grossviehmast ein Mastrind und in der Mutterkuhhaltung ein Mastrind und die dazugehörige Mutterkuh inklusive Remontierung.

Tabelle 6: Zusammensetzung des Grundfutters (Anteile an der Gesamtration in kg TS) und Grundfutterverzehr.

| | GVM ÖLN | MK ÖLN | MK Bio | GVM Bio |
|---|---------|--------|--------|---------|
| Weidegras [%] | - | 26 % | 28 % | 33 % |
| Frischgras [%] | - | 21 % | 18 % | 34 % |
| Bodenheu [%] | 10 % | 20 % | 20 % | 10 % |
| Dürrfutter belüftet [%] | 17 % | 12 % | 17 % | 14 % |
| Grassilage [%] | 24 % | 11 % | 14 % | 9 % |
| Maissilage [%] | 49 % | 9 % | 3 % | - |
| Gesamter Grundfutterverzehr [dt TS/Masteinheit] | 19 | 62 | 60 | 31 |

Der Krafffutterzukauf wurde anhand der Angaben im DBK bzw. von Mutterkuh Schweiz und den ausgewiesenen Kosten in der ZA-BH abgeschätzt und betrug 716 kg/Tier für die Grossviehmast ÖLN, 109 kg/Tier für die Grossviehmast Bio und 125 kg/Masteinheit für die Mutterkuhsysteme. Zu beachten ist, dass im DBK allgemein ein geringerer Krafffutterzukauf angegeben ist als die Auswertungen der ZA-BH für den Betriebszweig Rindermast ergaben. Da die ZA-Daten von realen Betrieben stammen, wurde der tatsächliche Krafffutterzukauf durch eine Kalibrierung der Zahlen aus dem DBK bzw. von Mutterkuh Schweiz auf die Krafffutterkosten nach ZA-BH ermittelt.

Als Krafffutter wurde in der Grossviehmast eine Futtermischung als Ergänzung zu Silage eingesetzt, in der Mutterkuhhaltung eine Getreidemischung (Tabelle 7). Zusätzlich wurde in der Grossviehmast ÖLN 50 kg Milchpulver pro Tier eingesetzt. In der Grossviehmast Bio wurde kein Milchpulver, sondern Vollmilch eingesetzt, und zwar 530 kg pro Tier. Der Sojaextraktionsschrot für die Futtermischung Grossviehmast stammte aus Brasilien. Beim Bio-System wurde davon ausgegangen, dass zu 100 % zertifizierte Sojabohnen verwendet wurden, beim ÖLN-System wurde von 60 % zertifiziertem Sojaschrot ausgegangen (Sojanetzwerk Schweiz, 2011).

Tabelle 7: Eingesetzte Krafffuttermischungen (Anteile an der Krafffuttermischung in kg TS) in den Rindviehmastsystemen.

| Komponenten | Futtermischung Grossviehmast | Futtermischung Mutterkuh |
|----------------------------|------------------------------|--------------------------|
| Sojaextraktionsschrot | 31 % | - |
| Gerste | - | 33 % |
| Mais | 16 % | 30 % |
| Weizen | 16 % | 20 % |
| Triticale | 10 % | 10 % |
| Rapskuchen | 10 % | - |
| Maiskleber | 7 % | - |
| Kohlensaurer Kalk | 6 % | - |
| Zuckerrübenmelasse | 3 % | 3 % |
| Pflanzliche Fette oder Öle | 1 % | 1 % |

Der durchschnittliche Energiegehalt (Netto-Energie Wachstum (NEV) je kg TS) der Gesamtration betrug 6,3 MJ NEV für Grossviehmast ÖLN und 5,2 MJ NEV für Grossviehmast Bio. Der Gesamtfutterverzehr betrug pro Tier 5,7 kg TS/Tag für die Grossviehmast ÖLN und 5,0 kg TS/Tag für die Grossviehmast Bio. Bei der Mutterkuhhaltung betrug der durchschnittliche Energiegehalt (Netto-Energie Laktation (NEL) je kg TS) der Gesamtration 5,4 MJ NEL bei einem Futterverzehr von 17,2 kg TS/Tag und Masteinheit (Mastrind plus dazugehörige Mutterkuh inklusive Remontierung) bei Mutterkuh ÖLN und 16,9 kg TS/Tag bei Mutterkuh Bio.

Der Strohbedarf hängt vom Tierhaltungssystem ab und betrug für Grossviehmast ÖLN 998 kg/Tier, für Grossviehmast Bio 372 kg/Tier und für die Mutterkuhsysteme 333 kg/Masteinheit. Der Bedarf wurde so weit als möglich betriebsintern gedeckt, der Fehlbetrag wurde zugekauft.

In den Grossviehmastsystemen wurden ausschliesslich Tränkekälber (Absetzer) zugekauft, welche aus Milchviehbetrieben stammten. Die Inventare dafür wurden anhand der Modellbetriebe Verkehrsmilch Hügel IP für das ÖLN- resp. Verkehrsmilch Berg Bio für das Biosystem erstellt. Die durch die Milchkühe verursachten Umweltwirkungen wurden gemäss ökonomischen Kriterien auf die Milchproduktion und die produzierten Kälber aufgeteilt. Die Grundlagendaten dazu stammen aus dem Deckungsbeitragskatalog (Agridea, 2006). Gemäss dem erzielten Erlös aus dem Verkauf der Milch bzw. der Kälber wurden 8 % der Umweltwirkungen der Milchkühe dem Kalb angelastet.

In den Mutterkuhsystemen wurden einerseits abgehende Mutterkühe ersetzt und andererseits Stiere und Tränkekälber zugekauft. Es wurde davon ausgegangen, dass der Zukauf von anderen Mutterkuhbetrieben erfolgt. Die Inventare für die Zukäufe wurden demzufolge anhand der Modellbetriebe Mutterkuh Hügel IP resp. Mutterkuh Berg Bio für den Biolandbau erstellt. Die gesamten Umweltwirkungen der Mutterkühe wurden dem Mastsystem angelastet.

3.1.3. Annahmen für die Berechnung der Tieremissionen

Für die Berechnung der Tieremissionen sind vor allem die Haltungsform und die N-Ausscheidungen relevant. Tabelle 8 zeigt die Annahmen, welche den Berechnungen der Tieremissionen zu Grunde liegen.

Tabelle 8: Annahmen zur Berechnung der Tieremissionen von Stall, Laufhof und Weide.

| | GVM ÖLN | MK ÖLN | MK Bio | GVM Bio |
|--|---------|--------|--------|---------|
| Prozent Tiere auf Weide | 27 % | 100 % | 100 % | 100 % |
| Anzahl Weidetage | 27 | 183 | 183 | 166 |
| Anzahl Weidestunden/Tag | 3 | 12 | 12 | 16 |
| | | | | |
| Prozent mit Laufhof | 82 % | 100 % | 100 % | 76 % |
| Anzahl Laufhoftage | 360 | 182 | 182 | 360 |
| | | | | |
| N-Ausscheidung total [kg N _{tot} /Jahr] | 33 | 114 | 114 | 33 |
| N-Ausscheidung total [kg N _{lös} /Jahr] | 19,8 | 68,4 | 68,4 | 19,8 |
| Anfall Ausscheidungen im Laufhof | 20 % | 20 % | 20 % | 20 % |
| Emissionen im Laufhof [kg NH ₃ /Jahr] | 2,72 | 5,80 | 5,80 | 2,52 |

3.1.4. Rindermastssysteme zur Analyse der Biodiversität

Im Unterschied zu den vorhergehenden Analysen basieren die Berechnungen auf einem Betriebstyp pro System (siehe Tabelle 10), für die Berechnung der Remontierung und der zugekauften Futtermittel mussten aber andere Betriebstypen herangezogen werden. Die Rindermast basiert neben den betriebsinternen Futtermitteln auf dem Zukauf von Kraftfutter, Raufutter, Tieren zur Remontierung und bei Grossviehmastsystemen eventuell auch Milchpulver. Da die zugekauften Produktionsmittel beträchtlich zum gesamten Flächenbedarf der Rindviehmast beitragen, war es nötig, nicht nur den Mastbetrieb selbst, sondern auch die Flächenbelegung, die durch den Zukauf verursacht wird, mit in die Bewertung der Auswirkungen auf die Biodiversität zu integrieren. Dabei ist zu beachten, dass der Zukauf von Soja aus Brasilien mit SALCA-Biodiversität nicht bewertet werden kann, da die Methode für die Schweiz und die angrenzenden Länder entwickelt wurde. Die Systemgrenze der Rindfleischherzeugung durch Mutterkuhhaltung bzw. Grossviehmast sowie das Vorgehen bei der Zuweisung der Flächen entspricht dem Vorgehen in den anderen Teilprojekten. Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über die betrachteten Systeme gegeben. Insgesamt wurde die Biodiversität der Rindviehmast für folgende vier Betriebstypen exemplarisch bestimmt:

- a. Grossviehmast ÖLN Tal (Modellbetrieb 5611) GVM ÖLN Tal
- b. Mutterkuh ÖLN Tal (Modellbetrieb 2211) MK ÖLN Tal
- c. Mutterkuh ÖLN Tal (Modellbetrieb 2221) MK Bio Tal
- d. Grossviehmast BIO Berg (Modellbetrieb 2323) GVM Bio Berg

Deutlich zu erkennen sind die Unterschiede zwischen dem Betrieb GVM ÖLN Tal und den anderen drei Modellbetrieben (Tabelle 9). Der Betrieb GVM ÖLN Tal verwendete als einziger eine bedeutende Menge an Milchpulver. Darüber hinaus war der Anteil an Zukauf an der gesamten der Rindfleischproduktion zugeordneten Fläche deutlich höher und die Ration ist stärker auf Ackerfutter/Krafffutter aufgebaut, was an dem höheren Anteil von Ackerland an der gesamten Fläche zu erkennen ist. Die drei anderen Modellbetriebe gleichen sich stark in Bezug auf die zur Rindviehmast verwendeten Fläche und dem Zukauf.

Tabelle 9: Kennzahlen der Rindfleischproduktion in den mit SALCA-Biodiversität betrachteten Modellbetriebe.

| | 5611 GVM ÖLN Tal | 2211 MK ÖLN Tal | 2221 MK Bio Tal | 2323 GVM Bio Berg |
|---|---------------------|--------------------|--------------------|----------------------|
| Produktion [kg LG] | 26 949 | 9 308 | 9 084 | 2 843 |
| Futtermischung Mastvieh zu Silage [kg] | 27 530 | | | 505 |
| Futtermischung Milchvieh Getreide [kg] | | 2 393 | 2 335 | |
| Zukauf Milchpulver [kg] | 1 981 | | | |
| Zukauf Remontierung [kg] | 3 646 | 3 117 | 3 054 | 615 |
| Fläche Gesamt [ha] | 42,97 | 29,28 | 38,47 | 12,87 |
| Talregion Schweiz [ha] | 19,18 | 16,43 | 20,85 | 0,99 |
| Hügelregion Schweiz [ha] | 19,56 | 12,81 | | |
| Bergregion Schweiz [ha] | | | 17,62 | 11,89 |
| Ackerland [% der Gesamtfläche] | 31 % | 6 % | 4 % | 4 % |
| Wiesland [% der Gesamtfläche] | 69 % | 94 % | 96 % | 96 % |
| davon intensiv u. mittellintensiv [%] | 78 % | 78 % | 70 % | 68 % |
| betriebseigene Fläche [% der Gesamtfläche] | 37 % | 51 % | 46 % | 55 % |
| betriebsfremde Fläche [% der Gesamtfläche] | 63 % | 49 % | 54 % | 45 % |
| davon Zukauf Raufutter [%] | 1 % | 3 % | 3 % | 1 % |
| davon Zukauf Krafffutter o. Soja [%] | 6 % | 1 % | 1 % | 1 % |
| davon Zukauf Soja [%] | 8 % | | | |
| davon Zukauf Milchpulver [%] | 4 % | | | |
| davon Zukauf Remontierung [%] | 43 % | 45 % | 50 % | 44 % |

Die betriebseigenen, der Rindviehmast zugeordneten Kulturen und die jeweiligen Flächen sowie der Raufutterzukauf sind im Anhang 8.4, Tabelle 49 aufgeführt. Der Zukauf von Krafffutter ist aus Tabelle 9 ersichtlich. Die Zusammensetzung der Krafffuttermittel sowie die jeweilige Fläche, die zur Herstellung von einer Tonne Krafffutter pro Kultur benötigt wird, ist in Anhang 8.4, Tabelle 50, zusammengestellt. Das Produkt aus zugekaufter Menge eines Krafffutters und dem Flächenbedarf, der je Kultur nötig ist, um eine Einheit dieses Krafffutters herzustellen, ergibt die gesamte Fläche, die pro Kultur über den Krafffutterzukauf der Rindviehmast zuzuordnen ist (Anhang 8.4, Tabelle 51). Das gleiche Vorgehen wurde für den Zukauf von Milchpulver und Tieren zur Remontierung verwendet. Allerdings muss für diese Zukäufe jeweils der gesamte Modellbetrieb betrachtet werden, der die Milch bzw. Tiere liefert. Dabei wurde davon ausgegangen, dass

- a. der Zukauf aus dem Modellbetrieb erfolgt, der innerhalb der jeweiligen Landbauform den grössten Anteil an der gesamten Produktion aufweist.
- b. in der Grossviehmast Kälber aus der Verkehrsmilchbetrieben zugekauft werden.
- c. die Remontierung in Mutterkuhbetrieben über den Zukauf von Mutterkuhbetrieben erfolgt.

Dies führt zur in Tabelle 10 angegebene Zuordnung. Die Flächen, die über den Zukauf von Milchpulver bzw. Tierzukaufe der Rindviehmast zugeordnet wurden, sind in Anhang 8.4, Tabelle 52 aufgeführt. Da für die Berechnung der Biodiversität der Anbauzeitraum der Kulturen mitberücksichtigt wurde (die berücksichtigte Fläche wird in ha x Jahr ausgedrückt), sind die jeweiligen Zeiträume in Anhang 8.4, Tabelle 53 zusammengefasst.

Tabelle 10: Zugeordnete Modellbetriebe für den Zukauf von Milchpulver bzw. Tieren.

| Betrieb | Zukauf von Milchpulver aus Modellbetrieb | Zukauf von Tieren aus Modellbetrieb |
|---------------------|--|-------------------------------------|
| GVM ÖLN Tal (5611) | Verkehrsmilch ÖLN Hügel (2112) | Verkehrsmilch ÖLN Hügel (2112) |
| MK ÖLN Tal (2211) | kein Zukauf | Mutterkühe ÖLN Hügel (2212) |
| MK Bio Tal (2221) | kein Zukauf | Mutterkühe Bio Berg (2223) |
| GVM Bio Berg (2323) | kein Zukauf | Verkehrsmilch Bio Berg (2123) |

Um die Ergebnisse auf Stufe der Rindviehmast einzuordnen, wurden zusätzlich zwei theoretische Systeme erstellt („maximale GAV“ und „maximale Produktion“). Das erste Szenario spiegelt die Fleischproduktion in einem Mutterkuhsystem ausschliesslich basierend auf extensivem Wiesland mit einer hohen GAV wider und wurde daher mit „maximale GAV“ benannt. Szenario zwei entspricht einer möglichst hohen Produktivität in der Grossviehmast auf Grundlage einer Ration, die ausschliesslich auf Ackerland produziert wurde. Diese beiden Szenarien betrachten jeweils eine Hektare und keinen kompletten Betrieb. Daher wurden alle betriebsinternen Verluste (Feldverluste, Silierverluste, Fütterungsverluste, Tierverluste) nicht berücksichtigt. Um die Vergleichbarkeit mit den berechneten Modellbetrieben zu ermöglichen, wurde mit Gesamtverlusten von 40 % gerechnet.

Szenario maximale GAV

Für dieses Szenario diente eine extensive Naturwiese als Futtergrundlage. Der Ertrag war mit 1 656 kg TS pro Hektare angesetzt mit einem Energiegehalt von 5,0 MJ NEL pro kg TS (Dietl und Lehmann, 2006). Daraus ergab sich ein Energieertrag von knapp 8 300 MJ NEL/ha. Zur Abschätzung des Energiebedarfs wurden die Leistungsdaten und der Futtermittelverzehr für MK ÖLN aus Kapitel 3.1.2 übernommen. Die Tageszunahme betrug 987 g. Der Energiebedarf pro Masteinheit lag bei knapp 40 000 MJ NEL pro Jahr. Mit einer Hektare einer extensiven Naturwiese könnten unter Berücksichtigung der Verluste somit 0,145 Masteinheiten versorgt werden. Bei einem Tageszuwachs von 987 g ergab sich unter Berücksichtigung der Altkuh ein Output von rund 63 kg LG pro Hektare.

Szenario maximale Produktion

In diesem Szenario wurde von einer einfachen Bullenmastration bestehend aus Maissilage, Wintergerste und Rapsextraktionsschrot ausgegangen. Da das Rapsextraktionsschrot ein Nebenprodukt der Ölerzeugung ist, wurde für den Anbau von Raps die in ecoinvent (Frischknecht et al., 2007) beschriebene Allokation angewandt. Durch die Allokation wurden die Umweltwirkung z. B. die Flächenbelegung zwischen der Ölerzeugung und dem Extraktionsschrot im Verhältnis 2,85:1 aufgeteilt. Der Gesamtbedarf eines Bullen während einer Mast von 200 auf 740 kg beträgt laut LfL (2011) 60 dt FS Maissilage, 6,9 dt Getreide und 4,4 dt Rapsextraktionsschrot. Anhand der Erträge von 622 dt FS Mais, 71,5 dt Wintergerste und 32 dt Raps pro Hektare lässt sich unter Anwendung des Allokationsfaktors für Raps die Fläche so aufteilen, dass eine maximale Produktion daraus resultiert. Unter den vorliegenden Annahmen ergab sich folgende Aufteilung: 39,1 % Mais, 39,1 % Wintergerste und 22,8 % Raps. Die so produzierten Futtermittel liefern, unter Berücksichtigung der oben beschriebenen Verluste, Energie für einen Gesamtzuwachs von 1 313 kg LG in der Bullenmast.

3.1.5. Einschränkung der Aussagekraft für Grossviehmast Bio

Aus der Beschreibung der Datengrundlage geht hervor, dass das System Grossviehmast Bio auf einer klar schlechteren Datengrundlage basierte als die übrigen analysierten Systeme. Dies liegt daran, dass die biologische Grossviehmast der Schweiz nicht so verbreitet ist wie die übrigen Rindviehmastsysteme und deshalb relativ wenige Biobetriebe mit Grossviehmast in der ZA vertreten sind. Am meisten solcher Betriebe gibt es bei den Betriebstypen „Anderes Rindvieh“ und „Kombiniert VKM/Ackerbau“. Da aber auch viele Betriebe ohne Grossviehmast zu diesen Betriebstypen gehören und die Modellbetriebe auf Durchschnittszahlen pro Betriebstyp basieren, wiesen die entsprechenden Modellbetriebe einen sehr niedrigen Tierbestand in der Kategorie Grossviehmast auf. Das in dieser Studie angewandte Mindestkriterium von zehn Mastrindern erreichte bei Grossviehmast Bio kein Modellbetrieb. Damit das System aber nicht völlig ausser Betracht geriet, wurde das Mindestkriterium für die Grossviehmast Bio angepasst und das System trotzdem analysiert. Verwendet wurden alle Modellbetriebe, welche einen Mindestbestand von einem Masttier in der Kategorie Grossviehmast Bio aufwiesen. Dies kann nicht als repräsentativ für das System Grossviehmast Bio angesehen werden. Die in dieser Studie präsentierten Resultate zur Grossviehmast Bio sollten deshalb nicht in ihrer absoluten Grösse betrachtet werden, sondern relativ im Vergleich zu den anderen Systemen.

3.2. Rindermast Ausland

3.2.1. Rinderproduktion Deutschland

Beim modellierten System handelte es sich um einen spezialisierten Stiermäster, der zugekaufte Stierkälber (Starterkälber) von 80 kg LG bis zur Schlachtung mit 700 kg LG mästet. Diese Form der Rindermast ist vor allem in den Veredelungsgebieten Nordwestdeutschlands sowie in Bayern und Baden-Württemberg verbreitet und stellt das häufigste Produktionssystem in der spezialisierten Rindermast in Deutschland dar (Deblitz *et al.*, 2008).

Die wichtigsten Produktionskennzahlen sind in Tabelle 11 zusammengefasst.

Tabelle 11: Produktionskennzahlen Modellbetrieb Rindermast Deutschland.

| | | | |
|----------------------------|--------|--------------------------|-----------|
| Mastplätze | 140 | Zunahme [kg] | 620 |
| Einstallgewicht [kg LG] | 80 | tägliche Zunahmen [g/d] | 1 200 |
| Alter [Wochen] | 10 | Mastdauer [d] / [Wochen] | 517 / 74 |
| Mastendgewicht [kg LG] | 700 | Verluste in der Mast | 2 % |
| Alter [Wochen] | 84 | Rasse | Fleckvieh |
| Gesamtproduktion [kg LG/a] | 68 865 | | |

Quellen: KTBL, 2006; Brade und Flachowsky, 2007; Hirschfeld *et al.*, 2008; Deblitz *et al.*, 2008; LAND & Forst, 2011

Für die Kalkulationen wurde davon ausgegangen, dass die Tierproduktion weitgehend unabhängig von der Fläche erfolgt. Der Betrieb verfügte lediglich über die Fläche, die dem Betriebszweig Rindermast bei einem entsprechenden Schweizer Referenzbetrieb (5611) zugeordnet wurde. Dies waren rund 5,7 ha LN, wovon knapp die Hälfte Grünland und der Rest Ackerland waren. Das notwendige Futter wurde zugekauft, der anfallende Wirtschaftsdünger exportiert. Die Tiere wurden ganzjährig im Stall gehalten, es gab weder Zugang zu Weide noch zu einem Laufhof o. ä.

Die Fütterung basierte auf Maissilage und einer Kraffttermischung. Die Zusammensetzung der Ration (Durchschnitt über die gesamte Mastdauer) findet sich in Tabelle 12. Als Grundfutter kam Maissilage zum Einsatz sowie ergänzend Stroh und Heu. Das Krafftter bestand aus einer Getreide- und Soja/Rapsschrotmischung. Zusätzlich wurde in der Tränkephase zu Beginn der Mast Milchaustauscher verfüttert.

Tabelle 12: Futterration und Futtermittelaufwand für die Rindermast Deutschland.

| Futtermittel | | Anteil an der Gesamtration in kg TS | Futtermittelaufwand [kg TS je Tier] |
|------------------|----------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
| Grund- futter | Maissilage (38 % TS) | 67 % | 2 678 |
| | Heu | 1 % | 58 |
| | Stroh | 3 % | 109 |
| | Milchaustauscher | 1 % | 24 |
| Kraftfutter | Gerste | 5 % | 1 135 |
| | Körnermais | 5 % | |
| | Weizen | 4 % | |
| | Sojaschrot | 6 % | |
| | Rapsschrot | 7 % | |
| | Trockenschnitzel | 0,4 % | |
| | Mineralfutter | 1 % | |
| | Rapsöl | 0,03 % | |

Quelle: nach LfL, 2011

Für die Stiermast wurden ausschliesslich Starterkälber aus Milchviehbetrieben zugekauft. Diese wurden über Vermarktungsstellen in Süddeutschland gekauft und mit einem LG von 80 kg auf den Mastbetrieb geliefert. Es wurde angenommen, dass es sich zu 100 % um Kälber der Rasse Fleckvieh handelt (vgl. LAND & Forst, 2011). Für die Transportdistanzen der Tiere lagen die Annahmen bei 80 km für den Transport vom Milchviehbetrieb zur Vermarktungsstelle und 500 km für den Transport zum Mastbetrieb (eigene Annahme).

Der Bedarf an Stallgebäuden und weiteren Ressourcen für den Mastbetrieb ist in Tabelle 13 dargestellt. Für die Inventare der baulichen Einrichtungen wurden die Schweizer Daten übernommen. Die Lager für Gülle und Futter wurden an den Anfall bzw. den Bedarf der jeweiligen Produkte angepasst. Der Bedarf an Energieträgern und Wasser ist aus der Literatur (KTBL, 2006; TLL, 2011) übernommen.

Tabelle 13: Stallgebäude und weiterer Ressourceneinsatz Rindermast Deutschland.

| Input | Beschreibung | Bedarf des Betriebs |
|--------------|--|-----------------------------|
| Stall | Mastrinderlaufstall, Holz-Metallkonstruktion, Beton-Vollspaltenboden | 140 Mastplätze |
| Gütelager | Beton, ohne Abdeckung | 800 m ³ |
| Futterlager | Kraftfuttersilo, Metall und Kunststoff | 161 m ³ |
| | Flachsilo | 450 m ³ |
| | Dürrfutterlager | 300 m ³ |
| | <i>Bedarf pro Mastplatz und Jahr</i> | <i>Bedarf Gesamtbetrieb</i> |
| Elektrizität | 10 kWh/je Tier und Jahr | 1 400 kWh/a |
| Wasser | 14 m ³ /je Tier und Jahr | 1 960 m ³ /a |

Quellen: nach KTBL, 2006 und TLL, 2011

3.2.2. Rinderproduktion in Brasilien

Die Rinderproduktion in Brasilien unterscheidet sich erheblich von der Produktionsweise in den zuvor vorgestellten Systemen in der Schweiz und in Deutschland. Der Modellbetrieb lag in der brasilianischen Region Central-Oeste (Mittelwesten, bestehend aus den Bundesstaaten Mato Grosso, Mato Grosso do Sul und Goiás). In dieser Region findet ein grosser Teil der brasilianischen Rinderproduktion statt (Williams *et al.*, 2008, Ferraz und de Felício, 2010). Die vorherrschende Vegetation ist dem Cerrado-Biom zuzuordnen,

einer savannenartigen Landschaft, die in der jüngeren Vergangenheit einer starken landwirtschaftlichen Intensivierung unterzogen war (vgl. de Faccio Carvalho, 2006 und Williams *et al.*, 2008).

Die Rinder wurden in Mutterkuhherden auf weitläufigen, wenig- bis mittelproduktiven Flächen mit äusserst geringem Einsatz an Inputs gehalten (Williams *et al.*, 2008; Ferraz und de Felício, 2010; Cederberg *et al.*, 2009). Die Tiere grasen sowohl in der Trockenperiode als auch in der Regenzeit, die Zuwächse sind jedoch stark verschieden und abhängig vom saisonalen Futterwachstum. 55 % der Flächen waren Ansaatwiesen, die regelmässig alle zwölf Jahre neu angelegt wurden, der Rest waren native Wiesen (vgl. de Faccio Carvalho, 2006 und Cederberg *et al.*, 2009). Dadurch wurde eine für brasilianische Verhältnisse gute Futtergrundlage erreicht, die Besatzdichte lag bei 1,1 Tieren je ha. Weitere wichtige Kennzahlen für die Rinderproduktion in Brasilien finden sich in Tabelle 14.

Tabelle 14: Kennzahlen für die Rinderproduktion in Brasilien.

| Tierhaltung | Tierbestand [Stück] | Verkaufte Tiere [Stück/a] | Produziertes LG [kg/a] |
|---|----------------------------|---------------------------------------|------------------------|
| Mutterkühe (450 kg LG) | 400 | 92 | 41 400 |
| Zuchttiere (650 kg LG) | 20 | 3 | 1 950 |
| Kälber (80 kg LG) | 300 | | |
| Absetzer (230 kg LG) | 288 | | |
| Kalbinnen zur Nachzucht (350 kg LG) | 141 | 49 | 17 150 |
| Masttiere (12 Monate, 360 kg LG) | 141 | 141 | 69 090 |
| Masttiere (24 Monate, 470 kg LG) | 141 | | |
| Gesamt | 1 431 | 285 | 129 590 |
| Rasse | Nelore / Zebu(-Kreuzungen) | | |
| Zwischenkalbezeit [Monate] | 16 | Verluste (bis Absetzen / in der Mast) | 4 % / 2 % |
| Flächennutzung | | | |
| Fläche gesamt [ha] | 1 332 | | |
| davon Ansaatweide [ha] | 733 | Neuanlage pro Jahr [ha] | 61,1 |
| davon native Weide [ha] | 599 | | |
| Quellen: Williams <i>et al.</i> , 2008, Cederberg <i>et al.</i> , 2009, Ferraz und de Felício, 2010; Euclides Filho, 2000 | | | |

Die Fütterung war vollständig weidebasiert, lediglich eine Mineralstoffmischung wurde zugefüttert (vgl. Williams *et al.*, 2008 und Cederberg *et al.*, 2009). Die Zufütterung von konserviertem Futter oder anderen Futtermitteln wird zwar als Möglichkeit zur Verbesserung der Produktivität der brasilianischen Rinderproduktion empfohlen, jedoch findet dies aus Kostengründen häufig nicht statt (vgl. de Faccio Carvalho, 2006 und Ferraz und de Felício, 2010). Die Rinderproduktion im Feedlot-System spielt ebenfalls bislang nur eine sehr untergeordnete Rolle (Williams *et al.*, 2008; Cederberg *et al.*, 2009; Ferraz und de Felício, 2010). Bei einer solchen Produktionsform sollten sich die Umweltwirkungen vom hier modellierten Weidesystem unterscheiden.

3.3. Nachgelagerte Prozesse der Rindermast

3.3.1. Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung

Schweiz

Für die Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung in der Schweiz wurden Daten von der Bell Schweiz AG zur Verfügung gestellt (Bell Schweiz AG, 2011). Diese drei Prozesse wurden gemeinsam bilanziert, da sie am gleichen Standort stattfinden und wichtige Inputs wie z. B. Energieverbrauch nicht getrennt erfasst wurden. Von der Bell Schweiz AG wurden detaillierte Angaben zu den Mengen von geschlachteten Tieren

und verkaufsfertigem Fleisch sowie zu den weiteren Inputs und Outputs gemacht. Die wichtigsten Kennzahlen sind in Tabelle 15 und Tabelle 16 zusammengefasst.

Tabelle 15: Daten Schlachthof Rind.

| | Einheit | Prozent |
|---|------------|---------|
| Lebende Tiere | kg LG | 100,0 % |
| Schlachtgewicht | kg SG | 52,0 % |
| verkaufsfertiges Fleisch | kg Fleisch | 35,3 % |
| Quelle: Bell Schweiz AG, 2011 (Daten aus dem Jahr 2009) | | |

Tabelle 16: Wichtige Inputs und Outputs bei Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung Rind.

| Daten | Einheit | Menge pro 100 kg LG |
|---|----------------|---------------------|
| Inputs | | |
| Elektrizität | kWh | 45,7 |
| Erdgas | MJ | 48,3 |
| Wasser | m ³ | 0,58 |
| Reinigungsmittel | kg | 0,22 |
| Entsorgung | | |
| Kehricht | kg | 1,55 |
| Abwasser | m ³ | 0,41 |
| Quelle: Bell Schweiz AG, 2011 (Daten aus dem Jahr 2009) | | |

Der Elektrizitätsverbrauch der Bell Schweiz AG entspricht dem Schweizer Strommix, wobei der Anteil, der aus nicht-erneuerbaren Ressourcen stammt, durch den Erwerb von RECS-Zertifikaten für Wasserstrom aus dem EU-Raum kompensiert wird (Coop, 2012). Zur Modellierung des Stromverbrauchs wurde das Inventar für den Schweizer Strommix verwendet. Die Kompensation durch Zertifikate wurde somit nicht modelliert, muss aber bei der Interpretation berücksichtigt werden.

Ausland

Für Deutschland und Brasilien waren keine Daten verfügbar. Es wurden daher die gleichen Daten wie für die Schweiz verwendet. Für den Strommix dienten die Inventare der jeweiligen Länder.

3.3.2. Verteilzentralen

Der Energiebedarf für die Kühlung während der Lagerung in den Verteilzentralen wurde anhand von Daten aus der Literatur geschätzt. Es wurde ein Energiebedarf von 54 kWh/(m³·a) und eine Lagerdauer von 12 h angenommen (Defra, 2008). Die Kühlmittelverluste in den Verteilzentralen sind gemäss Defra 2008 vernachlässigbar und wurden daher nicht berücksichtigt.

3.3.3. Transporte

Herkunft Schweiz

Innerhalb der Schweiz erfolgten alle Transporte mit dem LKW. Für die Transporte lebender Tiere wurden Daten von Anicom (Anicom, 2011), für die Transporte von verpacktem Fleisch Daten von der Bell Schweiz AG und von Coop (Bell Schweiz AG, 2011; Coop, 2011) verwendet. Tabelle 17 gibt einen Überblick über die verwendeten Transportdistanzen. Die Kühlung der Transporte von verpacktem Fleisch wurde durch eine Erhöhung des Dieserverbrauchs berücksichtigt. Hierbei dienten die Angaben von Coop (Coop, 2011) als Grundlage. Kühlmittelverluste während der Transporte wurden vernachlässigt.

Import aus Deutschland

Angaben zu den Transporten wurden von GVFI International und von der Bell Schweiz AG zur Verfügung gestellt (GVFI International, 2011; Bell Schweiz AG, 2011). Die Tiere wurden in Deutschland geschlachtet

und mit dem LKW zum grössten Teil als Kuhhälften importiert und in der Schweiz weiterverarbeitet. Die Kühlung der Transporte wurde berücksichtigt, indem der Dieserverbrauch der Fahrzeuge erhöht wurde. Kühlmittelverluste während den Transporten wurden vernachlässigt (Transportdistanzen siehe Tabelle 17).

Import aus Brasilien

Angaben zu den Transporten wurden von GVFI International und von der Bell Schweiz AG zur Verfügung gestellt (GVFI International, 2011; Bell Schweiz AG, 2011). Desweiteren wurden Daten aus Cederberg *et al.* 2009 verwendet. Der Import aus Brasilien erfolgte entweder per Schiff oder mit dem Flugzeug. Die Tiere wurden in Brasilien geschlachtet, per LKW zum Hafen oder Flughafen transportiert und anschliessend mit dem Schiff oder Flugzeug nach Europa transportiert. Vom Hafen oder Flughafen in Europa erfolgten die weiteren Transporte per LKW. Die Kühlung während der Transporte mit dem Schiff und dem LKW wurde durch Erhöhung des Treibstoffverbrauchs berücksichtigt. Für den Transport mit dem Schiff wurde der Treibstoffverbrauch um 40 % im Vergleich zum Schifftransport ohne Kühlung erhöht (Cederberg *et al.*, 2009), Kühlmittelverluste wurden vernachlässigt (Transportdistanzen siehe Tabelle 17).

Tabelle 17: Transportdistanzen Rind.

| Transport | Verkehrsmittel | Distanz (km) |
|--|----------------|--------------|
| Schweiz | | |
| Hof – Schlachthof / Verarbeitung | LKW | 100 |
| Schlachthof / Verarbeitung – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |
| Deutschland | | |
| Hof – Schlachthof | LKW | 400 |
| Schlachthof DE – Verarbeitung CH | LKW | 450 |
| Verarbeitung – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |
| Brasilien Schiff | | |
| Hof – Schlachthof/Verarbeitung | LKW | 500 |
| Schlachthof/Verarbeitung – Hafen BR | LKW | 800 |
| Hafen BR – Hafen Rotterdam | Schiff | 10 000 |
| Hafen Rotterdam – CH (Oensingen) | LKW | 750 |
| CH (Oensingen) – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |
| Brasilien Flug | | |
| Hof – Schlachthof/Verarbeitung | LKW | 500 |
| Schlachthof/Verarbeitung – Flughafen BR | LKW | 800 |
| Flughafen BR – Flughafen Zürich | Flugzeug | 10 000 |
| Flughafen Zürich – CH (Oensingen) | LKW | 80 |
| CH (Oensingen) – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |

3.4. Resultate Rindermast Schweiz

3.4.1. Übersicht

Das Standard-Produktionssystem für Rindermast in der Schweiz ist eine nach den Richtlinien des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) produzierende Grossviehmast (GVM ÖLN). In den folgenden Abbildungen wird deshalb dieses System als Referenzsystem (100 %) verwendet.

Bei den meisten der analysierten Umweltwirkungen hatte das System Grossviehmast ÖLN die niedrigsten Werte (Abbildung 6; Tabelle 18). Ausnahmen bildeten die Umweltwirkungen Ressourcenbedarf Kalium, Bedarf an Ackerland, Abholzung sowie terrestrische und aquatische Ökotoxizität, wo das System Grossviehmast ÖLN die höchsten Umweltwirkungen aufwies, sowie der Ressourcenbedarf Phosphor, wo Grossviehmast ÖLN die zweithöchsten Werte hatte.

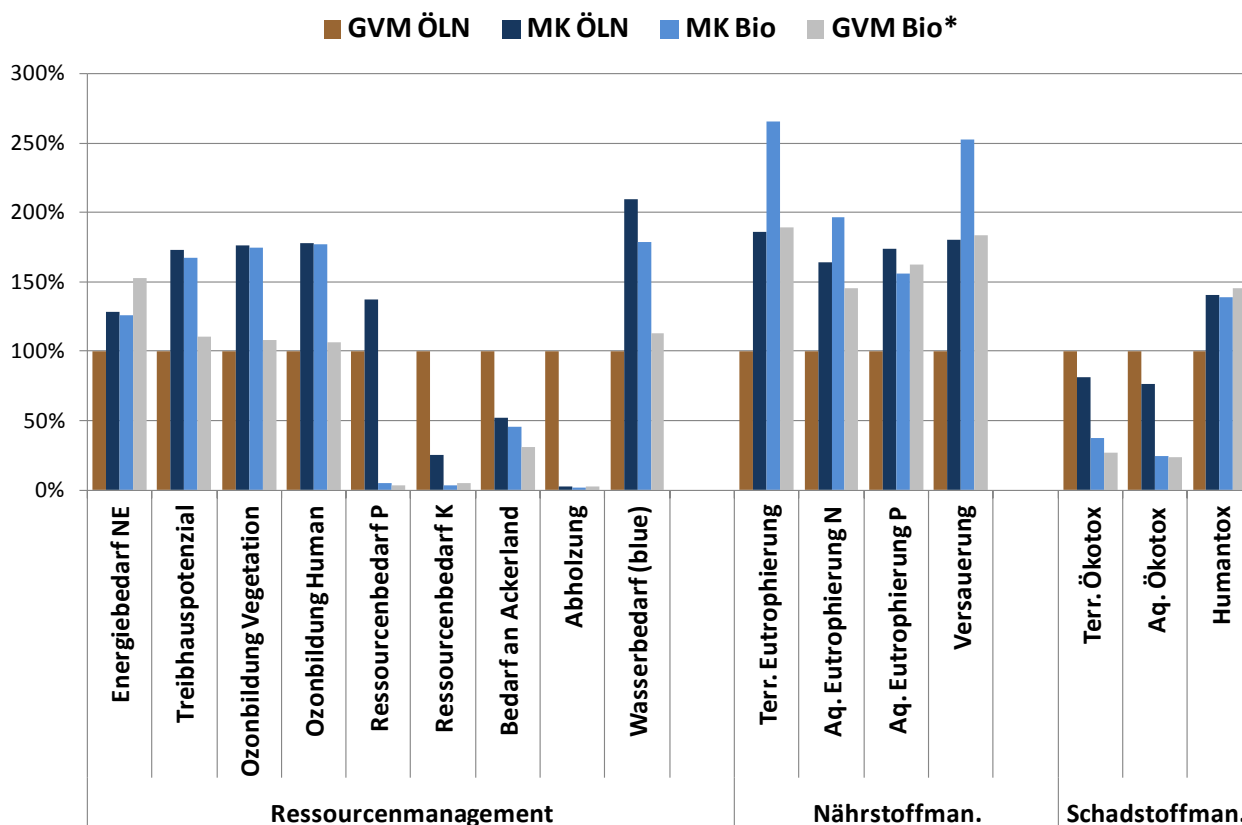


Abbildung 6: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastsysteme Schweiz (Stufe Hoftor). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem GVM ÖLN bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung.

*: Das System Grossviehmast Bio (GVM Bio) weist infolge schwacher Datengrundlage nur eine eingeschränkte Aussagekraft auf (siehe Kapitel 3.1.5).

Das Ausmass der Unterschiede zwischen den einzelnen Systemen variierte von niedrigen einstelligen Prozentwerten bis über 180 %. Die bedeutendsten Unterschiede waren bei den Umweltwirkungen Abholzung und Ressourcenbedarf P und K zu finden. Auch in den Umweltwirkungen Flächenbedarf und Bedarf an Ackerland sowie im Bereich Nährstoffmanagement (v. a. terrestrische Eutrophierung und Versauerung) und bei der Ökotoxizität gab es deutliche Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen. Zwischen den Mutterkuh- und den Grossviehmastsystemen fand man dazu auch bei den mit Methanemissionen zusammenhängenden Umweltwirkungen Treibhauspotenzial und Ozonbildung relativ grosse Unterschiede.

Keine Aussagen waren möglich über die Signifikanz der Unterschiede, da die Anzahl der untersuchten Modellbetriebe zu gering war für die Anwendung von Signifikanztests. Um die Unterschiede zwischen den Systemen trotzdem einzuschätzen, wurde die doppelte Standardabweichung verwendet (siehe Kapitel 6.4,

Abbildung 53). In dieser befinden sich 95 % aller zu erwartenden Werte. Wenn sich die Bereiche der doppelten Standardabweichung zwischen zwei Systemen nicht überschneiden, wird im folgenden Text von Unterschieden gesprochen, falls sich die Bereiche überschneiden, wird von tendenziellen Unterschieden gesprochen. In die Abbildungen wurde die Darstellung der doppelten Standardabweichung aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht aufgenommen.

Tabelle 18: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der Schweizer Rindermast (Stufe Hoftor).

| Kategorie | | Einheit | GVM ÖLN | MK ÖLN | MK Bio | GVM Bio |
|----------------------|------------------------|-------------------------|---------|--------|---------|---------|
| Ressourcenmanagement | Energiebedarf NE | MJ-Äq. | 36,1 | 46,3 | 45,6 | 55,2 |
| | Treibhauspotenzial | kg CO ₂ -Äq. | 8,8 | 15,3 | 14,8 | 9,8 |
| | Ozonbildung Vegetation | m ² .ppm.h | 93,1 | 164,1 | 162,5 | 100,3 |
| | Ozonbildung Human | person.ppm.h | 0,007 | 0,013 | 0,013 | 0,008 |
| | Ressourcenbedarf P | kg | 0,0119 | 0,0164 | 0,0006 | 0,0004 |
| | Ressourcenbedarf K | kg | 0,0310 | 0,0078 | 0,0010 | 0,0015 |
| | Flächenbedarf | m ² a | 12,1 | 26,9 | 34,1 | 33,3 |
| | Bedarf an Ackerland | m ² a | 4,3 | 2,2 | 1,9 | 1,3 |
| | Abholzung | m ² | 0,0217 | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 |
| | Wasserbedarf (blue) | m ³ | 0,058 | 0,122 | 0,104 | 0,066 |
| Nährstoffmanagement | Terr. Eutrophierung | m ² | 6,7 | 12,6 | 17,9 | 12,8 |
| | Aq. Eutrophierung N | kg N | 0,03 | 0,06 | 0,07 | 0,05 |
| | Aq. Eutrophierung P | kg P | 0,0011 | 0,0018 | 0,0017 | 0,0017 |
| | Versauerung | m ² | 1,7 | 3,0 | 4,2 | 3,1 |
| Schadstoffmanagement | Terr. Ökotox. o. Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0034 | 0,0039 | 0,0030 | 0,0021 |
| | Terr. Ökotox. Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0046 | 0,0027 | <0,0001 | <0,0001 |
| | Aq. Ökotox. o. Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,033 | 0,046 | 0,045 | 0,043 |
| | Aq. Ökotox. Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,151 | 0,095 | <0,001 | <0,001 |
| | Humantox. o. Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 1,70 | 2,45 | 2,46 | 2,57 |
| | Humantox. Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,07 | 0,03 | <0,01 | <0,01 |

3.4.2. Ressourcenmanagement

Die beobachteten Unterschiede hatten verschiedene Ursachen. Ein wichtiger Unterschied zwischen dem System Grossviehmast und dem System Mutterkuh ist grundsätzlicher Natur: Im System Grossviehmast stammen die Kälber aus Milchproduktionssystemen, das heisst ein Grossteil (92 %) der Umweltwirkungen der Muttertiere, also der Milchkühe, wurde nicht der Mast, sondern der Milchproduktion angerechnet (siehe Kapitel 3.1.2). Im Mutterkuhsystem ist das anders: Hier wird die Milch im System selbst konsumiert, demzufolge wurden die gesamten Umweltwirkungen der Mutterkühe der Fleischproduktion angerechnet. Besonders deutlich wurde dies bei den Umweltwirkungen Treibhauspotenzial (Abbildung 7) und Ozonbildung. Der wichtigste Beitrag zu diesen Umweltwirkungen liefert das Methan, welches im Verdauungstrakt des Rindviehs gebildet wird. Die Methanemissionen in den untersuchten Mutterkuhsystemen waren deutlich höher als in den Grossviehmastsystemen. Dies war auf den oben genannten Unterschied zurückzuführen: In den Mutterkuhsystemen wurde der gesamte Methanausstoss der Mutterkühe der Fleischproduktion angerechnet, in den Grossviehmastsystemen wurde der grösste Teil der Methanemissionen der Milchkühe der Milchproduktion zugeteilt.

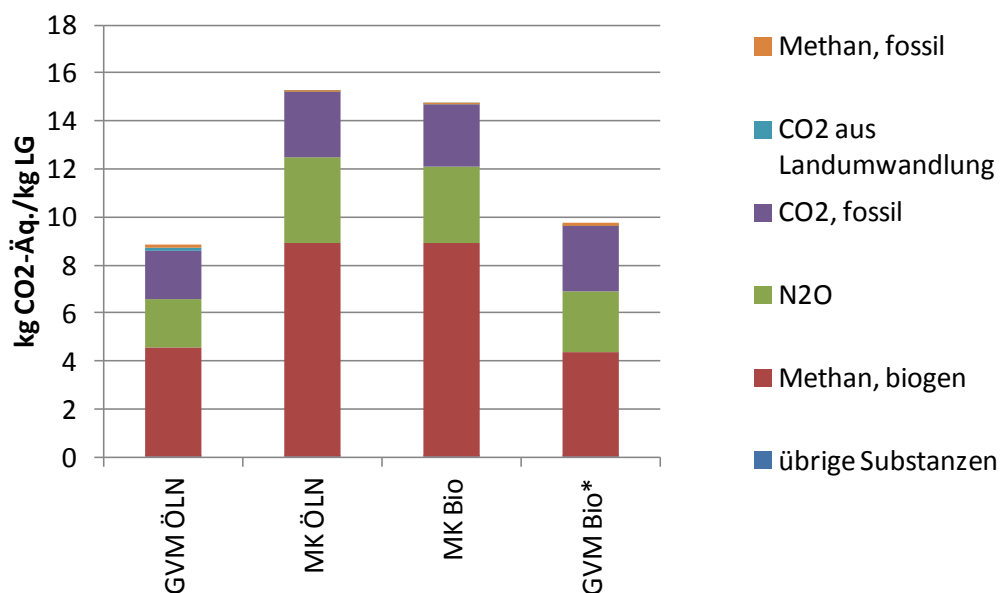


Abbildung 7: Treibhauspotenzial pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastssysteme Schweiz (Stufe Hoftor).

*: Das System Grossviehmast Bio (GVM Bio) weist infolge schwacher Datengrundlage nur eine eingeschränkte Aussagekraft auf (siehe Kapitel 3.1.5).

Auch bei der Umweltwirkung nicht-erneuerbarer Energiebedarf wiesen die Mutterkuhsysteme tendenziell höhere Werte auf als die Grossviehmast ÖLN. Dies hängt auch damit zusammen, dass im Mutterkuhsystem neben den Masttieren noch die Mutterkühe mit zum System gehörten und zur Umweltwirkung beitrugen. Der Unterschied war aber nicht so deutlich wie bei den Umweltwirkungen Treibhauspotenzial und Ozonbildung, da die Mutterkühe extensiver gehalten wurden und z. B. viel weniger Kraftfutter bekamen, was den Energiebedarf NE deutlich reduzierte. Ausserdem konnte durch die Weidehaltung Energie (Treibstoffe, Maschineneinsatz) für die Futterernte eingespart werden.

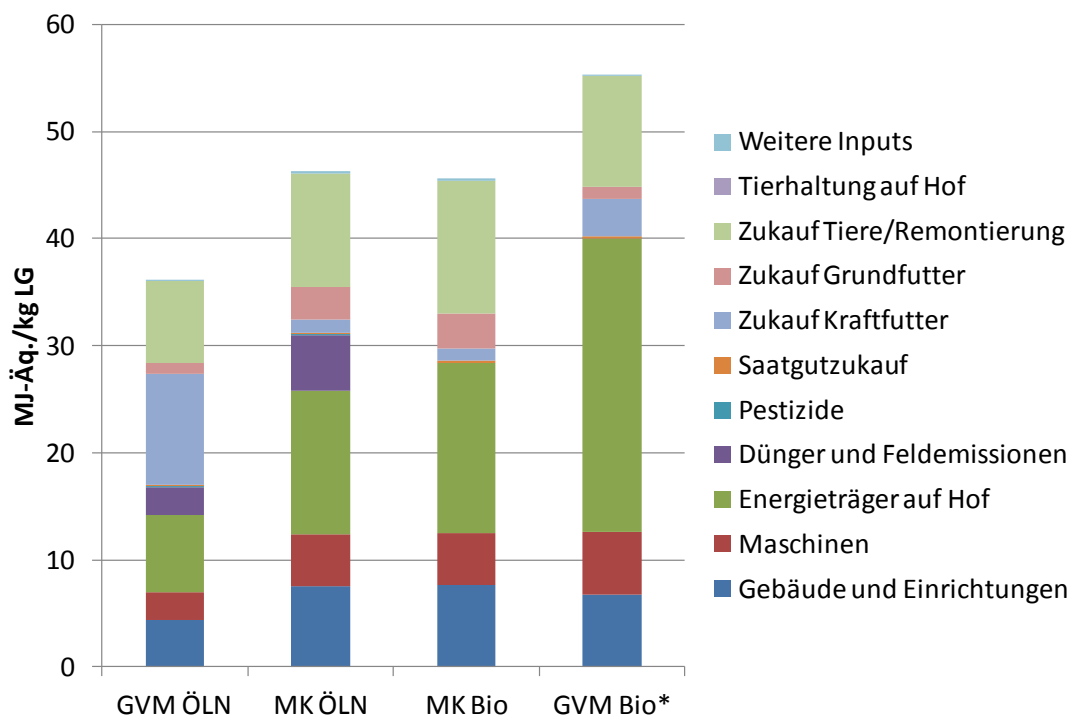


Abbildung 8: Energiebedarf NE pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastssysteme Schweiz (Stufe Hoftor) aufgeteilt nach Inputgruppen.

*: Das System Grossviehmast Bio (GVM Bio) weist infolge schwacher Datengrundlage nur eine eingeschränkte Aussagekraft auf (siehe Kapitel 3.1.5).

Auffallend war der deutlich höhere nicht-erneuerbare Energiebedarf pro kg Lebendgewicht des Systems Grossviehmast Bio (Abbildung 8). Dies lag vor allem an den direkt auf dem Hof eingesetzten Energieträgern, welche in diesem System in einer viel höheren Masse zum Gesamtenergiebedarf beitrugen als in den übrigen Systemen. Ein Grund dafür war in der deutlich längeren Mastdauer zu finden, welche aus der niedrigen Tageszunahme resultierte. Ein zweiter Grund lag darin, dass die Betriebe dieses Systems mehrheitlich in der Bergregion zu finden waren (97 % der Produktion, siehe Tabelle 4). Die höhere Lage führt aus mehreren Gründen zu einem höheren Energieeinsatz: Einerseits fallen die Erträge infolge der ungünstigeren klimatischen Bedingungen niedriger aus, weshalb im Vergleich zu einem Talbetrieb eine grössere Fläche bewirtschaftet werden muss, um die gleiche Menge an Futter zu ernten. Andererseits führt die längere Winterperiode zu einem höheren Aufwand für die Futterkonservierung. Dazu bedingt die grössere Hangneigung oft eine spezielle Mechanisierung und z. T. auch einen höheren Treibstoffbedarf (Hersener *et al.*, 2011). Daneben weist der Biolandbau an sich auch niedrigere Erträge auf als der konventionelle Landbau.

Einschränkend wirkt allerdings, dass das System Grossviehmast Bio auf einer deutlich schlechteren Datengrundlage basiert als die übrigen analysierten Systeme (siehe Kapitel 3.1.5). Deshalb sollten die hier präsentierten Zahlen für das System Grossviehmast Bio nicht in ihrer absoluten Grösse betrachtet werden, sondern eher als ein Hinweis dienen, in welche Richtung die Resultate gehen. Genauere Zahlen müssten in einer detaillierten Studie erarbeitet werden.

Die Mutterkuhsysteme sowie das Bio-Grossviehmastsystem wiesen einen klar höheren Flächenbedarf auf als das System Grossviehmast ÖLN (Abbildung 9). Dies lag am durch die grasbasierte Fütterung bedingten höheren Bedarf an Grünland. Der Bedarf an Ackerland hingegen war durch die kraftfutterbetonte Fütterung im System Grossviehmast ÖLN am höchsten. Dieser grundsätzliche Unterschied in der Fütterung zeigte sich auch darin, dass der Flächenbedarf des Systems Grossviehmast ÖLN nur rund zur Hälfte aus eigenem Land bestand, während der Rest externe Flächen waren, welche über den Zukauf von Futtermitteln und den Zukauf von Tieren dem System angerechnet wurden. Bei den übrigen drei Systemen hingegen setzte sich der Flächenbedarf grösstenteils aus eigenem Land zusammen. Beim extensiv genutzten Grasland bestanden ebenfalls bedeutende Unterschiede. Der Anteil war bei GVM ÖLN am geringsten und bei den Bio-Varianten am höchsten.

Auch die hohen Resultate des Systems Grossviehmast ÖLN in der Umweltwirkung Abholzung (siehe Abbildung 6) waren auf die Fütterung zurückzuführen. Den gesamten Beitrag zu dieser Wirkung verursachte das als Kraftfutter eingesetzte Soja aus Brasilien. Da bei den Mutterkuhsystemen kein Soja eingesetzt wurde, trugen diese Systeme praktisch nichts zur Abholzung bei. Im System Grossviehmast Bio wird nur zertifiziertes Soja eingesetzt, welches keine Abholzung nach sich zieht. Beim System Grossviehmast ÖLN hingegen wurde von 60 % zertifiziertem und 40 % konventionellem Soja ausgegangen, was zu den im Vergleich hohen Resultaten bezüglich Abholzung führte.

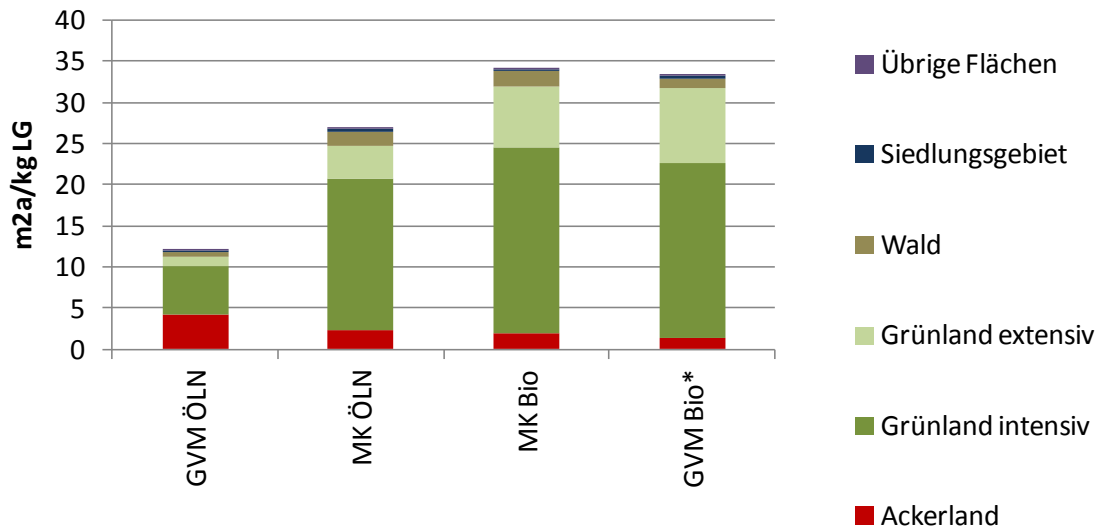


Abbildung 9: Flächenbedarf pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastssysteme Schweiz (Stufe Hoftor).

*: Das System Grossviehmast Bio (GVM Bio) weist infolge schwacher Datengrundlage nur eine eingeschränkte Aussagekraft auf (siehe Kapitel 3.1.5).

Der Wasserbedarf (blue; Abbildung 6) stammte hauptsächlich vom Tränkewasser. Die Mutterkuhsysteme waren diesbezüglich mit einem Tränkewasserbedarf von rund 25 l pro Masteinheit und Tag (Mutterkuh mit Kalb) deutlich höher als die Grossviehmastssysteme mit einem täglichen Tränkewasserbedarf von 11 l pro Rind (KTBL, 2008). Auch hier zeigte sich wieder der grundsätzliche Unterschied bezüglich der Berücksichtigung des Muttertiers zwischen den beiden Systemen. Der tendenziell leicht höhere Wasserbedarf (blue) des Bio-Grossviehmastsystems war auf die niedrigere Zuwachsrate und die damit verbundene längere Mastdauer zurückzuführen.

Der Ressourcenbedarf an Phosphor und Kalium (Abbildung 6) war bei den Bio-Systemen deutlich tiefer als die Grossviehmastssysteme. Der Grund dafür lag im Verzicht auf Mineraldüngung im Biolandbau.

3.4.3. Nährstoffmanagement

Im Bereich Nährstoffmanagement wiesen die extensiven Systeme (Mutterkuh, Grossviehmast Bio) bezüglich der stickstoffgebundenen Umweltwirkungen (Abbildung 6) generell höhere Wirkungen auf als das System Grossviehmast ÖLN. Hauptbeitragende Inputgruppen waren die Tierhaltung und die Feldemissionen. Bei der terrestrischen Eutrophierung und der Versauerung ist Ammoniak die Hauptemission. Ammoniak aus tierischen Ausscheidungen entsteht beim Abbau von Harnstoff bei freier Exposition gegenüber der Luft, unter anderem, wenn sich Tiere im Laufhof aufhalten. Die Mutterkuhsysteme wiesen infolge des Weidegangs im Sommer zwar weniger Laufhoftage auf als das System Grossviehmast ÖLN, da sich im Mutterkuhsystem aber auch die Mutterkühe auf dem Laufhof befinden, ergaben sich insgesamt höhere Stickstoffemissionen pro Masteinheit. Dies resultierte in insgesamt höheren Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung (Abbildung 10). Dazu kamen bei den Mutterkuhsystemen auch mehr Ammoniakemissionen von der betriebseigenen Fläche. Zwar wiesen diese infolge ihrer Bewirtschaftung (hauptsächlich Grünland, wenig Ackerland, vorwiegend Weidehaltung) pro Fläche um rund 40 % geringere Emissionen auf als das System Grossviehmast ÖLN, da der Bedarf an eigenen Flächen für die Produktion von einem Kilogramm Fleisch den Bedarf an eigenen Flächen des Systems Grossviehmast ÖLN aber um drei bis vier Mal überstieg, waren die Emissionen pro kg Fleisch (LG) trotzdem höher. Bei Mutterkuh ÖLN trugen die Ammoniakemissionen im Laufhof und die Feldemissionen etwa zu gleichen Teilen zur höheren Eutrophierung und Versauerung bei. Bei Mutterkuh Bio hatten die Ammoniakemissionen von den bewirtschafteten Flächen einen deutlich höheren Anteil. Dies war darauf zurückzuführen, dass im Biolandbau ausschliesslich Hofdünger eingesetzt werden, deren Ausbringung höhere Ammoniakemissionen mit sich bringt als bei mineralischen Düngern.

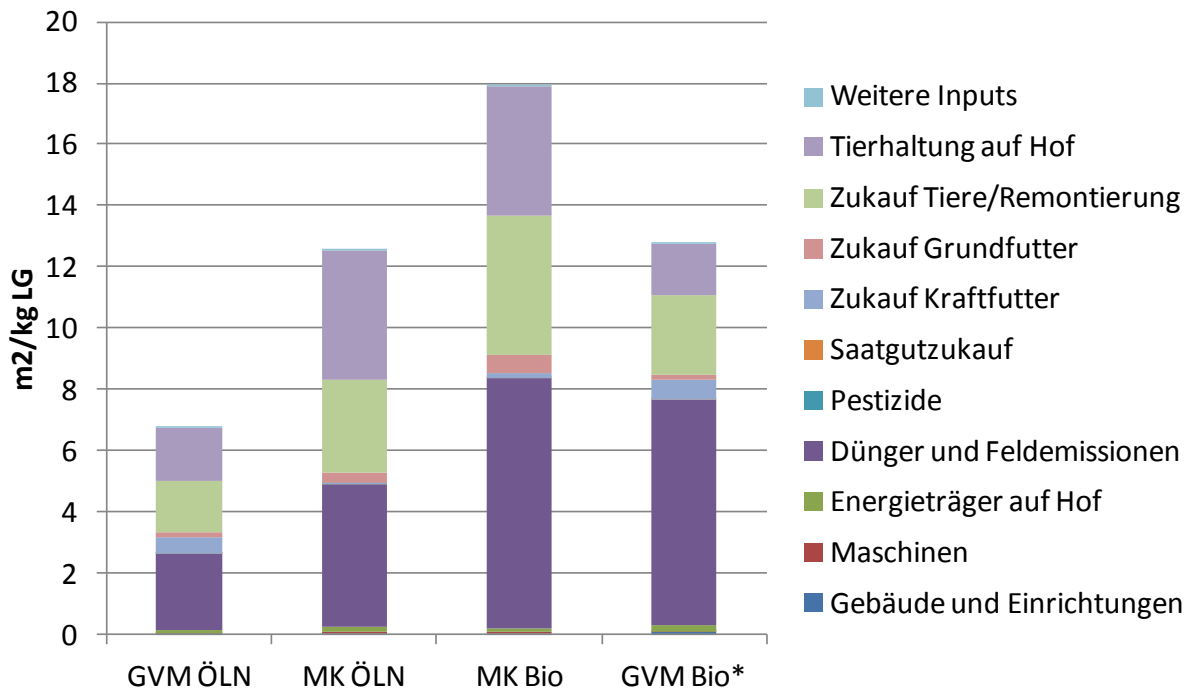


Abbildung 10: Terrestrische Eutrophierung pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastsysteme Schweiz (Stufe Hoftor).

*: Das System Grossviehmast Bio (GVM Bio) weist infolge schwacher Datengrundlage nur eine eingeschränkte Aussagekraft auf (siehe Kapitel 3.1.5).

Die höhere terrestrische Eutrophierung des Systems Grossviehmast Bio war auf die Feldemissionen zurückzuführen (Abbildung 10). Pro Flächeneinheit hatte das System zwar rund ein Drittel weniger Emissionen als das System Grossviehmast ÖLN, infolge des um ein Mehrfaches erhöhten Flächenbedarfs waren die Gesamtemissionen pro kg Fleisch (LG) aber deutlich höher.

Für die aquatische Eutrophierung N ist neben dem Ammoniak auch das Nitrat sehr wichtig. Auch hier spielte bei den Mutterkuhsystemen vor allem der hohe Flächenbedarf pro kg Fleisch (LG) eine wichtige Rolle. Pro Fläche wiesen sie zwar wiederum geringere Emissionen auf als das System Grossviehmast ÖLN, da der Bedarf an eigenen Flächen pro kg Fleisch insgesamt aber um ein Vielfaches höher war, lagen die Nitratemissionen insgesamt höher als beim System Grossviehmast ÖLN (Daten nicht gezeigt).

Das System Grossviehmast Bio wies pro Flächeneinheit sogar nur rund halb so viele Nitrat- und Ammoniakemissionen auf als das System Grossviehmast ÖLN (Daten nicht gezeigt). Auch hier war der stark erhöhte Bedarf an eigenen Flächen pro kg produziertes Fleisch ausschlaggebend für die in Summe höheren Werte bei der aquatischen Eutrophierung N.

Bei der aquatischen Eutrophierung P dominierten ebenfalls die Feldemissionen (Abbildung 20). Hier wies das System Grossviehmast ÖLN tendenziell niedrigere Werte auf, dies infolge einer geringeren Abschwemmung von Phosphaten in Gewässer. Der Grund dafür lag hauptsächlich in der kleineren für die Rindermast eingesetzten Fläche. Insgesamt gab es bei dieser Umweltwirkung aber eine grosse Variabilität und die Unterschiede zwischen den Systemen sind nicht eindeutig.

3.4.4. Schadstoffmanagement

Bei der Ökotoxizität schnitten die Biosysteme deutlich besser ab als die ÖLN-Systeme (Abbildung 6), dies dank dem Verzicht auf Pestizide im Biolandbau. Mutterkuh ÖLN wies in Folge des geringeren Einsatzes von Kraftfutter und des damit verbundenen geringeren Einsatzes an Pestiziden bezüglich Ökotoxizität leicht tiefere Werte auf als Grossviehmast ÖLN.

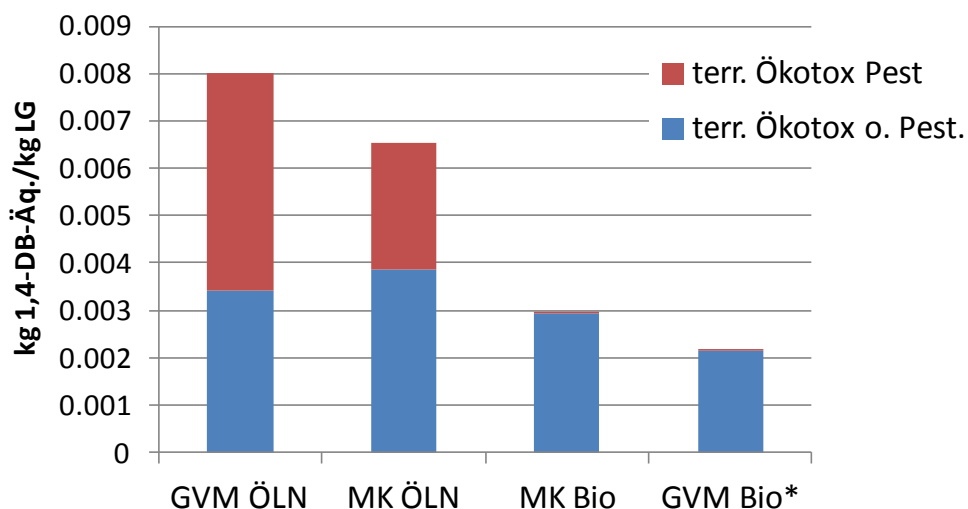


Abbildung 11: Terrestrische Ökotoxizität pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindermastssysteme (Stufe Hoftor) aufgeteilt nach Pestiziden und übrigen Wirkstoffen.

*: Das System Grossviehmast Bio (GVM Bio) weist infolge schwacher Datengrundlage nur eine eingeschränkte Aussagekraft auf (siehe Kapitel 3.1.5).

Neben den Pestiziden ist bei der Ökotoxizität auch die schädliche Wirkung durch Schwermetalle wichtig (Abbildung 11). Die Biosysteme wiesen zwar keine Ökotoxizität durch Pestizide auf, hatten jedoch eine ähnliche Wirkung wie die ÖLN-Systeme durch andere toxische Substanzen. Die Hauptwirkung kommt dabei von den Schwermetallen. Diese gelangen während des Futtermittelanbaus durch die Ausbringung von Hofdüngern in den Boden. Da im biologischen Anbau nur Hofdünger eingesetzt werden dürfen, ist dieser Eintrag in den Biosystemen besonders relevant. Bezüglich Schwermetalleinträgen und dem Pestizideinsatz gibt es jedoch noch sehr grosse Unsicherheiten und Datenlücken (siehe Kapitel 6.3). Abschliessende Aussagen bezüglich Ökotoxizität sind daher gegenwärtig nicht möglich.

3.4.5. Wichtige Inputgruppen

Abbildung 12 zeigt den Anteil der verschiedenen Inputgruppen an den einzelnen Umweltwirkungen für die vier untersuchten Rindviehmastssysteme in der Schweiz. Bei der Grossviehmast ÖLN waren die wichtigsten Inputgruppen der Krafffutterzukauf, die eingesetzten Düngemittel und daraus folgenden Emissionen (Dünger / Feldemissionen), der Tierzukauf und die Tierhaltung auf dem Hof. Bei den Mutterkuhsystemen spielte der Krafffutterzukauf praktisch keine Rolle, hier stellten die die eingesetzten Düngemittel und daraus folgenden Emissionen (Dünger / Feldemissionen), der Tierzukauf und die Tierhaltung die wichtigsten Inputgruppen dar.

Beim System Grossviehmast Bio waren auch der Tierzukauf und die die eingesetzten Düngemittel und daraus folgenden Emissionen (Dünger / Feldemissionen) die wichtigsten Inputgruppen, daneben trugen auch die auf dem Hof eingesetzten Energieträger viel zur Umweltwirkung bei.

Insgesamt wurde die Umweltwirkung der Rindermast am stärksten beeinflusst durch die Wahl des Systems (Grossviehmast oder Mutterkuhhaltung) und die Wahl der Fütterung (Verhältnis Krafffutter – Raufutter). Die Wahl der Fütterung wiederum beeinflusste die Bewirtschaftungsweise (Ackerland oder Grünland) und damit die Art und Menge der ausgebrachten Düngemittel, was für die Feldemissionen relevant war. Bei der Wahl der Düngung bzw. der Düngemittel spielte natürlich auch die Landbauform (ÖLN oder Bio) eine wichtige Rolle. Ein weiterer wichtiger Faktor bezüglich Umweltwirkung waren beim Rindvieh die Verdauungsemissionen, namentlich das Methan.

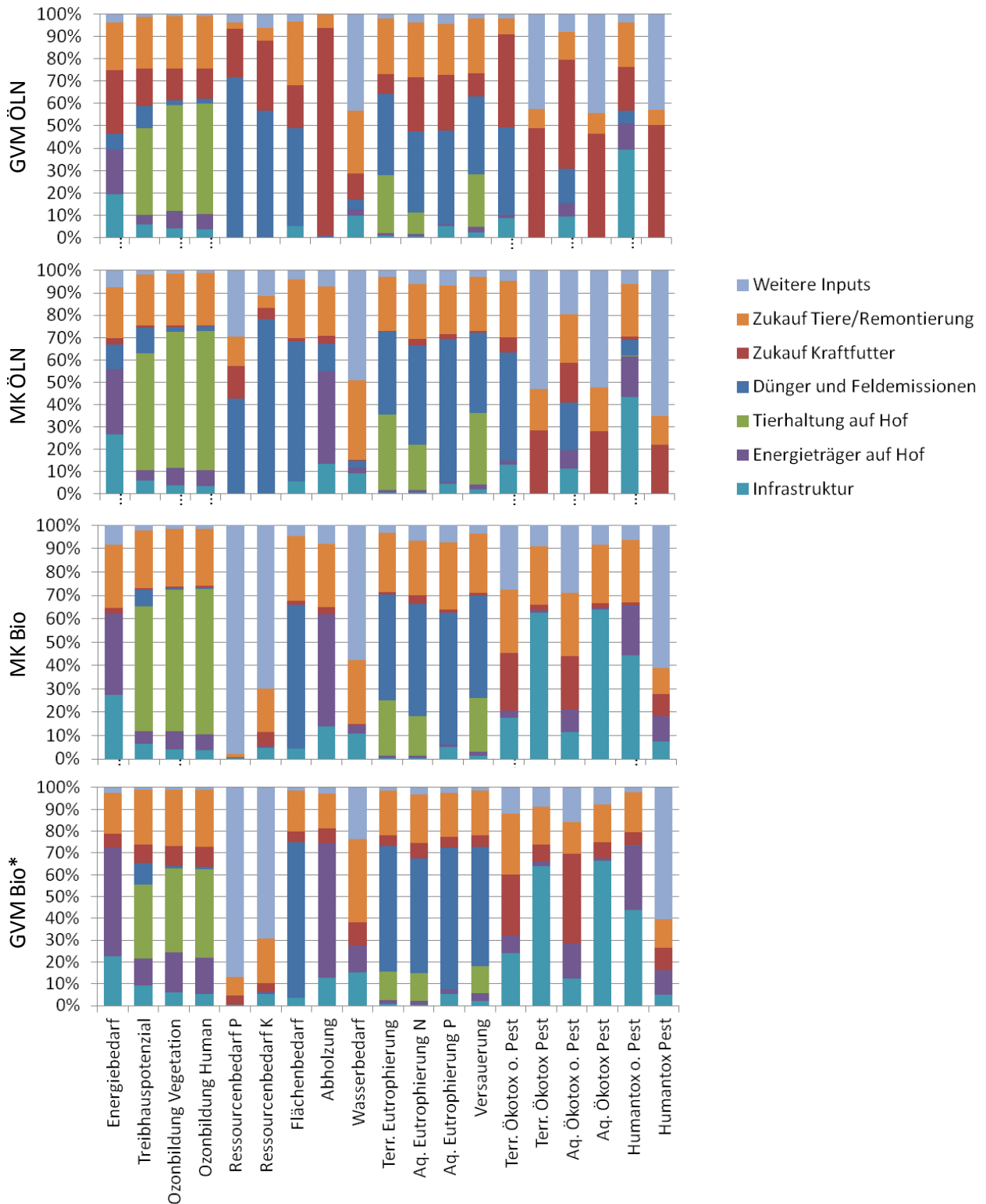


Abbildung 12: Anteil der Inputgruppen an den untersuchten Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht (LG) der vier Systeme Grossviehmast ÖLN (oben), Mutterkuh ÖLN (Mitte oben), Mutterkuh Bio (Mitte unten) und Grossviehmast Bio (unten).

*: Das System Grossviehmast Bio (GVM Bio) weist infolge schwacher Datengrundlage nur eine eingeschränkte Aussagekraft auf (siehe Kapitel 3.1.5).

3.5. Biodiversitätspotenzial der Rindermast Schweiz

Wie im vorangegangenen Kapitel wurden für die beiden Landbauformen ÖLN und Bio Mutterkuh- und Grossviehmastssysteme betrachtet. Betrachtet man die flächengewichteten Werte der GAV für die

betriebseigenen Flächen sowie der Flächen, die der Rindviehmast über den Zukauf von Krafffutter, Raufutter, Milchpulver sowie den Zukauf von Tieren zugeordnet werden (Abbildung 13, die GAV aller berücksichtigten Flächen ist im Anhang 8.4 zusammengestellt), so konnten wir folgendes feststellen:

- Der Betriebstyp GVM ÖLN Tal erreichte auf den betriebseigenen Flächen eine deutlich niedrigere GAV als die anderen Betriebstypen. Dies erklärt sich durch den höheren Anteil an Ackerflächen, im Vergleich zu Mutterkuhbetrieben. Aus demselben Grund lag auch der Betriebstyp MK ÖLN Tal geringfügig unterhalb der beiden Betriebstypen, die biologisch wirtschaften.
- Die GAV der zugekauften Futtermittel lag mit einem Wert von ungefähr fünf deutlich unterhalb der betriebseigenen Flächen. Zurückzuführen ist dies darauf, dass es sich beim Krafffutter um Ackerkulturen handelte, und dass zugekauftes Raufutter von intensiven Naturwiesen stammte.
- Die Milch für das Milchpulver und die Remonten stammten aus Verkehrsmilch- bzw. Mutterkuhbetrieben in der Hügel- bzw. Bergregion. In diesen ist der Anteil an Ackerfläche deutlich geringer als im Betriebstyp GVM ÖLN. Die Verteilung der Gesamtfläche auf die einzelnen Habitate ähnelt in den Betriebstypen Verkehrsmilch ÖLN Hügel, Mutterkühe ÖLN Hügel, Mutterkühe Bio Berg und Verkehrsmilch Bio Berg derjenigen in den drei betrachteten Betriebstypen (MK ÖLN Tal, MK Bio Tal und GVM Bio Berg). Folglich lag die GAV auf einem vergleichbaren Niveau.
- Aufgrund des niedrigeren Düngungsniveaus und des Verzichts auf Pflanzenschutz war die GAV des biologisch produzierten Krafffutters bzw. des zugekauften biologischen produzierten Raufutters gegenüber dem nach ÖLN Richtlinien produzierten geringfügig höher.
- Die Flächen, die für nach ÖLN-Richtlinien produzierte Remonten eingesetzt wurden, erreichten eine geringfügig höhere GAV als diejenigen, die der Erzeugung von Bio-Remonten zugeordnet waren. Im ÖLN-System stammten die Remonten – aufgrund der in Kapitel 3.1 beschriebenen Auswahlkriterien – aus der Hügelregion, wohingegen die Remonten für die biologisch wirtschaftenden Betriebe aus dem Berggebiet stammten. Die mittelintensiven und wenig intensiven Wiesen im Berggebiet waren aufgrund der verwendeten Daten eher der nächsthöheren Intensitätsstufe zuzuordnen, dadurch erklärt sich die leicht niedrigere GAV.

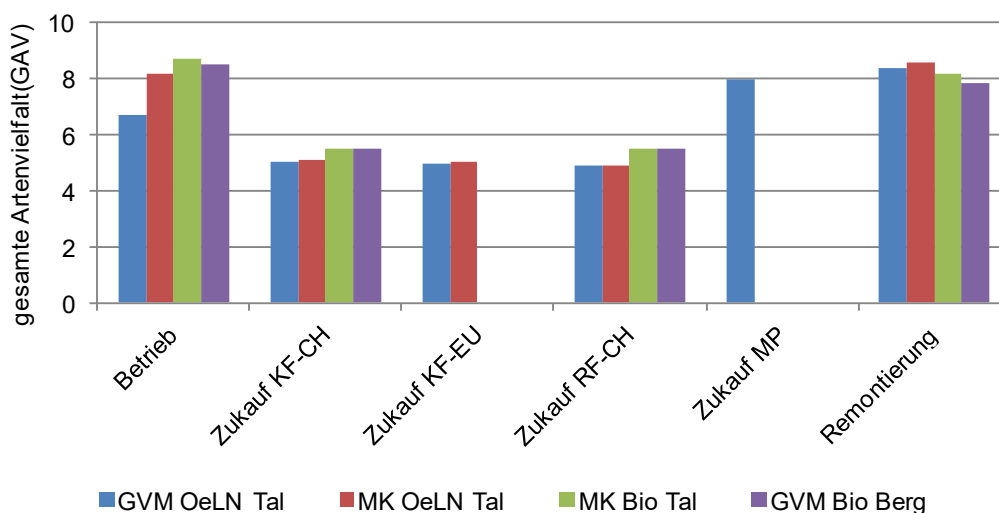


Abbildung 13: Flächengewichtete Gesamte Artenvielfalt (GAV) in den vier betrachteten Betriebstypen für die Bereiche betriebseigene Flächen sowie Flächen, die der Mast über den Zukauf von Tieren, Milchpulver sowie Kraft- bzw. Raufutter zugeordnet wurden. Zu beachten ist, dass die GAV die Auswirkung der Bewirtschaftung auf die Biodiversität im jeweiligen Habitat in der jeweiligen Höhenstufe angibt und kein Indikator für die absolute Anzahl von Arten ist. KF = Krafffutter, MP = Milchpulver, RF = Raufutter, CH = Schweiz, EU = Europa.

Betrachtet man die GAV auf Stufe der Rindviehmast, dargestellt als flächengewichteter Mittelwert aller der Mast zugeordneten Flächen (Abbildung 14), zeigt sich, dass die Mast in den drei Betrieben MK ÖLN Tal, MK Bio Tal und GVM Bio Berg einen sehr ähnlichen Einfluss auf die Biodiversität hatte, wohingegen die Produktion im Betriebstyp GVM ÖLN Tal einen um 0,5 niedrigeren Wert erreichte. Darüber hinaus ist der Anteil der einzelnen Flächen am Ergebnis auffällig. Die betriebseigene Fläche trug im System GVM Bio Berg den grössten Anteil zur gesamten GAV bei, wohingegen im System GVM ÖLN die Remontierung

entscheidend war. In den beiden MK Systemen trugen sowohl die betriebseigenen Flächen wie auch die zur Remontierung benötigten Flächen nahezu gleichviel zum Gesamtergebnis bei. Dieser Unterschied erklärt die geringe Differenz zwischen dem System GVM ÖLN Tal und den anderen Systemen. Aufgrund der stärker auf Ackerfutter basierten Ration wies der Betriebstyp GVM ÖLN Tal zwar eine deutlich niedrigere GAV für die betriebseigenen, der Mast zugeordneten, Flächen auf (Abbildung 13). Da aber annähernd 50 % der gesamten zugeordneten Fläche auf den Zukauf von Milchpulver und Remonten entfielen, dessen Produktion hauptsächlich graslandbasiert war, lag die GAV für diese Zukäufe auf einem Niveau, das dem der Systeme MK ÖLN Tal, MK Bio Tal und GVM Bio Berg entsprach. Dadurch verringerte sich der Abstand zwischen dem System GVM ÖLN Tal und den andern Systemen deutlich.

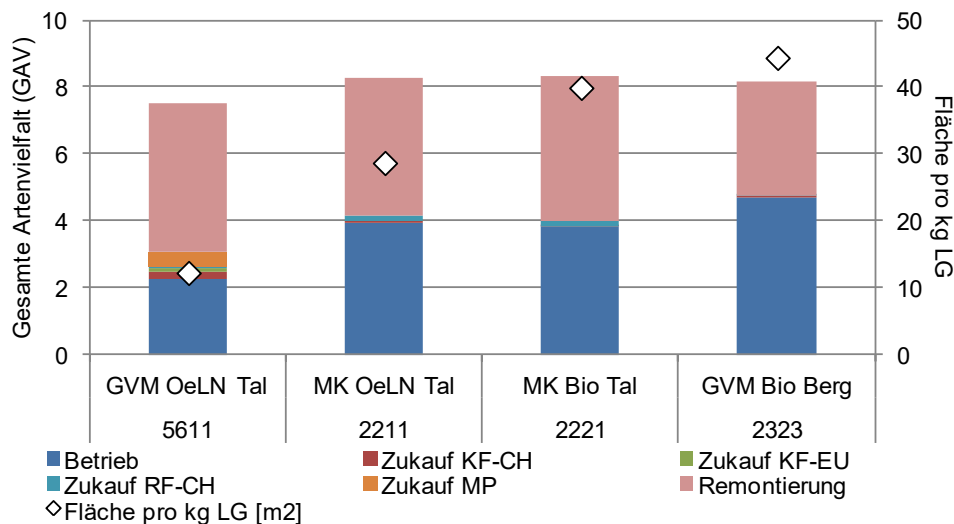


Abbildung 14: Flächengewichtete Gesamte Artenvielfalt der Rindermast der vier betrachteten Betriebstypen sowie die für die Produktion von 1 kg LG notwendige Fläche. Zu beachten ist, dass die GAV die Auswirkung der Bewirtschaftung auf die Biodiversität im jeweiligen Habitat in der jeweiligen Höhenstufe angibt und kein Indikator für die absolute Anzahl von Arten ist. KF = Kraffutter, MP = Milchpulver, RF = Raufutter, CH = Schweiz, EU = Europa.

Da die Flächenproduktivität in den betrachteten Systemen sehr unterschiedlich war (Abbildung 14), stellt sich die Frage, wie die Ergebnisse einzuordnen sind. Dazu werden die in Kapitel 3.1.4 beschriebenen theoretischen Referenzszenarien „maximale GAV“ und „maximale Produktion“ herangezogen. Wie in Abbildung 15 zu erkennen ist, lag das theoretische Maximum der GAV auf einer sehr extensiven Naturwiese mit 16,5 deutlich höher als die in den vier Systemen erreichten Werte, wobei die Flächenproduktivität in diesem Szenario mit 54 kg LG pro ha und Jahr um 75-90 % niedriger war als in den betrachteten Systemen. Auf der anderen Seite lag die Produktivität im Szenario maximale Produktion (1460 kg LG pro ha und Jahr) deutlich über dem Wert der hier analysierten Betriebstypen. Allerdings reduziert sich durch die alleinige Verwendung von Ackerfutter die GAV ebenfalls massgeblich auf einen Wert von ungefähr 5 im Szenario maximale Produktion. Dieser Wert liegt unterhalb der in diesem Projekt berechneten Getreide und entspricht ungefähr einer aus Sicht der Biodiversität gut geführten Hackfrucht. Eine niedrige Flächenproduktivität bedeutet umgekehrt, dass für die Produktion von einem kg Fleisch mehr Fläche benötigt wird. Während dies bei Ackerflächen oder produktivem Grasland als negativ zu bewerten ist, kann dies bei marginalen Flächen wie z. B. Alpweiden, welche sonst verganden könnten, durchaus erwünscht sein. Der Flächenbedarf muss daher regional differenziert betrachtet werden.

Diese Darstellung zeigt, dass sowohl in Bezug auf das Biodiversitätspotenzial als auch hinsichtlich auf die Flächenproduktivität ein Spielraum besteht für eine Intensivierung mit gleichzeitigem Verlust an Biodiversitätspotenzial und auch für eine Extensivierung mit einer starken Steigerung des Biodiversitätspotenzials.

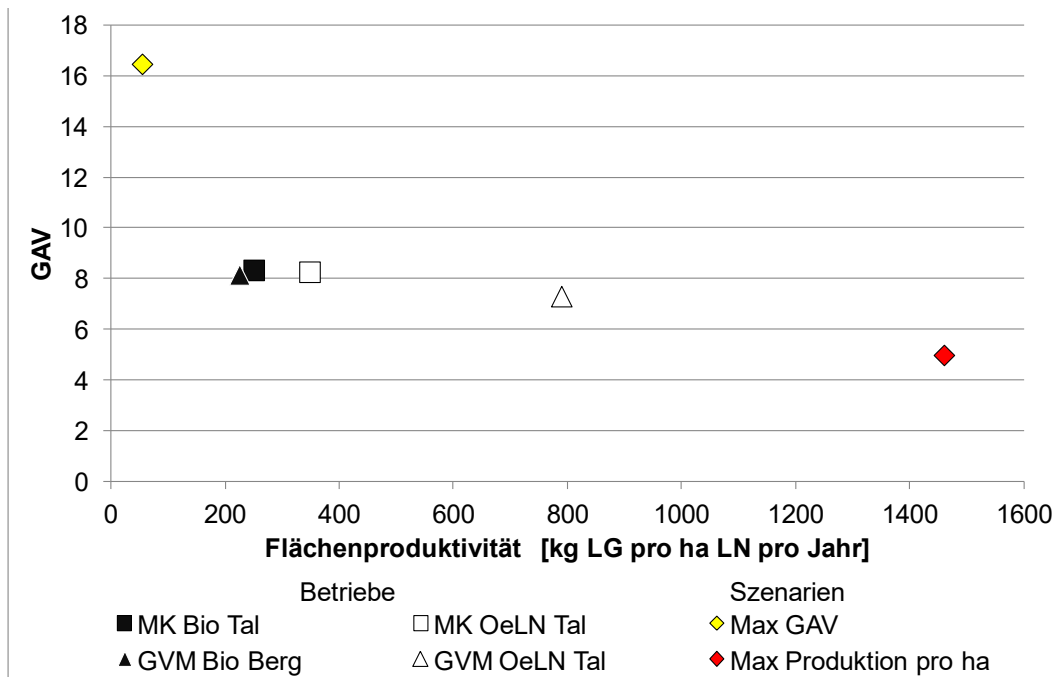


Abbildung 15: Gesamte Artenvielfalt (GAV) und Flächenproduktivität der vier betrachteten Betriebstypen im Vergleich zu zwei theoretischen Szenarien, die einer Fleischproduktion auf sehr extensiven Wiesen (Max GAV), bzw. auf einer rein auf Ackerfutter basierten Ration (Max Produktion pro ha) entsprechen.

3.6. Resultate Rindermast Ausland

Für den Vergleich von Import-Rindfleisch mit der Schweizer Produktion wurde das Schweizer System GVM ÖLN als Vergleichsstandard mit Produktionssystemen in Deutschland und Brasilien verglichen. Beim Vergleich der Umweltwirkungen der Produktionssysteme (Abbildung 17 und Tabelle 19) zeigte sich, dass in den meisten Kategorien die Rindermast in Deutschland in etwa auf dem gleichen Niveau wie die Schweizer Produktion war, die Umweltwirkungen der brasilianischen Rindfleischproduktion hingegen zum Teil extrem von denen der europäischen Systeme abwichen. Grund dafür war die Tatsache, dass die intensive Stiermast in Deutschland vom grundsätzlichen Verfahren dem Schweizer Referenzsystem GVM ÖLN relativ ähnlich ist, während die Rinderproduktion in Brasilien sich deutlich von der Produktion in Mitteleuropa unterscheidet.

Auffallend waren zunächst das deutlich höhere Treibhaus- und Ozonbildungspotenzial der Rinderproduktion in Brasilien. Ein wesentlicher Grund dafür war der generelle Unterschied zwischen den Systemen: Das Schweizer Referenzsystem und das Produktionssystem in Deutschland waren Grossviehmastsysteme, in Brasilien entsprach die Produktion einem Mutterkuhsystem. Analog zur Schweizer Mutterkuhhaltung resultierten teilweise höhere Umweltwirkungen aus der Tatsache, dass die Mutterkuh voll der Fleischproduktion zugerechnet wurde (siehe Kapitel 3.4).

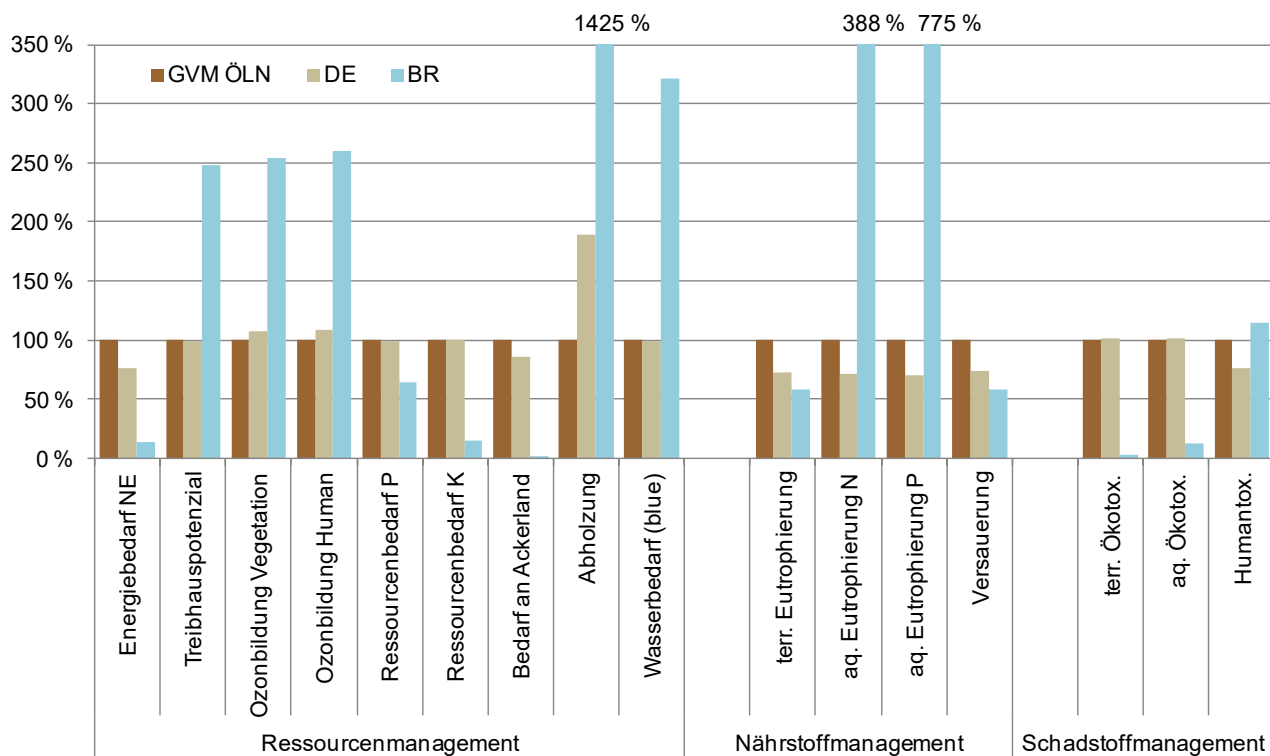


Abbildung 16: Umweltwirkungen der untersuchten Rindermastssysteme Schweiz (GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR) pro kg Lebendgewicht (Stufe Hoftor, 100 % = GVM ÖLN).

Tabelle 19: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht (LG, Stufe Hoftor) der Rindermastssysteme Schweiz (GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR)

| Kategorie | Einheit | GVM ÖLN | DE | BR | |
|----------------------|------------------------|-------------------------|--------|--------|--------|
| Ressourcenmanagement | Energiebedarf NE | MJ-Äq. | 36,1 | 27,7 | 5,2 |
| | Treibhauspotenzial | kg CO ₂ -Äq. | 8,8 | 8,8 | 21,9 |
| | Ozonbildung Vegetation | m ² .ppm.h | 93,1 | 100,1 | 236,5 |
| | Ozonbildung Human | person.ppm.h | 0,007 | 0,008 | 0,019 |
| | Ressourcenbedarf P | kg | 0,0119 | 0,0118 | 0,0077 |
| | Ressourcenbedarf K | kg | 0,0310 | 0,0311 | 0,0045 |
| | Flächenbedarf | m ² a | 12,1 | 7,5 | 103,3 |
| | Bedarf an Ackerland | m ² a | 4,3 | 3,6 | 0,0 |
| | Abholzung | m ² | 0,0217 | 0,0410 | 0,3088 |
| | Wasserbedarf (blue) | m ³ | 0,058 | 0,058 | 0,187 |
| Nährstoffmanagement | terr. Eutrophierung | m ² | 6,7 | 4,9 | 3,9 |
| | aq. Eutrophierung N | kg N | 0,03 | 0,02 | 0,13 |
| | aq. Eutrophierung P | kg P | 0,0011 | 0,0007 | 0,0082 |
| | Versauerung | m ² | 1,7 | 1,2 | 1,0 |
| Schadstoffmanagement | terr. Ökotox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0034 | 0,0037 | 0,0002 |
| | terr. Ökotox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0046 | 0,0044 | 0,0001 |
| | aq. Ökotox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,033 | 0,030 | 0,022 |
| | aq. Ökotox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,151 | 0,157 | 0,002 |
| | Humantox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 1,70 | 1,24 | 2,03 |
| | Humantox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,07 | 0,11 | 0,00 |

Ein wichtiger Grund für die Unterschiede war auch durch die Produktivität gegeben. Die Tiere in BR hatten wesentlich geringere Zuwächse als die Grossviehmaststiere in Europa; demzufolge waren sie erst später schlachtreif und sie wurden mit einem niedrigeren Gewicht geschlachtet. Daher waren bei BR die Methan-Emissionen aus dem Verdauungssystem deutlich höher, was sich zentral auf die Treibhausgase auswirkte (Abbildung 17). Dazu kam ein grosser Anteil an CO₂ aus der Umwandlung von Regenwaldflächen in Weideland. Diese Fläche war erheblich grösser als bei GVM ÖLN und DE, wo Abholzung durch die Verwendung brasilianischen Sojas im Kraftfutter entstand.

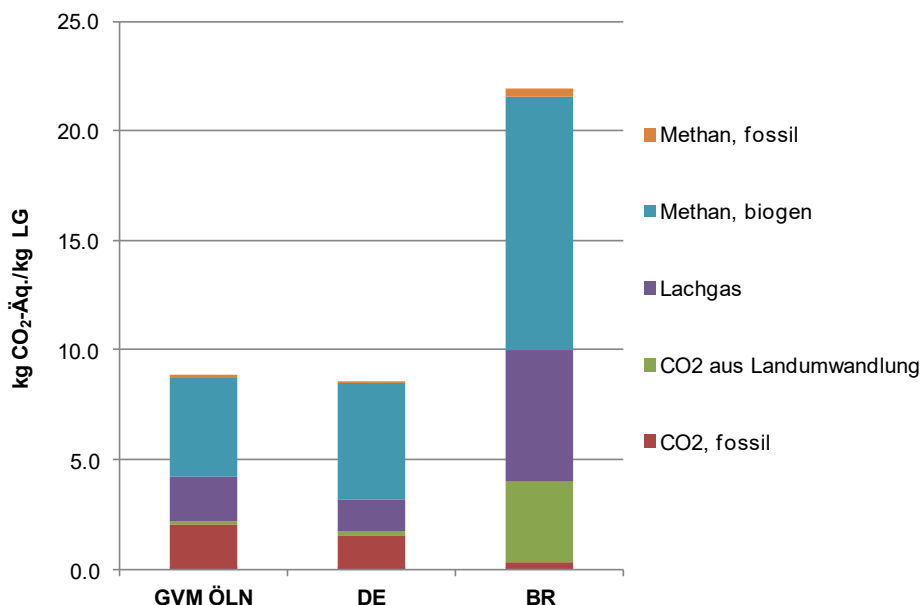


Abbildung 17: Treibhauspotenzial pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindermastssysteme GVM ÖLN, Deutschland (DE) und Brasilien (BR, Stufe Hoftor).

Die Verwendung von Maissilage und Kraftfutter als Futtergrundlage war ein wesentlicher Grund für die günstigeren Werte beim deutschen System in den Kategorien Energiebedarf NE (Abbildung 16) und Flächennutzung (Abbildung 18). Mais erzielt einen hohen Energieertrag pro ha und ist im Vergleich zu Grassilage und Dürrfutter mit weniger Energieaufwand ernt- und konservierbar. Im modellierten Schweizer System wurde hingegen Grassilage und ein höherer Anteil an Heu verfüttert. Durch die vermehrte Nutzung von Grünland in der Schweiz ergaben sich der höhere Energiebedarf NE und der höhere Flächenbedarf. Deutlich niedriger war der Energieverbrauch NE beim System BR (Abbildung 16). Bei ganzjähriger Weidehaltung und dem Verzicht auf Futterkonservierung und (Kraft-)Futterzukauf war hier nur ein sehr geringer Energieinput für die Fleischproduktion nötig.

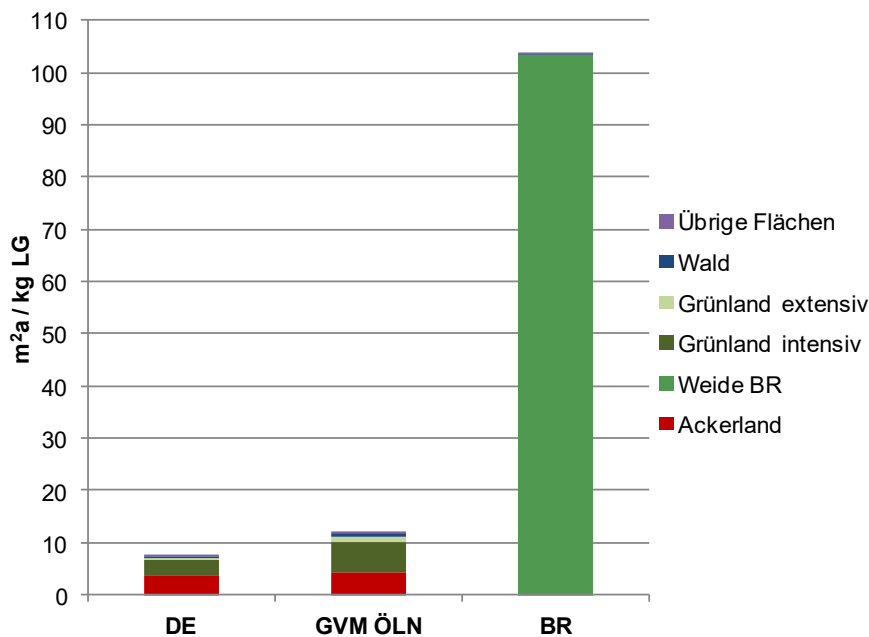


Abbildung 18: Flächennutzung pro kg Lebendgewicht (LG) in den Grossviehmastssystemen Schweiz und Deutschland.

Allerdings nutzte dieses System eine um ein Vielfaches grössere Fläche, um insbesondere in Phasen mit geringem Pflanzenwachstum eine ausreichende Futtergrundlage bereitzustellen. Dies führte dann zu hohen Emissionen z. B. von Lachgas (siehe Abbildung 17) und hohen Nitratverlusten (siehe Abbildung 19). Für die Weidefläche in Brasilien waren wenige Inputs an Betriebsmitteln notwendig, nur für angelegte Weideflächen wurden geringe Mengen an Dünger eingesetzt. Daher war der Verbrauch an P- und K-Ressourcen nur gering (Abbildung 16).

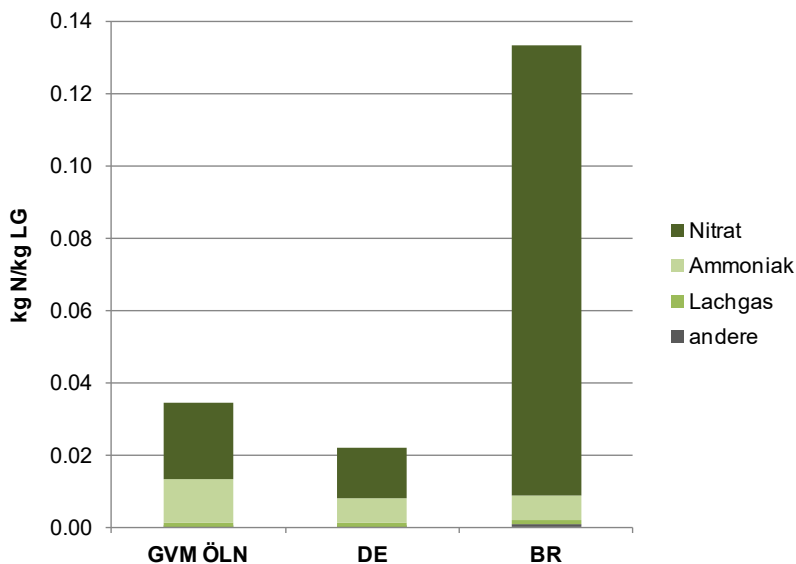


Abbildung 19: Aquatische Eutrophierung N pro kg Lebendgewicht (LG) für die Rindermastssysteme GVM Schweiz (CH), Deutschland (DE) und Brasilien (BR).

Das System DE wies im Bereich Nährstoffmanagement (Abbildung 16 und Abbildung 19) günstigere Werte auf. Für die Kategorien terrestrische Eutrophierung und Versauerung war in erster Linie Ammoniak massgeblich. Hier war einerseits die Grünlandnutzung verantwortlich, da das Grünland vorwiegend mit Gülle gedüngt wurde, während bei den Ackerkulturen vermehrt Mineraldünger ausgebracht wurden. Andererseits kam hinzu, dass in der Schweiz zusätzlich NH_3 -Emissionen von den in Deutschland nicht vorhandenen Laufhöfen entstanden. Die Belastungen im Bereich aquatischer Eutrophierung N (Abbildung 19) stammten vor allem von der Auswaschung von Nitrat. Neben den angebauten Kulturen und dem

Düngermanagement (Düngerart, Ausbringtermine, etc.) spielte hier auch der Flächenbedarf wegen der unvermeidbaren Auswaschung von mineralisiertem Stickstoff eine wesentliche Rolle. Besonders deutlich war dies bei dem System BR sichtbar, wo eine grosse Fläche einer vergleichsweise geringen Produktion zugeordnet war und so die Belastungen bezogen auf den Fleischoutput sehr hoch waren, obwohl praktisch keine N-Düngung abgesehen von den Weideausscheidungen stattfand. Ähnlich war dies auch bei der aquatischen Eutrophierung P. Durch die grosse Fläche entstand trotz sehr geringer P-Düngung ein relativ hohes Eutrophierungspotenzial durch Abschwemmung und Erosion von der genutzten Fläche.

Die Ergebnisse für den Bereich Schadstoffmanagement (Abbildung 16) unterschieden sich zwischen GVM ÖLN und DE praktisch nicht, wenngleich verschiedene Wirkstoffe für die Werte verantwortlich waren. Das System BR setzte keine Pestizide ein, die Wirkungen in der Kategorie Humantoxizität waren hier vor allem durch Schadstoffemissionen aus der Brandrodung bestimmt. Die Grössenordnung der toxischen Wirkungen des Systems BR war hier ähnlich wie bei den beiden anderen Systemen, bei der terrestrischen und aquatischen Ökotoxizität wirkte sich der Verzicht auf Pestizideinsatz stark aus.

Vergleicht man die Anteile der Inputgruppen (Abbildung 20), zeigen sich beim Vergleich der konventionellen Grossviehmastssysteme in der Schweiz und in Deutschland zunächst deutliche Unterschiede beim Futtermittelzukauf, der beim deutschen System einen wesentlich grösseren Stellenwert einnahm. Dies war einerseits auf das höhere Kraffutterniveau bei der deutschen Ration zurückzuführen, und andererseits darauf, dass hier der Zukauf der Maissilage auch dieser Kategorie zugeordnet ist. Dies wurde insbesondere deutlich in der Kategorie Energiebedarf NE und in den durch den Pflanzenbau bestimmten Kategorien (Ressourcenverbrauch P und K, Öko- und Humantoxizität, Landbedarf), wo bei DE ein deutlich höherer Anteil aus dem Zukauffutter stammte. In den anderen Bereichen waren die Unterschiede zwischen den Inputgruppen gering.

Das System Brasilien nahm bezüglich der Inputgruppen eine Sonderstellung ein, da einige Kategorien nur sehr geringe absolute Werte zeigen (z. B. Energiebedarf NE, toxische Wirkung von Pestiziden, Verbrauch von P- und K-Ressourcen), so dass deren Interpretation müssig erschien. Einige Kategorien wurden sehr stark von einzelnen Faktoren dominiert. So verursachte beispielsweise die grosse genutzte Fläche in mehreren Kategorien (aquatische Eutrophierung durch Auswaschung und Abschwemmung, Landbedarf und Abholzung) einen sehr hohen Anteil an den Umweltwirkungen. Die Kategorien Treibhaus- und Ozonbildungspotenzial waren dominiert von Lachgasemissionen (ebenfalls aufgrund der grossen Fläche) und von den Methanemissionen der Rinder.

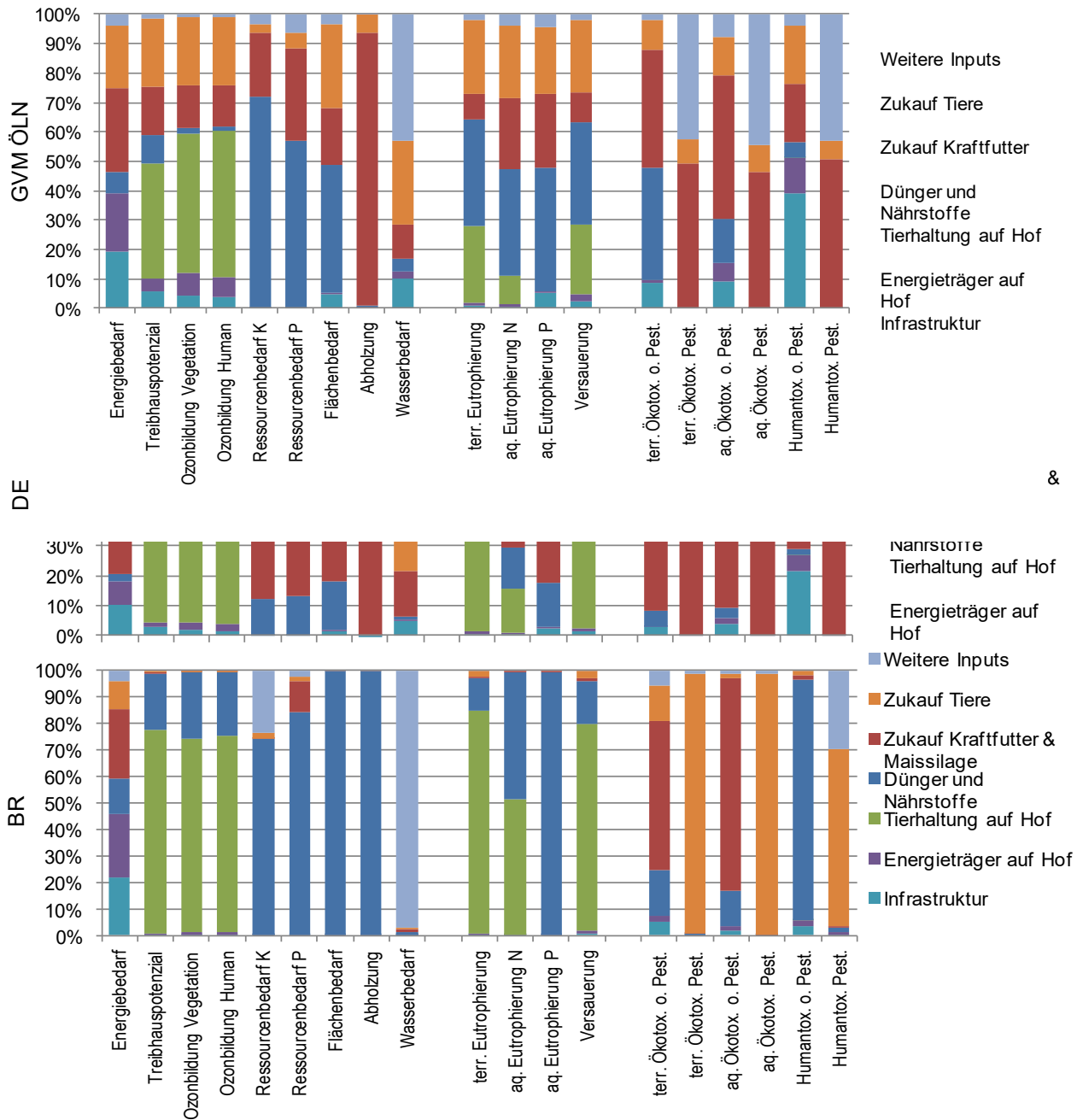


Abbildung 20: Anteile der Inputgruppen an den untersuchten Umweltwirkungen der Rindermastssysteme GVM ÖLN (oben), Deutschland (Mitte) und Brasilien (unten).

3.7. Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Rindermast

3.7.1. Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Schweiz

Die Umweltwirkungen der Rindfleischproduktion in der Schweiz waren durch die Tierproduktion dominiert. Die nachgelagerten Prozesse spielten eine vergleichsweise geringe Rolle. Beim nicht-erneuerbaren Energiebedarf und beim Wasserbedarf (blue) machte der Anteil der nachgelagerten Prozesse etwa 15 % aus, bei allen anderen Umweltwirkungen hingegen weniger als 5 % (Abbildung 21 und Abbildung 22). Die Unterschiede zwischen den Schweizer Rindfleischproduktionssystemen (Grossviehmast ÖLN, Mutterkuh ÖLN, Mutterkuh Bio und Grossviehmast Bio) auf Stufe Verkaufsstelle wurden somit durch die Unterschiede bei der Tierproduktion bestimmt (siehe Kapitel 3.4).

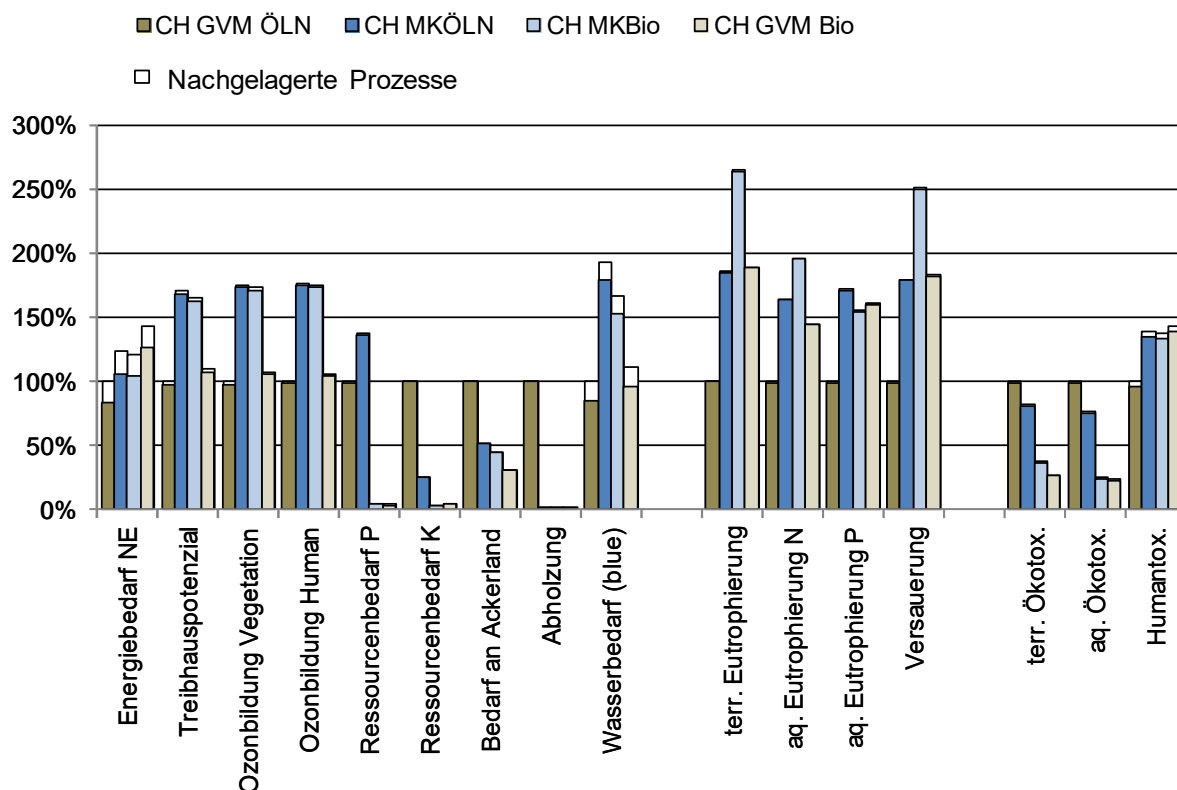


Abbildung 21: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (Stufe Verkaufsstelle, 100 % = GVM ÖLN).

Innerhalb der nachgelagerten Prozesse machten Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung bei den meisten Umweltwirkungen den grössten Anteil aus (Abbildung 22). Bei Ozonbildung, Abholzung und terrestrischer Eutrophierung machten die Transporte etwa die Hälfte der nachgelagerten Prozesse aus, bezogen auf die gesamte Produktionskette spielten sie jedoch nur eine sehr geringe Rolle.

Betrachtet man nur Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung war der direkte Energieverbrauch (Elektrizität und Erdgas) der wichtigste Einflussfaktor bei den meisten Umweltwirkungen (Abbildung 23). Wichtig war auch der direkte Wasserverbrauch, der ca. 70% des Wasserbedarfs (blue) ausmachte. Das Verpackungsmaterial machte bis zu 34 % der Umweltwirkungen aus, und war der zweitwichtigste Faktor beim Energiebedarf NE.

Die absoluten Werte der Umweltwirkungen waren ausser für Energiebedarf NE und Wasserbedarf (blue) sehr klein. Eine Interpretation ist daher schwierig. Beim Ressourcenbedarf (P und K) dominierten z. B. die Reinigungsmittel. Beim Nährstoff- und Schadstoffmanagement machten Abwasserreinigung und die Verbrennung von biologischem Abfall wesentliche Anteile der Umweltwirkungen aus. Die hohen Anteile dieser einzelnen Inputs waren aber durch die geringen absoluten Werte insgesamt nicht relevant.

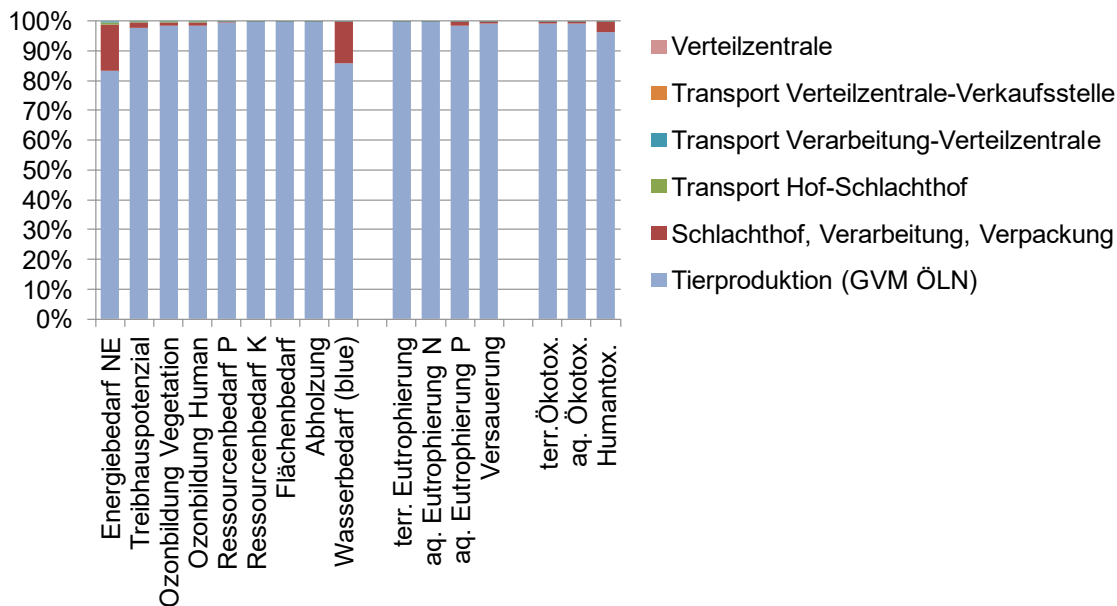


Abbildung 22: Rindfleischproduktion (GVM ÖLN) Schweiz. Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle). Anteile der Tierproduktion und der nachgelagerten Prozesse.

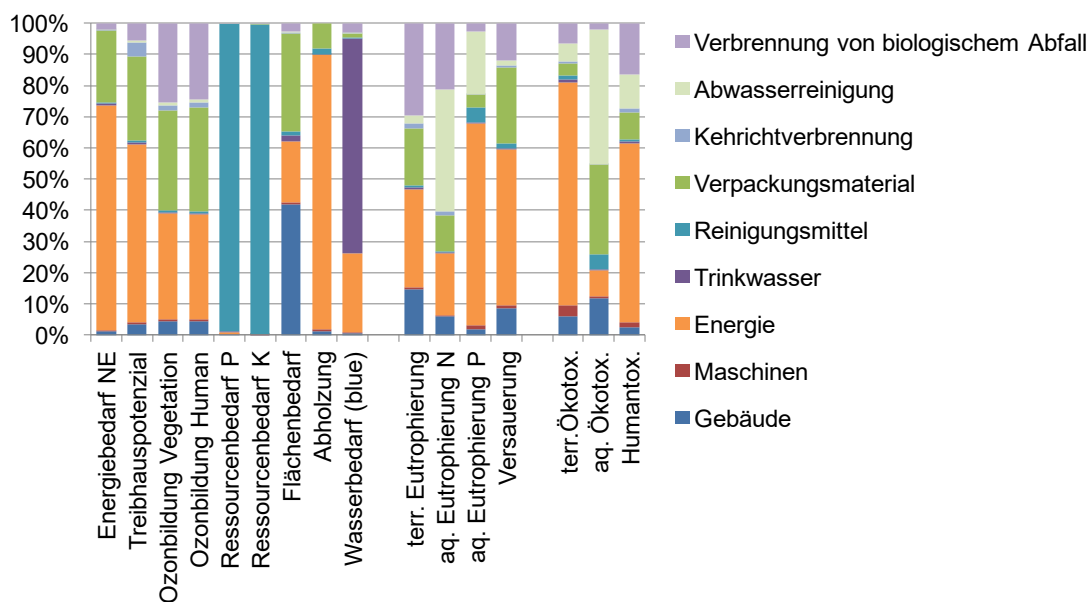


Abbildung 23: Rindfleischproduktion Schweiz. Umweltwirkungen der Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung. Anteile der verschiedenen Inputs und Entsorgungsprozesse.

3.7.2. Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Ausland

Auch die Umweltwirkungen von importiertem Rindfleisch wurden zum grössten Teil durch die Tierproduktion dominiert (Abbildung 24). Bei Rindfleisch aus Deutschland und Brasilien (Variante: Transport mit dem Schiff) spielten die nachgelagerten Prozesse nur eine geringe Rolle. Die Unterschiede zwischen dem Schweizer System (ÖLN GVM) und den Importen aus Deutschland und aus Brasilien per Schiff wurden durch die Unterschiede bei der Tierproduktion bestimmt (siehe Kapitel 3.6). Ein anderes Bild zeigte sich, wenn das Rindfleisch per Flugzeug aus Brasilien importiert wurde. In diesem Fall spielte der Flugtransport wegen des hohen Treibstoffverbrauchs und des damit verbundenen Schadstoffausstosses eine wesentliche Rolle, vor allem bei den Kategorien Energiebedarf NE und Humantoxizität (Abbildung 24).

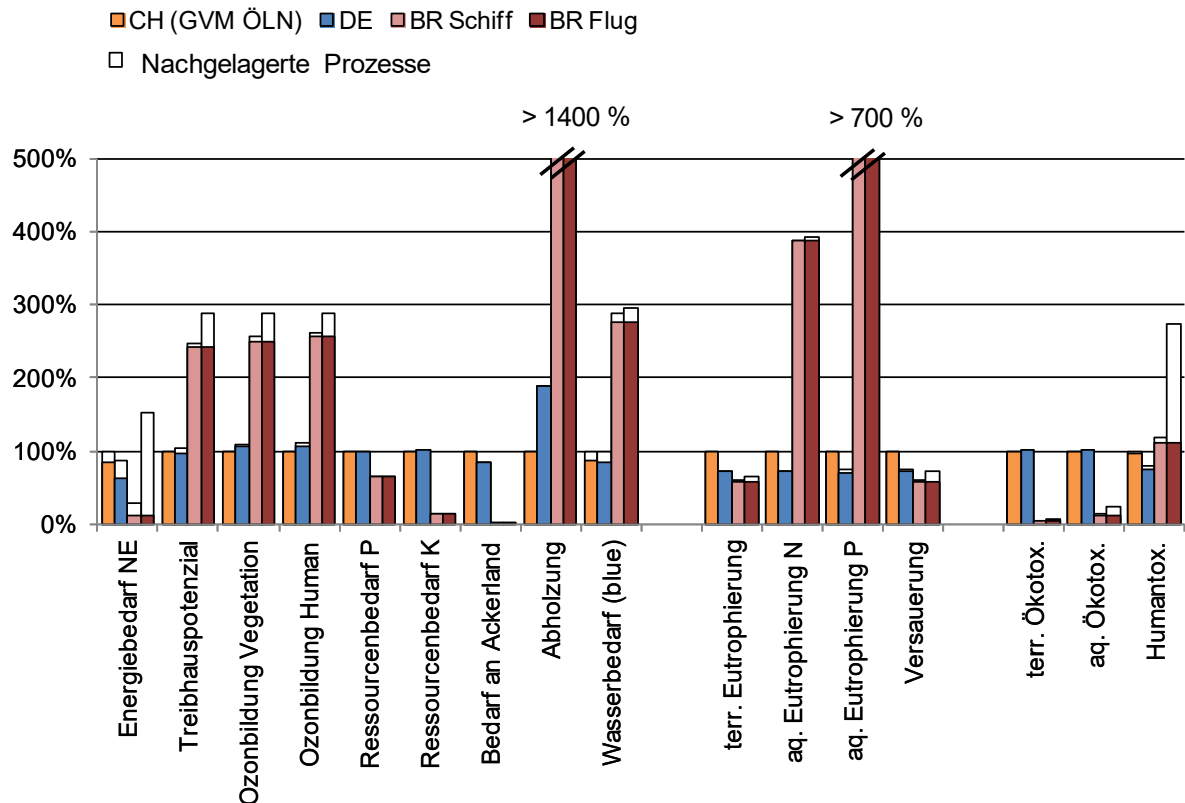


Abbildung 24: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (CH, GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR), Stufe Verkaufsstelle. 100 % = GVM ÖLN).

Der Einfluss der nachgelagerten Prozesse ist in Abbildung 25 und Abbildung 26 am Beispiel des Energiebedarfs NE und des Treibhauspotenzials gezeigt. Bei Rindfleisch aus der Schweiz und aus Deutschland machte der Schlachthof innerhalb der nachgelagerten Prozesse den grössten Anteil aus. Bei der Modellierung von Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung wurden für alle Länder die gleichen Werte verwendet. Die Unterschiede bei Energiebedarf und Treibhauspotenzial sind daher nur durch die Unterschiede beim Strommix begründet. Der Stromverbrauch der Schlachthöfe der Bell Schweiz AG wird durch den Schweizer Strommix gedeckt, dessen entsprechendes Inventar für die Berechnungen verwendet wurde. Der Anteil des Stromverbrauchs, der aus nicht erneuerbaren Ressourcen stammt, wurde von Coop durch den Erwerb von RECS Zertifikaten für Wasserstrom aus dem EU-Raum kompensiert. Würde diese Kompensation im Modell berücksichtigt, wäre der Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieträgern und das Treibhauspotenzial der Schlachthof- und Verarbeitungsprozesse geringer.

Der Energiebedarf für die Transporte war bei Rindfleisch aus Deutschland etwas höher als in der Schweiz, machte aber insgesamt nur einen kleinen Anteil aus.

Beim Import aus Brasilien mit dem Schiff war der Energiebedarf für die Transporte wiederum höher, wobei die Transportwege über Land mit dem LKW in Brasilien und Europa insgesamt mehr ausmachten als der Transport mit dem Schiff. Im Gegensatz dazu war der Energiebedarf beim Transport mit dem Flugzeug durch den hohen Treibstoffverbrauch sehr gross und führte dazu, dass mit dem Flugzeug aus Brasilien importiertes Rindfleisch, insgesamt den grössten Energiebedarf hatte, obwohl der Energiebedarf für die Tierproduktion in Brasilien deutlich niedriger war als in der Schweiz. Auffällig ist auch der geringe Wert für den Schlachthof in Brasilien. Grund dafür war der Strommix in Brasilien, der zu über 80 % aus Wasserkraft besteht.

Bei der Humantoxizität nahm der Flugtransport wegen des Schadstoffausstosses einen ähnlich hohen Stellenwert ein wie beim Energiebedarf (siehe Abbildung 24). Auch beim Treibhauspotenzial und bei der Ozonbildung spielte der Transport mit dem Flugzeug eine gewisse Rolle. Dies ist in Abbildung 26 am Beispiel des Treibhauspotenzials gezeigt. Während Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung sowie die

Transporte per LKW und Schiff beim Treibhauspotenzial relativ unbedeutend waren, trug der Flugtransport deutlich zum Treibhauspotenzial der gesamten Produktionskette bei.

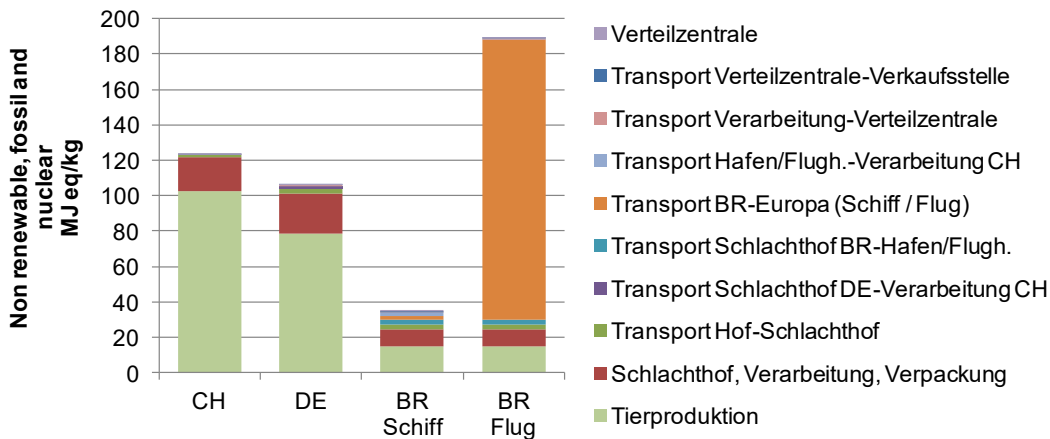


Abbildung 25: Energiebedarf NE pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (CH, GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR), (Stufe Verkaufsstelle).

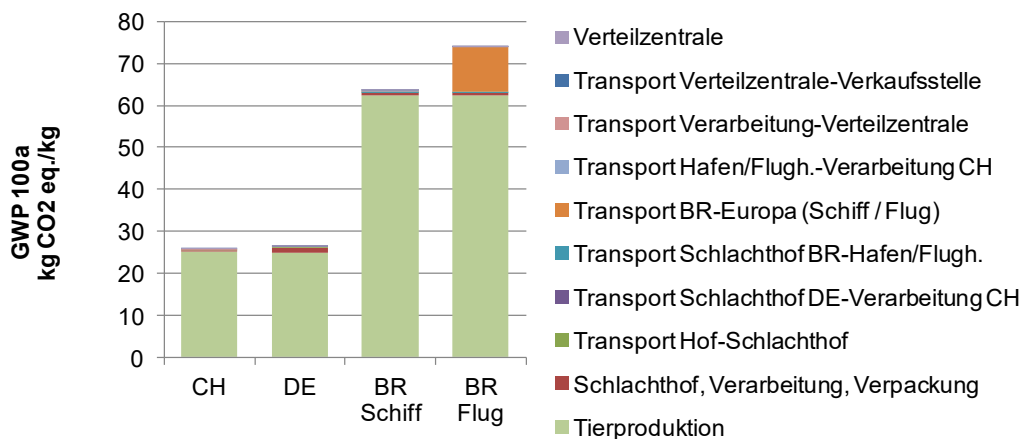


Abbildung 26: Treibhauspotenzial pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (CH, GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR), (Stufe Verkaufsstelle).

3.8. Diskussion Rindermast

3.8.1. Diskussion der Resultate

Die Umweltwirkungen der Rindfleischproduktion auf Stufe Verkaufsstelle waren durch die Rindermast am landwirtschaftlichen Betrieb dominiert. Die nachgelagerten Prozesse spielten eine vergleichsweise geringe Rolle. Eine Ausnahme war der Import aus Brasilien mit dem Flugzeug, der viel zu einigen Umweltwirkungen beitrug. Beim nicht-erneuerbaren Energiebedarf und bei der Humantoxizität hatte der Flugtransport einen wesentlich grösseren Einfluss als die Tierproduktion. Nach dem Transport mit dem Flugzeug war der grösste Einflussfaktor innerhalb der nachgelagerten Prozesse Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung, wobei hier Energieverbrauch, Wasserverbrauch und Verpackungsmaterial die wichtigsten Faktoren waren.

Auffallend auf Stufe Landwirtschaft war bei der Rindermast die hohe Diversität der untersuchten Systeme. Anders als in der Schweine- und Geflügelmast (siehe Kapitel 4 und 5), wo die Systeme grundsätzlich gleich aufgebaut waren, waren in der Rindermast von Grund her verschiedene Systeme vorhanden. Dabei liessen sich zwei Haupttypen unterscheiden:

- i) **Grossviehmast:** Das zu mästende Tier stammt aus der Milchproduktion. Die Tiere werden früh von der Mutter getrennt und auf einem spezialisierten Mastbetrieb gemästet. Die Fütterung ist krafftutter- (GVM ÖLN) oder grasbetont (GVM Bio, Weidemastsystem).
- ii) **Mutterkuhhaltung:** Mutter- und Masttier werden zusammen gehalten. Die gesamte Milch der Mutterkuh wird durch das Kalb aufgenommen. Die Fütterung ist hauptsächlich grasbasiert.

Diese zwei Systeme unterschieden sich grundsätzlich in ihren Umweltwirkungen. Da in den Mutterkuhsystemen das Muttertier ganz der Mast zugerechnet wird, in den Grossviehmastsystemen das Muttertier dagegen grösstenteils der Milchproduktion dient und nur ein kleiner Teil seiner Umweltwirkungen der Mast angerechnet werden, schnitten die Mutterkuhsysteme in verschiedenen Umweltwirkungen schlechter ab als die Grossviehmastsysteme. Dies galt insbesondere für die Methanemissionen und die damit assoziierten Umweltwirkungen Treibhauspotenzial und Ozonbildung. Auch der höhere Wasserbedarf (blue) der Mutterkuhsysteme war darauf zurückzuführen, dass zusätzlich zum Mastrind auch noch die Mutterkuh getränkt werden muss. Ein weiterer Unterschied zwischen Mutterkuh- und Grossviehmastsystemen lag in den Masttieren selbst: In einem Grossviehmastsystem werden nur männliche Rinder, in Mutterkuhsystemen dagegen männliche und weibliche Tiere gemästet. Da der Zuwachs bei männlichen Tieren deutlich besser ist, sind die Grossviehmastsysteme hier gegenüber den Mutterkuhsystemen im Vorteil.

Der höhere Flächenbedarf der Mutterkuhsysteme war vor allem auf die graslandbasierte Fütterung zurückzuführen. Je niedriger der Energiegehalt im Futter, desto mehr Futter muss für den gleichen Zuwachs aufgenommen und demzufolge produziert werden. Der niedrigere Energiegehalt im Grünfutter bedingte also eine grössere Produktionsfläche, was sich in der Umweltwirkung Flächenbedarf zeigte. Dies traf ebenso auf die graslandbasierten Grossviehmastsysteme zu, in dieser Studie repräsentiert durch das System Grossviehmast Bio Schweiz. Auch in krafftutterbasierten Systemen spielte der Anteil Grünland eine Rolle: Verglichen mit dem deutschen Grossviehmastsystem hatte die Schweizer Grossviehmast ÖLN eine höhere Grünlandnutzung, was in einem höheren Flächenbedarf des Schweizer Systems resultierte. Eine hohe Grünlandnutzung kann jedoch auch ein Ziel eines Systems und damit durchaus erwünscht sein. Die unterschiedliche Bedeutung dieser beiden Flächenkategorien in der Interpretation der Resultate soll daher berücksichtigt werden: Der Flächenbedarf der grasbasierten Systeme (Mutterkuhsysteme, Grossviehmast Bio, Rindermast Brasilien) bestand hauptsächlich aus Grünland, während in den krafftutterbasierten Systemen mehr Ackerland gebraucht wurde. Dies ist insofern von Bedeutung, als dass Ackerland als eine knappe Ressource gilt, Grünland hingegen in viel grösserem Umfang zur Verfügung und nicht in Konkurrenz zur pflanzlichen Nahrungsmittelerzeugung steht. Die Nutzung von Grünland, insbesondere die Pflege von extensiven Wiesen und Weiden im Berggebiet, kann explizit gewünscht sein und liefert einen wertvollen Beitrag zur Erhaltung solcher für die Biodiversität wichtiger Flächen. Der Anteil an ökologisch wertvollen Wiesen und Weiden ist im Berggebiet deutlich höher als im Talgebiet (Weyermann *et al.*, 2006). Ein höherer Flächenbedarf barg auch das Risiko für grössere Feldemissionen. Neben der Bewirtschaftungsweise und Düngung der eingesetzten Flächen spielte für die Emissionen pro kg produziertes Fleisch vor allem das Verhältnis von Emission pro Hektar und produziertes Fleisch pro Hektar eine Rolle. In den Schweizer Mutterkuhsystemen waren die Ammoniak- und Nitratemissionen pro Hektar zwar um 30 bis 40 % geringer als im System Grossviehmast ÖLN, da aber pro Hektar weniger als halb so viel Fleisch produziert wurde, waren die Emissionen pro kg Fleisch schlussendlich höher. Anders sah es aus bei den Ammoniakemissionen im System Rindermast Brasilien. Pro Hektar wurde in Brasilien zwar über acht Mal weniger Fleisch produziert als im System Grossviehmast ÖLN Schweiz, da die Emissionen pro ha aber fast 100 mal geringer waren, wies das System Rindviehmast Brasilien auch pro kg Fleisch weniger Ammoniakemissionen und demzufolge eine kleinere terrestrische Eutrophierung und Versauerung auf als das System Grossviehmast ÖLN Schweiz. Um also in einem weniger produktiven System B pro Kilogramm produziertes Fleisch keine höheren Emissionen aufzuweisen als in einem produktiveren System A, müssten im System B die Emissionen pro Hektar um mindestens den Faktor $F_{\text{prod}}(\text{A}) / F_{\text{prod}}(\text{B})$ gesenkt werden, wobei $F_{\text{prod}}(\text{A})$ der produzierten Menge Fleisch pro ha im System A entspricht, $F_{\text{prod}}(\text{B})$ der produzierten Menge Fleisch im System B.

Einen anderen wesentlich durch die Wahl der Fütterung beeinflussten Parameter stellte der Einsatz von Soja dar. Soja wird hauptsächlich in Form von Sojaextraktionsschrot als eiweissreiches Mastfutter auch in der Rindviehmast eingesetzt. Das von Europa importierte Soja stammt grösstenteils aus Südamerika, wobei Brasilien – insbesondere bei GVO-freiem Soja – der wichtigste Produzent ist. Um neue Anbauflächen dazuzugewinnen, werden teilweise Tropenwälder und artenreiche Savannen abgeholzt und in Ackerflächen umgewandelt. So wird gemässecoinvent davon ausgegangen, dass beim Einsatz von konventionellem Soja aus Brasilien 8,4 % auf kürzlich gerodeten Flächen angebaut wurde (3,2 % auf gerodeten Regenwaldflächen, 5,2 % auf Buschlandflächen). Der Einsatz von solchem Sojaschrot führte damit zu hohen Werten in der Umweltwirkung Abholzung, dazu zieht die Umwandlung von Wald in landwirtschaftliche Flächen auch Treibhausgasemissionen nach sich. Alternativen sind einerseits der Verzicht auf die Fütterung von Soja bzw. der Ersatz von Soja durch andere Eiweissträger, z. B. andere Körnerleguminosen, oder der Einsatz zertifizierten Sojas. Einschränkend ist zu sagen, dass auch bei zertifiziertem Soja eine gewisse Abholzung stattgefunden haben kann, je nach Definition der Kriterien für die Zertifizierung. Das in die Schweiz importierte zertifizierte Soja ist gemäss dem Pro-Terra-Standard zertifiziert, was heisst dass keine nach 2004 gerodete Flächen verwendet werden dürfen, dazu müssen für nach 1994 gerodete Flächen Kompensationsmassnahmen getroffen werden (Sojanetzwerk Schweiz, 2011).

Ein differenziertes Bild zeigte sich beim Energiebedarf NE. In den Schweizer Mutterkuhsystemen konnte die extensive Haltung der Tiere den höheren Aufwand, den die Haltung von Mutter- und Masttier bedingt, nur teilweise kompensieren. Anders beim brasilianischen Mutterkuhsystem: Dort wurden praktisch keine externen Inputs eingesetzt, was sich in einem sehr niedrigen Energiebedarf NE ausdrückte. Dies hat auch mit den klimatischen Bedingungen zu tun. In der Schweiz werden wegen des kälteren Klimas Ställe für die Winterperiode gebraucht, dazu muss Futter konserviert werden, was wiederum den Einsatz von Energie und Maschinen bedingt. All dies ist in Brasilien nicht der Fall. Die Tiere können ganzjährig auf der Weide gelassen werden. Dazu ist das Mutterkuhsystem Schweiz mit einer zehnmonatigen Mastdauer intensiver als das Mutterkuhsystem Brasilien mit einer Mastdauer von über zwei Jahren. Auch dies bedingte einen höheren Einsatz von externen Inputs wie Energieträgern und Düngemitteln im Schweizer System. Diese externen Inputs wurden im brasilianischen Rindviehmastsystem durch den Einsatz von riesigen Landflächen substituiert, wo die Tiere mehr oder weniger sich selbst überlassen werden. Solche Systeme setzen aber die Verfügbarkeit derartiger grosser Landflächen voraus. Produktionssteigerungen sind – von einer Intensivierung mit externen Inputs (Dünger, Kraftfutter, etc.) abgesehen – nur durch Flächenausdehnung auf Kosten von anderen Flächennutzungen möglich, was z. B. in gewissen Regionen Brasiliens zu einer hohen Abholzung von Regenwäldern führt. Ein anderer Nachteil ist die geringe Produktivität, was neben einer sehr langen Mastdauer auch hohen Methanemissionen bedeutet. Der klimatische Nachteil in der Schweiz war auch beim System Grossviehmast Bio gut zu sehen. Hier kam zusätzlich noch die Lage der Betriebe im Berggebiet hinzu, was ein nochmals kälteres Klima mit einer längeren Winterperiode bedeutete und zu einem dementsprechend höheren Einsatz an Energieträgern führte.

Die Biosysteme zeichneten sich vor allem durch einen sehr niedrigen Ressourcenbedarf P und K aus. Dies ist eine Folge des Verzichts auf mineralische Dünger. Dagegen sind die Erträge im Biolandbau allgemein tiefer, was sich in einem höheren Flächenbedarf widerspiegelte.

Die Resultate bezüglich Ökotoxizität zeigten die Vorteile des Verzichtes auf Pestizide im biologischen Landbau. Dieser führte zu einer deutlichen Reduktion sowohl der terrestrischen wie auch aquatischen Ökotoxizität. Nicht vergessen gehen dürfen die Schwermetalle. Schwermetalleinträge in Boden und Gewässer sind schädlich und erhöhten die aquatische und insbesondere die terrestrische Ökotoxizität deutlich. Die Resultate der einzelnen Systeme sind wegen der aktuellen Datenlage zu den Schwermetallgehalten in Dünge- und Futtermitteln aber mit grossen Unsicherheiten behaftet (siehe Kapitel 6.3). Die ermittelten Unterschiede zwischen den analysierten Systemen erlauben somit keine Schlussfolgerungen. Nichtsdestotrotz zeigt diese Studie die Wichtigkeit der Beachtung der Schwermetallflüsse für die Ökotoxizität eines Produktes auf.

Der Zielkonflikt zwischen einer Erhöhung der Flächenproduktivität und einem Verlust an Biodiversität kam in dieser Studie eindeutig zum Vorschein. Dabei ist ersichtlich, dass weniger die Unterschiede zwischen den einzelnen Kulturen entscheidend sind, sondern vielmehr die generelle Rationsgestaltung. Die GAV einer graslandbasierten Fütterung in den beiden MK Betriebstypen und dem Betriebstyp GVM Bio Berg lag über der auf Ackerfutter aufgebauten Produktion im Betriebstyp GVM ÖLN. Anders ausgedrückt: die Habitats, die im letzteren Betriebstyp zur Produktion verwendet wurden, weisen im Durchschnitt eine geringere Biodiversität auf. Die Unterschiede wären deutlich ausgeprägter, hätte man die Remontierung und den Zukauf von Milchpulver bei der Analyse vernachlässigt. Der Zukauf dieser Produktionsmittel trägt in der GVM ÖLN annähernd 50 % zum gesamten Flächenbedarf bei. Da sowohl die Remonten wie auch das Milchpulver in Verkehrsmilchbetrieben mit einem hohen Grasanteil in der Ration erzeugt werden, ergab sich für diese Zukäufe eine GAV, die im Bereich der Betriebstypen MK und GVM Bio lag. Dadurch verringerte sich der Abstand zwischen der GVM ÖLN und den andern drei Systemen deutlich.

Unter Berücksichtigung der Referenzszenarien ergab sich insgesamt folgendes Bild. Die Steigerung der Produktivität durch Anhebung des Intensitätsniveaus im Grasland führte zu einem deutlichen Verlust an Biodiversität. Dies ist anhand der drei Betriebstypen MK ÖLN, MK Bio und GVM Bio Berg zu erkennen. In diesen Betriebstypen betrug der Anteil des mittelintensiv bzw. intensiv bewirtschafteten Graslandes 68-78 %. Dadurch erhöhte sich einerseits die Produktivität, allerdings ergab sich im Vergleich zu extensivem Wiesland ein deutlicher Verlust an Biodiversität. Bei einer weiteren Intensivierung durch Umstellung auf Ackerfutter in der Mast ergab sich wiederum eine Steigerung der Produktivität. Der Verlust an Biodiversität durch die weitere Intensivierung war weniger ausgeprägt, da ein grosser Teil der gesamten benötigten Fläche aufgrund des Zukaufs von Remonten und Milchpulver immer noch Wiesland war. Die rein auf Ackerfutter aufgebaute Mast würde einen weiteren Verlust an Biodiversität bedeuten. Der Unterschied zwischen diesem Szenario und dem Betriebstyp GVM ÖLN war ebenfalls bedeutend. Der ermittelte Wert lag auf dem tiefen Niveau einer intensiv bewirtschafteten Hackfrucht.

3.8.2. Sensitivitätsanalysen

Die Resultate der hier berechneten Ökobilanzen resultieren aus den in Kapitel 3.1 und 3.2 beschriebenen Systemen. Da sich gewisse Parameter stark auf die berechneten Werte auswirkten, es zum Teil Unsicherheiten in den Annahmen gab und sich Produktionsparameter wie Futtermittelverwertung oder erzielttes Endgewicht mit der Zeit auch entwickeln, wurden für besonders wichtige Punkte Sensitivitätsanalysen durchgeführt. Dies betrifft die Wahl der Allokationsmethode für Milch- und Fleischproduktion, die Annahmen bezüglich Landnutzungsänderungen in Brasilien sowie das Endgewicht der Masttiere in der Mutterkuhhaltung Schweiz.

a. Wahl der Allokationsmethode

Die Tatsache, ob ein System nur Fleisch oder Fleisch und Milch produziert, hat einen wesentlichen Einfluss auf die Umweltwirkungen der Fleischprodukte. Dies bedeutet, dass die Art der Allokation zwischen Milch- und Fleischproduktion einen wichtigen Parameter darstellt. Cederberg und Stadig (2003) betonen, dass die Wahl der Allokationsmethode einen entscheidenden Einfluss auf die Resultate von Ökobilanzstudien der Milchproduktion hat. Dies könnte auch für die Fleischproduktion der Fall sein. Dabei wird laut Cederberg und Stadig (2003) das Produkt Fleisch durch die ökonomische Allokation zwischen Milch und Fleisch bevorzugt, insbesondere was die biogenen Emissionen wie Methan, Ammoniak und Lachgas betrifft. Zu beachten ist aber, dass in der Studie von Cederberg und Stadig (2003) mit einem ökonomischen Allokationsfaktor von zwei Prozent für das Kalb gerechnet wurde, was bedeutend tiefer ist als die in dieser Studie verwendeten acht Prozent.

Die für Ökobilanzierung relevanten ISO-Norm 14040 und 14044 empfiehlt, wo immer möglich eine Allokation zu vermeiden. Dies liesse sich in Milch/Fleisch-Systemen nur durch Systemerweiterung erzielen, indem überall die gleichen Produkte produziert werden. Gemäss Cederberg und Stadig (2003) sind mit dieser Methode insbesondere bezüglich biogener Emissionen höhere Umweltwirkungen für die Fleischproduktion zu erwarten. Eine Systemexpansion lag aber ausserhalb des Rahmens dieser Studie und wurde nicht weiter untersucht. Um jedoch den Einfluss der Allokation zwischen Milch und Fleisch auf

die Resultate dieser Studie abzuschätzen, wurden die Berechnungen mit verschiedenen Allokationsmethoden wiederholt. Dabei wurden folgende Varianten untersucht:

- i) **Keine Allokation.** Die gesamte Umweltwirkung wird der Milchproduktion zugeschrieben, das Kalb ist quasi ein „Abfallprodukt“.
- ii) **„Biologische“ bzw. „physiologische“ Allokation.** Die Grundlage für diese Allokationsmethode bildet die Beziehung zwischen der Futteraufnahme der Milchkuh und ihrer Milch- bzw. Fleischproduktion. Die Aufteilung der Umweltwirkungen wird gemäss den physiologischen Bedürfnissen der Milchkuh für die Milch- bzw. Fleischproduktion vorgenommen. Dabei wurde die von der International Dairy Federation (IDF, 2010) vorgeschlagene Formel verwendet, wonach der Allokationsfaktor (AF) für die verkauften Kälber $AF = 5,7717 \times M_{\text{meat}}/M_{\text{milk}}$ beträgt, wobei M_{meat} die Summe des Lebendgewichts an verkauften Kälbern darstellt und M_{milk} die Menge an verkaufter fett- und proteinkorrigierter Milch.

Diese beiden Varianten wurden mit der in dieser Studie verwendeten ökonomischen Allokation verglichen. Tabelle 20 zeigt eine Übersicht über die Allokationsfaktoren, welche aus den verschiedenen Allokationsmethoden resultieren.

Tabelle 20: Übersicht über die Allokationsfaktoren für Milch, abgehende Kühe und Kälber gemäss drei verschiedenen Allokationsmethoden.

| Allokationsmethode | AF Milch | AF abgehende Kuh | AF Kalb |
|---------------------------|----------|------------------|---------|
| Keine Allokation | 100 % | 0 % | 0 % |
| Ökonomische Allokation | 83 % | 9 % | 8 % |
| Physiologische Allokation | 76 % | 18 % | 6 % |

Der Vergleich der Allokationsfaktoren zeigt, dass mit der in dieser Studie verwendeten ökonomischen Allokation das Kalb relativ zu anderen Allokationsmethoden die höchste Umweltlast zugeteilt bekommt. Dies im Gegensatz zu anderen Studien wie z.B. Cederberg und Stadig (2003), wo dem Kalb bei der ökonomischen Allokation deutlich weniger Umweltlast angerechnet wird als bei der physikalischen Allokation. Grund dafür sind die unterschiedlichen Preisniveaus für Milch bzw. Fleisch je nach betrachtetem Land. Bei der Verwendung anderer Allokationsmethoden als die ökonomische Allokation sind in der Schweiz für die Grossviehmastsysteme also niedrigere Umweltwirkungen zu erwarten. Um die maximale Reduktion abzuschätzen, wurden die Berechnungen unter Anwendung der ersten Allokationsmethode (keine Allokation, d. h. 100 % der Umweltlast geht auf die Milchproduktion) wiederholt. Die Umweltwirkungen der Grossviehmast reduzierten sich dabei um drei bis knapp vierzig Prozent (Ergebnisse siehe Anhang 8.5). Die grössten Reduktionen wurden beim Flächen- und Wasserbedarf (blue), im Bereich Nährstoffmanagement und bei den mit Methanemissionen verbundenen Umweltwirkungen Treibhauspotenzial und Ozonbildung erzielt. Die in dieser Studie gemachten Aussagen bleiben somit auch unter Verwendung von anderen Allokationsmethoden für die Aufteilung der Umweltlast zwischen Milch und Fleisch gültig bzw. akzentuieren sich noch.

b. Landnutzungsänderung für Weidefläche in Brasilien

Die Annahmen zur Gewinnung von Weideflächen durch Abholzung von Regenwald in Brasilien haben eine zentrale Bedeutung für einige Umweltwirkungen. Durch die Brandrodung werden erhebliche Mengen an Treibhausgasen und auch an Schadstoffen als direkte Emissionen freigesetzt. Daher sind neben der Kategorie Abholzung selbst vor allem das Treibhausgaspotenzial und die Humantoxizität betroffen. Die genaue Schätzung des Ausmasses des Waldverlusts sowie der kausale Zusammenhang mit einer bestimmten Produktion sind jedoch mit grossen Unsicherheiten behaftet. Mit einer Sensitivitätsanalyse wurde deshalb der Einfluss von verschiedenen Anteilen an kürzlich, d. h. während der letzten 20 Jahre, gerodeten Regenwaldflächen für die Weidenutzung zur Rindfleischproduktion auf dem Modellbetrieb abgeschätzt. In der Standardvariante, die den Ergebnissen in Kapitel 3.6 und 3.7 zu Grunde liegt, wurde die gesamte brasilianische Rodungsfläche für die Rindfleischproduktion gleichmässig auf die

gesamtbrasilianische Rindfleischproduktion aufgeteilt (siehe dazu Cederberg *et al.*, 2011) und der entsprechende Anteil auf den modellierten Betrieb übertragen. Zusätzlich dazu wurde eine Aufteilung der gesamten neugewonnen Flächen nur auf die Rindfleischproduktion in der Region Amazônia Legal² bezogen und dieser Anteil ebenfalls auf den modellierten Betrieb übertragen. Als Extremvarianten wurden ausserdem einerseits die Annahme keiner Abholzung für die Weidefläche und andererseits die Annahme, dass die gesamte Produktion auf kürzlich gerodeten Flächen stattfindet, verwendet. Somit ergaben sich für den Modellbetrieb vier Varianten mit unterschiedlichen Weideflächenanteilen auf kürzlich gerodeter Boden (Tabelle 21).

Tabelle 21: Varianten für die Landnutzungsänderung für Weideflächen.

| Varianten | Anteil an kürzlich gerodeter Fläche [% der gesamten Betriebsfläche] | Rodung für Weideland auf dem modellierten Betrieb [ha/a] ¹ |
|--|---|---|
| keine Rodungsflächen | 0 | 0 |
| <i>Bezugsbasis Rinderproduktion Brasiliens</i> | 6 | 4 |
| Bezugsbasis Rinderproduktion Amazônia Legal | 25 | 17 |
| 100 % Rodungsfläche | 100 | 67 |
| <i>kursiv: Standardvariante für die Ergebnisdarstellung in Kapitel 3.6 und 3.7</i> | | |
| ¹ Rodungsfläche wird gleichmässig auf 20 Jahre verteilt | | |

Es zeigte sich, dass die direkten Emissionen aus der Landumwandlung die Umweltwirkungen Treibhaus- und Ozonbildungspotenzial und Humantoxizität stark beeinflussen (Abbildung 27) und die Annahmen zu Landnutzungsänderung einen entscheidenden Unterschied machen können. Die in dieser Studie getroffene Annahme mit Bezug der Abholzung auf die gesamte brasilianische Rindfleischproduktion ist für ein Produkt ohne detailliertere Herkunftsinformationen am sinnvollsten. Sind für ein Produkt die genaue Herkunft bzw. Informationen zu den Produktionsflächen bekannt, ist mit den hier dargestellten Varianten eine Abschätzung der Grössenordnung der Umweltwirkungen für dieses Produkt möglich.

² Amazônia Legal ist eine soziogeographische Einheit Brasiliens und besteht aus den Staaten Acre, Amapá, Amazonas, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins sowie Mato Grosso und grossen Teilen von Maranhão. Sie befindet sich im Amazonasbecken. In dieser Region ist die Problematik der Landumwandlung in Brasilien von grosser Bedeutung.

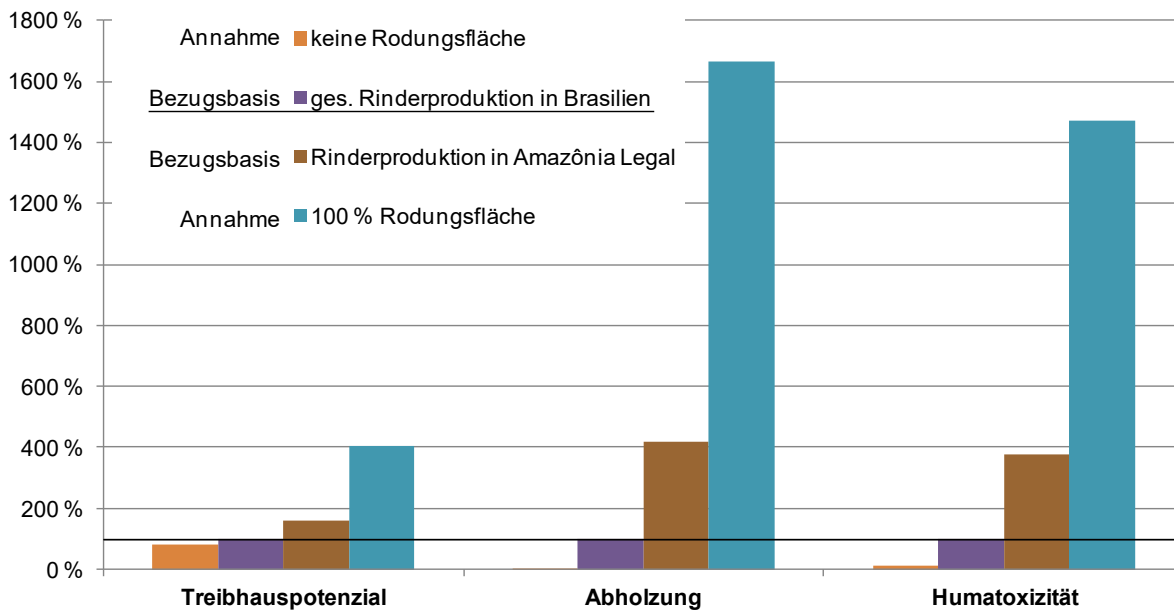


Abbildung 27: Varianten für verschiedene Anteile an Abholzungsflächen an der Weidefläche im System BR (Umweltwirkungen der Variante mit Bezug auf die gesamte Rinderproduktion in Brasilien = 100 %).

c. Verbessertes Endgewicht in der Mutterkuhhaltung

Gemäss Mutterkuh Schweiz (2011) betrug das mittlere Endgewicht der schlachtreifen Mutterkuhrinder 2011 rund 388 kg LG statt der im Deckungsbeitragskatalog 2006 angegebenen 366 kg (Agridea, 2006). Dies bedeutet eine Verbesserung der Mastleistung um rund 6 %. Die Erhöhung ist auf eine Änderung im Produktionsreglement von Mutterkuh Schweiz bezüglich der Abstammung der Tiere im Jahr 2007 zurückzuführen (Mutterkuh Schweiz, 2011). Um die Mastleistung zu verbessern, wurde ein bestimmter Fleischrassenanteil vorgeschrieben.

Um den Effekt dieser verbesserten Mastleistung auf die Umweltwirkungen der Mutterkuhhaltung zu beurteilen, wurden die Berechnungen unter Verwendung eines Endgewichtes von 388 kg LG wiederholt, ohne Änderung der übrigen Parameter wie Futteraufnahme etc. Insgesamt führte das verbesserte Endgewicht zu einer Reduktion der Umweltwirkungen um rund sechs Prozent (Resultate siehe Anhang 8.5), analog zur Steigerung des Endgewichtes um dieselbe Prozentzahl. Diese Reduktion ist aber geringer als die Unterschiede zwischen den verschiedenen Systemen. Die in dieser Studie gemachten Aussagen bleiben somit auch unter Verwendung des aktuellen, höheren Endgewichtes gültig. In der Realität dürfte die Reduktion der Umweltwirkung noch kleiner ausfallen als hier berechnet, da bei diesen Berechnungen nur das Endgewicht, nicht aber die übrigen Parameter angepasst wurden: Mit einer höheren Mastleistung ist jedoch eine höhere Futteraufnahme wahrscheinlich.

d. Auswirkungen der Sojaproduktion in Brasilien auf die Biodiversitätsergebnisse

Für die von SALCA-Biodiversität nicht berücksichtigte Wirkung von in Brasilien angebautem Soja auf die Biodiversität wurde mithilfe einer Sensitivitätsanalyse der potenzielle Einfluss auf die Ergebnisse ermittelt. Der Flächenbedarf von Soja in Brasilien, der dem Betriebstyp GVM ÖLN über den Zukauf von Kraftfutter und Remonten zugeordnet ist, entspricht 35 090 m² und 10 125 m²a. Wird diese Fläche mit dem GAV-Wert bewertet, den Schweizer Soja erreicht (5,3), so sinkt die GAV der GVM ÖLN um einen Wert von 0,07. Diese entspricht einer Reduktion um 0,88 %. Geht man von einer sehr konservativen Annahme aus, dass die GAV des Sojaanbaus in Brasilien 0 beträgt, reduziert sich das Gesamtergebnis der GVM ÖLN um ungefähr 3 % bzw. die GAV verringert sich von 7,5 auf einen Wert von 7,3. Diese Sensitivitätsanalyse zeigt, dass sich der Unterschied zwischen Grossviehmast und Mutterkuhhaltung nur leicht vergrössern würde, hätte man den Sojaanbau in Brasilien in die Bewertung aufgenommen.

3.8.3. Vergleich mit anderen Studien

Stufe Landwirtschaft

Die Gegenüberstellung mit anderen Studien diente der Einordnung der Ergebnisse dieser Studie in den internationalen Kontext. Berücksichtigt wurden dabei ausschliesslich Ökobilanzen und Studien, welche sich der Ökobilanzmethodik bedienen (z. B. Carbon-Footprint-Studien), über die Rindfleischproduktion aus Industriestaaten. Tabelle 22 zeigt eine Übersicht dieser Gegenüberstellung. Alle Werte beziehen sich auf die funktionelle Einheit kg LG, wo nötig wurde über die Schlachtausbeute umgerechnet.

Tabelle 22: Vergleiche zwischen den Umweltwirkungen von Rindfleisch pro kg Lebendgewicht (LG) zwischen dieser Studie und verschiedenen ausländischen Studien.

| Studie | Re-gion | Mastsystem | Energie-bedarf | Treibhaus-potenzial | Flächen-bedarf | Eutro-phierung | Versau-erung |
|---------------------------------|---------|------------|----------------|-------------------------|------------------|---|--|
| Einheit | | | MJ-Äq. | kg CO ₂ -Äq. | m ² a | *: m ² #: g PO ₄ -Äq. ^: g NO ₃ -Äq. | *: m ² #: g SO ₂ -Äq. |
| Vorliegende Studie | CH | GVM ÖLN | 36.1 | 8.8 | 12.1 | 6.7* | 1.7* |
| | | MK ÖLN | 46.2 | 15.3 | 26.9 | 12.6* | 3.0* |
| Casey und Holden (2006) | IRL | MK konv. | - | 13,0 | - | - | - |
| | | MK ökol. | - | 12,2 | - | - | - |
| | | MK Bio | - | 11,1 | - | - | - |
| Cederberg und Darelus (2002) | S | GVM konv. | 15 | 6,2 | 33 | 48 [#] | 54 [#] |
| Hirschfeld <i>et al.</i> (2008) | D | BM konv. | - | 4,8 | - | - | - |
| | | OM ext. | - | 7,3 | - | - | - |
| | | BM MK | - | 9,4 | - | - | - |
| | | OM MK | - | 9,1 | - | - | - |
| Nguyen <i>et al.</i> (2010) | EU | GVM A12 | 21,9 | 8,5 | 8,7 | 330 [^] | 54 [#] |
| | | GVM A24 | 25,5 | 10,5 | 12,0 | 604 [^] | 92 [#] |
| | | MK | 31,4 | 14,5 | 22,7 | 87 [^] | 111 [#] |
| Ogino <i>et al.</i> (2007) | J | CC A28 | 67,6 | 14,6 | - | 24 [#] | 136 [#] |
| Pelletier <i>et al.</i> (2010) | USA | CC Feedlot | 38,2 | 14,8 | - | 104 [#] | - |
| | | CC Weide | 48,4 | 19,2 | - | 142 [#] | - |
| Williams <i>et al.</i> (2006) | GB | Konv. | 15,3 | 8,7 | 12,7 | 86 [#] | 258 [#] |
| | | Bio | 10,0 | 10,0 | 23,2 | 179 [#] | 391 [#] |
| | | 100 % MK | 22,4 | 13,9 | 21,2 | 141 [#] | 389 [#] |

MK: Mutterkuhhaltung; GVM: Grossviehmast; BM: Bullenmast; OM: Ochsenmast, CC: Cow-Calf-System (Mutterkuhhaltung mit anschliessender Ausmast); AX Ausmast bis X Mte.

Zwei der sieben analysierten Studien (Casey und Holden, 2006 und Hirschfeld *et al.*, 2008) sind reine Carbon-Footprint-Studien, die restlichen fünf umfassende Ökobilanzstudien. Die am meisten untersuchte Umweltwirkung ist demzufolge das Treibhauspotenzial. Alle Ökobilanzstudien berücksichtigten zudem den Energiebedarf und die Eutrophierung, die Versauerung wurde ausser von Pelletier *et al.* (2010) auch in allen Ökobilanzstudien berücksichtigt. Drei der fünf Ökobilanzstudien analysierten zudem den

Flächenbedarf. Pelletier *et al.* (2010) berücksichtigten diesen nicht, wandten aber die Methode des ökologischen Footprints an, welche stark durch den Flächenbedarf geprägt ist. Der Bereich Schadstoffmanagement wurde von keiner Studie auf Stufe Wirkungsabschätzung untersucht, nur Williams *et al.* (2006) machen eine Aussage über die verwendete Menge an Pestiziden. Aussagen über die Biodiversität findet man in keiner der betrachteten Studien.

Ein direkter Vergleich einzelner Werte aus verschiedenen Ökobilanzstudien ist sehr schwierig, da im Allgemeinen den Berechnungen unterschiedliche Annahmen zu Grunde liegen (de Boer, 2003). Generell lässt sich einzig feststellen, dass sich die in dieser Studie gefundenen Werte für Energiebedarf, Treibhauspotenzial und Flächenbedarf in der gleichen Grössenordnung bewegen wie die Vergleichswerte aus den ausländischen Studien. Für Eutrophierung und Versauerung wurden andere Methoden angewandt, deshalb lassen sich die Werte hier nicht direkt vergleichen. Auffällig sind generell die grossen Abweichungen zwischen den Studien. Dies kann auch an unterschiedlichen Systemgrenzen liegen, so ist z. B. die Infrastruktur nicht überall in den Berechnungen mit eingeschlossen.

Ein Vergleich von Mutterkuh- und Grossviehmastssystemen wurde von drei Studien vorgenommen (Hirschfeld *et al.*, 2008; Nguyen *et al.*, 2010; Williams *et al.*, 2006). In all diesen Studien lagen die Umweltwirkungen pro kg Fleisch aus Mutterkuhhaltung (LG) höher als von Fleisch aus konventionellen Systemen. Casey und Holden (2006) haben einen Vergleich von verschiedenen Mutterkuhsystemen in Irland vorgenommen. Untersucht wurde einzig das Treibhauspotenzial. Dabei schneidet ein System umso besser ab, je extensiver es gestaltet ist. Der Vergleich von extensiven und intensiven Systemen fällt aber je nach betrachteten Mastsystemen unterschiedlich aus. Hirschfeld *et al.* (2008) vergleichen das Treibhauspotenzial von extensiver Ochsenmast mit demjenigen einer intensiven Bullenmast. Dabei wurden zwei Varianten untersucht: In der ersten stammten die Mastkälber aus der Milchproduktion, in der zweiten aus Mutterkuhhaltung. Mit Kälbern aus der Milchproduktion wies das intensive System ein deutlich niedrigeres Treibhauspotenzial auf als das extensive System. Mit Kälbern aus der Mutterkuhhaltung sind die Resultate hingegen nicht eindeutig, tendenziell schnitt das extensive System leicht besser ab. In der Studie von Pelletier *et al.* (2010) stammten die Kälber auch aus Mutterkuh (Cow-Calf) Systemen und wurden einerseits im Feedlot (intensives System), andererseits auf der Weide (extensives System) ausgemästet. Hier wies das extensive System deutlich höhere Umweltwirkungen auf als das intensive System. Der Ausgang des Vergleichs intensiv-extensiv scheint also stark von den betrachteten Mastsystemen, der Vergleichsbasis und den sonstigen Bedingungen abzuhängen. In einzelnen Systemen scheint es aber möglich zu sein, mit einer Extensivierung tiefere Umweltwirkungen zu erreichen.

Ein direkter Vergleich von konventionellem und biologischem Fleisch fand nur in der Studie von Williams *et al.* (2006) statt. Das biologisch produzierte Fleisch wies dabei einen tieferen Energiebedarf, aber deutlich höhere Werte in den übrigen Umweltwirkungen auf. Diese Resultate weisen in die gleiche Richtung wie die Resultate der vorliegenden Studie, wo die biologischen Systeme pro kg LG einen höheren Landbedarf und höhere Werte bei Eutrophierung und Versauerung aufwiesen als die korrespondierenden konventionellen Systeme; die Unterschiede bei Energiebedarf und Treibhauspotenzial aber nicht eindeutig waren. Hier waren sich das ÖLN- und das Bio-Mutterkuhsystem sehr ähnlich, zwischen dem ÖLN- und dem Bio-Grossviehmastsystem gab es jedoch grosse Unterschiede, welche aber nicht einzig auf die Landbauform, sondern auch auf andere Faktoren wie die Höhenlage und unterschiedliche Fütterung zurückgeführt werden müssen.

Gesamtübersicht und nachgelagerte Stufen

Nur wenige Studien berücksichtigen zusätzlich zur Tierproduktion auch die nachgelagerten Stufen. Die Literaturstudie von Foster *et al.* (2006) kam zum Ergebnis, dass die Tierproduktion der weitaus wichtigste Faktor bei der Rindfleischproduktion ist. Reinhardt *et al.* (2009) berechneten den Energiebedarf und das Treibhauspotenzial pro kg Rindfleisch für die Phasen Tierproduktion, Transporte, Schlachtung, Verpackung, Kühlung und Einkauf durch den Konsumenten. Auch diese Studie kam zum Ergebnis, dass die Tierproduktion den grössten Anteil an Energiebedarf und Treibhauspotenzial hat. Beim Energiebedarf war der Schlachthof der zweitwichtigste Faktor. Beim Treibhauspotenzial trugen die nachgelagerten Stufen nur sehr wenig bei. Auch Roy *et al.* (2012) fanden, dass die Treibhausgasemissionen pro kg

Rindfleisch hauptsächlich durch die Tierproduktion verursacht wurden. Schlachtung, Verpackung, Transporte und die Zubereitung spielten eine untergeordnete Rolle.

Insgesamt kamen diese Studien zu ähnlichen Schlussfolgerungen bezüglich der Rolle der nachgelagerten Prozesse wie die vorliegende Studie.

3.9. Ansatzpunkte für Verbesserungen Rindermast

I) Klare Zieldefinition

Im Unterschied zu Geflügel- und Schweinemastssystemen können mit Rindermastssystemen verschiedene Ziele verfolgt und erfüllt werden. Neben der Produktion von Fleisch können Rinder auch der Bewirtschaftung extensiver Grünflächen dienen und so einen Beitrag zur Erhaltung von Wiesen und Weiden mit hoher Biodiversität leisten. Gleichzeitig kann mit Wiederkäuern wie Rindern Fleisch produziert werden, ohne für den Menschen nutzbare Nahrungsmittel als Krafffutter einsetzen zu müssen. So können für den Menschen sonst nicht zugängliche Nahrungsquellen erschlossen werden und es entsteht keine direkte Nahrungsmittelkonkurrenz zwischen Mensch und Tier.

Solch verschiedene Ziele gleichzeitig zu erfüllen ist eine Herausforderung, umso mehr zum Teil Trade-offs zwischen den einzelnen Massnahmen bestehen. Um ein vorhandenes Rindermastsystem zu optimieren bzw. ein optimales System zu gestalten ist deshalb von vornherein eine klare Zieldefinition nötig. Insbesondere die Ziele maximale Produktivität und Bewirtschaftung von extensivem Grünland können kaum gleichzeitig erfüllt werden: Um eine maximale Produktivität zu erreichen, ist sehr energiereiches Futter, also eine Ration mit hohem Krafffutteranteil, am geeignetsten. Dies bringt aber einen entsprechenden Einsatz von Ackerflächen und meist auch Ressourcen in Form von Mineraldüngern mit sich. Bezüglich des Energiebedarfs schneiden solch intensive Systeme generell relativ gut ab, da die so erzielten hohen Zuwachsraten zu einer kurzen Mastdauer und einem entsprechend niedrigen Energiebedarf pro kg produziertes Fleisch führen.

Bei einer grasbasierten Fütterung bedingt der niedrigere Energiegehalt im Futter schlechtere Zuwachsraten bzw. einen höheren Flächenbedarf, um die nötige Futtermenge zu erzeugen. Dafür muss aber kein Ackerland eingesetzt, sondern es können für den Menschen sonst unproduktive Flächen genutzt werden. Solche grasbasierten Mastsysteme können auch – je nach Art und Menge der eingesetzten Produktionsmittel – bezüglich Energiebedarf günstiger abschneiden als intensive Systeme. Dies ist aber nur zu erreichen, wenn die Systeme eine sehr hohe Extensivität aufweisen und praktisch keine externen Produktionsmittel verwenden, was nur unter günstigen klimatischen Bedingungen (z. B. keine Futterkonservierung infolge Winterperiode) möglich ist. Sehr extensive Systeme haben aber meist auch sehr geringe Zuwächse und demzufolge eine lange Mastdauer, was hohe Methanemissionen mit sich bringt (siehe Resultate System Brasilien).

Je nach gesetzter Zieldefinition sind also verschiedene Rahmenbedingungen gegeben, innerhalb derer die Optimierung zu erfolgen hat. Je nach definiertem System sind dabei andere Umweltwirkungen im Mittelpunkt und unterschiedliche Massnahmen nötig. Tabelle 23 zeigt ein Beispiel von unterschiedlichen Ansatzpunkten und Massnahmen für Verbesserungen anhand eines krafffutter- und eines grasbasierten Mastsystems.

Tabelle 23: Ansatzpunkte für Verbesserungen und mögliche Massnahmen von zwei verschiedenen Rindermastsystemen.

| | Krafftutterbasierte Mast | Grasbasierte Mast |
|--|---|---|
| Ansatzpunkte für Verbesserungen | Bedarf an Ackerland Abholzung Ressourcenbedarf P und K Ökotoxizität | Energiebedarf Nährstoffmanagement |
| Mögliche Massnahmen | Verzicht auf Sojafütterung Rationszusammensetzung von Krafftutter unter Berücksichtigung ökologischer Kriterien Ökologische Vorschriften für die Futtermittelproduktion etc. | Reduktion Infrastruktur Vollständiger Verzicht auf Krafftutter Konservierung Grünfütter optimieren: <ul style="list-style-type: none"> - soweit möglich vermeiden - Bodentrocknung / Silieren - erneuerbare Energieträger einsetzen Optimale Grünlandnutzung: <ul style="list-style-type: none"> - hohe Produktivität, wo möglich - gezielt extensive Flächen bewirtschaften, um die Biodiversität zu fördern etc. |

II) Mutterkuhsysteme

Mutterkuhsysteme sind vor allem auf die Ziele Tierwohl und Grünlandnutzung ausgerichtet. In diesen Systemen werden die Mastkälber und –rinder zusammen mit dem Muttertier gehalten und saugen direkt bei der Mutterkuh. Die Fütterung ist in der Regel grasbasiert. Da die Mutterkuh dabei nur der Fleischproduktion dient und keine Milch für den menschlichen Konsum produziert, werden ihre Umweltwirkungen ganz der Fleischproduktion angerechnet, was im Vergleich zu Grossviehmastsystemen zum Teil höhere Umweltwirkungen verursacht. Um diese zu reduzieren, sind zusätzliche Massnahmen nötig. Eine Möglichkeit wäre ein maximaler Grad an Extensivität – eine Reduktion des Bedarfs an Gebäuden und Maschinen auf das absolute Minimum kann z. B. den Energiebedarf NE beträchtlich reduzieren. Bei einer grasbasierten Fütterung spielt auch die Futtermittelkonservierung eine wichtige Rolle für den nicht-erneuerbaren Energiebedarf. Künstliche Heutrocknung ist sehr energieintensiv und sollte wo immer möglich vermieden bzw. mit erneuerbaren Energiequellen (z. B. Sonnenkollektoren) betrieben werden.

Sehr wichtig ist auch eine optimale Nutzung des Grünlandes. Eine möglichst hohe Produktivität senkt den Flächenbedarf, führt in der Regel aber zu höheren Ammoniak- und Nitratemissionen. Eine grosse Stärke von Mutterkuhsystemen kann die Pflege von extensiven Wiesen und Weiden sein. Wird dies als klares Ziel definiert, sollte der Anteil an intensivem Grünland so klein wie möglich sein, dafür sollten mehr extensive Flächen genutzt werden. Diese sollten zielgerichtet im Hinblick auf eine maximale Biodiversität bewirtschaftet werden. Ein möglichst hoher Anteil an Weide senkt dabei die Ammoniakemissionen. Werden die Tiere dazu noch gesömmert, wird ein wichtiger Beitrag zur Offenhaltung der landwirtschaftlichen Flächen im Berggebiet geleistet, wodurch die Biodiversität im Schweizer Alpenraum profitiert.

Zur optimalen Nutzung des Grünlandes gehört auch eine möglichst hohe Grasverwertung durch die Tiere. Dies bedeutet einerseits eine Minimierung der Verluste, andererseits die züchterische Weiterentwicklung der Grundfütteraufnahme Kapazität und –verwertung.

Überlegt werden könnten auch alternative Systeme, wo z. B. neben dem Fleisch auch noch die Milch der Mutterkuh genutzt würde. Damit würde ein Teil der Umweltlast der Mutterkuh auf die Milch übergehen. Auch denkbar ist eine Erhöhung des Schlachalters der Mutterkuhkälber mit einer entsprechenden Ausmastphase. Das zusätzliche Wachstum könnte so die Umweltwirkungen pro kg Fleisch insgesamt reduzieren.

All diese alternativen Systeme müssten aber noch bezüglich ihrer Wirkungen auf die Umwelt und weitere Nachhaltigkeitskriterien untersucht werden, um ihr Optimierungspotenzial abzuschätzen. Allgemein ist eine grundsätzliche Analyse der Mutterkuhhaltung nötig um abzuklären, ob und wie sich die Umweltwirkungen der voll der Fleischproduktion angerechneten Mutterkuh kompensieren liessen. Die einzelbetrieblichen Ergebnisse aus dem Projekt ZA-ÖB (Hersener *et al.*, 2011) zeigen, dass zwischen Mutterkuh-Betrieben deutliche Unterschiede hinsichtlich ihren Umweltwirkungen bestehen. Dies deutet auf ein mögliches Optimierungspotenzial hin. Eine Analyse von Betrieben mit besonders tiefen Umweltwirkungen könnte wertvolle Hinweise für die Optimierung dieser Produktionsform liefern.

III) Einsatz von Soja

Der Einsatz von Soja kann in den Herkunftsländern zur Abholzung von Tropenwäldern und Zerstörung von artenreichen Savannen führen. Sojaeinsatz in der Rindermast sollte deshalb möglichst vermieden werden, insofern der Verdacht einer solchen Abholzung besteht. Sind Eiweissträger nötig, können alternativ einheimische Körnerleguminosen eingesetzt werden. Baumgartner *et al.* (2008) haben den Ersatz von Soja durch europäische Körnerleguminosen in verschiedenen Tierproduktionssystemen untersucht. Dabei wurde festgehalten, dass beim Ersatz von Soja die ganze Ration angepasst werden muss, was – je nach deren Zusammensetzung – die Umweltwirkungen sowohl senken als auch erhöhen kann. Will oder kann man nicht auf den Einsatz von Soja verzichten, ist auf eine entsprechende Zertifizierung zu achten. Hierbei existieren je nach Zertifikat unterschiedliche Kriterien bezüglich Abholzung, was bei der Auswahl des Zertifikates beachtet werden sollte.

IV) Flugtransporte

Generell trägt die landwirtschaftliche Produktion am meisten zur Umweltwirkung der Rindermast bei. Transporte spielen praktisch keine Rolle, wichtig ist nicht wo, sondern wie produziert wird. Eine Ausnahme bilden Flugtransporte. Diese erhöhen den Energiebedarf NE, das Treibhauspotenzial und die Humantoxizität pro kg Fleisch deutlich und sollten vermieden werden.

V) Schlachtung, Verarbeitung, Verpackung

Nach den Flugtransporten ist der wichtigste Faktor innerhalb der nachgelagerten Stufen die Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung, wobei vor allem die Bereiche Energieverbrauch, Wasserverbrauch und Verpackungsmaterial relevant sind. Hier wäre beispielsweise der Einsatz erneuerbarer Energien ein wichtiger Ansatzpunkt.

VI) Zusammenhang Milch- und Fleischproduktion

Die Erzeugung von einem Kilogramm Milchprotein ist wesentlich weniger umweltbelastend als die Erzeugung von einem Kilogramm Protein aus Rindfleisch (de Vries und de Boer, 2010). Aus Umweltsicht ist daher die Nutzung des Graslandes durch Milchvieh der Fleischproduktion vorzuziehen. Eine Verschiebung des Konsums vom Rindfleisch hin zu Milchprodukten mit einer entsprechenden Anpassung der Rindviehhaltung könnte deren Umweltwirkungen deutlich senken. Der Zusammenhang zwischen Milchproduktion und Rindermast ist noch kaum mittels Ökobilanzen untersucht und würde eine vertiefte Betrachtung verdienen.

Generell sollte man sich bewusst sein, dass die Rindermast stark mit der Milchproduktion verflochten ist und Änderungen in einem System auch zu Änderungen im anderen System führen. Eine Steigerung der Milchleistung führt z. B. zu weniger Milchkühen, womit dann auch weniger Kälber aus der Milchproduktion für die Rindermast zur Verfügung stehen. Umgekehrt erhöht eine Reduktion der Milchleistung pro Kuh bei gleich bleibender total produzierter Milchmenge die für die Mast verfügbaren Kälber. Um die Umweltwirkungen der Rinderproduktion zu optimieren, sollten deshalb immer beide Systeme in einer Gesamtanalyse betrachtet werden.

3.10. Literatur Rindermast

- Agrammon Group, 2009: Technische Parameter Modell Agrammon. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft SHL. Online unter: www.agrammon.ch. Letzter Zugriff 21.11.2011
- Agridea, 2006: Deckungsbeiträge, Ausgabe 2006. Agridea (Lindau / Lausanne) und FiBL (Frick).
- Anicom, 2011: persönliche Mitteilungen von Hans Peter Wolf und René Horat
- Baumgartner, D.U., de Baan, L., Nemecek, T., Pressenda, F. und Crépon, K., 2008: Life cycle assessment of feeding livestock with European grain legumes. In: Nemecek, T. und Gaillard, G. (Hrsg.): Proceedings of the 6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector – Towards a sustainable management of the Food chain. November 12–14 2008, Zurich. Agroscope ART, 352-359.
- Bell Schweiz AG, 2011: persönliche Mitteilungen von Joachim Messner
- Bundesamt für Landwirtschaft BLW, 2004. Agrarbericht 2004. www.bundespublikationen.admin.ch
- Bundesamt für Landwirtschaft BLW, 2005. Agrarbericht 2005. www.bundespublikationen.admin.ch
- Bundesamt für Landwirtschaft BLW, 2006. Agrarbericht 2006. www.bundespublikationen.admin.ch
- Brade, W. und Flachowsky, G., 2007: Rinderzucht und Rindfleischerzeugung – Empfehlungen für die Praxis. Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 313.
- Casey, J.W. und Holden, N.M., 2006. Greenhouse Gas Emissions from Conventional, Agri-Environmental Scheme, and Organic Irish Suckler-Beef Units. *J. Environ. Qual.* 35: 231-239.
- Cederberg, C., Darelius, K., 2002. Using LCA methodology to assess the potential environmental impact of conventional beef and pork production. Department of Applied Environmental Science, Universität Göteborg, Schweden.
- Cederberg, C. und Stadig, M., 2003: System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. *Int. J. LCA* 8 (6): 350-356.
- Cederberg, C., Meyer, D. und Flysjö, A., 2009: Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. SIK Report No 792.
- Cederberg, C., Persson, U.M., Neovius, K., Molander, S. und Clift, R., 2011: Including Carbon Emissions from Deforestation in the Carbon Footprint of Brazilian Beef. *Environ. Sci. Technol.* 45: 1773-1779.
- Coop, 2011: persönliche Mitteilungen von Bruno Cabernard
- Coop, 2012: persönliche Mitteilungen von Georg Weinhofer.
- de Boer, I. 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livest. Prod. Science* 80: 69-77.
- de Vries, M. und de Boer, I.J.M., 2010: Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128: 1-11.
- Deblitz, C., Brömmer, J. und Brüggemann, D., 2008: Beef production in Germany – production systems and their spatial distribution. *vTI Agriculture and Forestry Research* 58(1/2): 29-44.
- Defra, 2008: Greenhouse Gas Impacts of Food Retailing. SID 5, FO405, Defra, London.
- Dietl, W. und Lehmann, J., 2006: Ökologischer Wiesenbau: nachhaltige Bewirtschaftung von Wiesen und Weiden. Österreichischer Agrarverlag, Leopoldsdorf, 136 Seiten.
- Euclides Filho, K., 2000: Cross-breeding strategies for beef cattle production in Brazil. In: Galal, S., Boyazoglu, J. und Hammond, K. (Hrsg.): Developing Breeding Strategies for Lower Input Animal Production Environments. ICAR Technical Series No. 3, www.icar.org/Documents/technical_series/%20tec_series_03_bella.pdf11.
- de Faccio Carvalho, P.C., 2006: Country Pasture / Forage Resource Profiles: Brazil. www.fao.org/ag/AGP/AGPC/doc/Counprof/Brazil/brazil.htm, besucht am 28.10.2011.
- Ferraz, J.B.S. und de Felício, P.E., 2010: Production systems – An example from Brazil. *Meat Science* 84: 238-243.
- Foster, C., Green, K., Bleda, M., Dewick, P., Evans, B., Flynn, A., und Mylan, J., 2006: Environmental Impacts of Food Production and Consumption: A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Manchester Business School, Defra, London.

- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Hirschier, R., Hellweg, S., Nemecek, T., Rebitzer, G. und Spielmann, M., 2007: Overview and Methodology. Final report ecoinvent data v2.0, No. 1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.
- GVFI International, 2011: persönliche Mitteilungen von Cornelia Gassner
- Hersener *et al.*, 2011: Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB). Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich/Ettenhausen.
- Hirschfeld, J., Weiß, J., Preidl, M. und Korbun, T., 2008: Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08, Berlin.
- IDF – International Dairy Federation, 2010: A common carbon footprint approach for dairy. The IDF guide to standard life cycle assessment methodology for the dairy sector. Bulletin of the International Dairy Federation 445/2010.
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., 2006: Betriebsplanung Landwirtschaft 2006/07. Selbstverlag, Darmstadt, 20. Auflage.
- KTLB – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., 2008: Wasserversorgung in der Rinderhaltung. KTBL-Heft 81. Selbstverlag, Darmstadt. 60 Seiten.
- LAND & Forst, 2011: Braun- und Fleckviehbullen dominieren. LAND & Forst, Ausgabe 4/2011.
- LBL/SRVA, 2002: Suisse-Bilanz, Auflage 1.0, März 2002. LBL und SRVA.
- LfL – Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2011: Gruber Tabelle zur Fütterung in der Rindermast. 16. Auflage, Selbstverlag, Freising-Weihenstephan.
- Meier, B., 2000: Neue Methodik für die Zentrale Auswertung der FAT. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (ehemals Agroscope FAT). www.agroscope.admin.ch/zentrale-auswertung unter Publikationen, Methodische Grundlagen.
- Mutterkuh Schweiz (2011): persönliche Mitteilungen von Regula Schneider.
- Nguyen, T., Hermansen, J. und Mogensen, L., 2010: Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production* 18: 756-766.
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K., und Hirooka, H., 2007: Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow-calf system by the life cycle assessment method. *Animal Science Journal* 78: 424-432.
- Pelletier, N., Pirog, R. und Rasmussen, R., 2010: Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems* 103: 380-389.
- Reidy, B. und Menzi, H., 2006: Ammoniakemissionen in der Schweiz: Neues Emissionsinventar 1990 bis 2000 mit Hochrechnungen bis 2003. Technischer Schlussbericht, SHL Zollikofen, Bern.
- Reinhardt, G., Gärtner, S., Münch, J., Häfele, S., 2009: Ökologische Optimierung regional erzeugter Lebensmittel: Energie- und Klimabilanzen. ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg.
- Roy, P., Orikasa, T., Thammawong, M., Nakamura, N., Xu, Q., Shiina, T., 2012: Life cycle of meats: An opportunity to abate the greenhouse gas emission from meat industry in Japan. *Journal of Environmental Management*, 93: 218-224.
- Sojanetzwerk Schweiz, 2011. www.sojanetz.ch. Letzter Zugriff 21.11.2011.
- TLL – Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, 2011: Betriebswirtschaftliche Richtwerte Bullenmast. www.tll.de/ainfo/pdf/buma0911.pdf, besucht am 31.10.2011.
- Williams, A.G., Audsley, E. und Sandars, D.L., 2006: Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra.
- Williams, A.G., Pell, E., Webb, J., Tribe, E., Evans, D., Moorhouse, E., Watkiss, P., 2008: Comparative Life Cycle Assessment of Food Commodities Procured for UK Consumption through a Diversity of Supply Chains. Final Report for Defra Project.
- Weyermann, I., Kampmann, D., Peter, M., Herzog, F., Lüscher, A., 2006: Bergwiesen haben eine hohe ökologische Qualität. *Agrarforschung* 13 (4): 156-161.

4. Schweinemast

4.1. Schweinemast Schweiz

4.1.1. Auswahl der Modellbetriebe

In einem ersten Schritt wurden die für die Schweinemast relevanten Modellbetriebe ausgewählt. Diese Auswahl erfolgte nach folgenden Kriterien:

- a. Betriebstypologie FAT99 (S4; siehe dazu Anhang 8.2)
- b. Tierbestand
- c. Beitrag zur Gesamtproduktion pro Produktionssystem

Von den in Frage kommenden Modellbetrieben wurden nur diejenigen für die Analysen berücksichtigt, welche gemäss der FAT-Typologie S4 zwingend Tiere in der Kategorie Schweinemast haben und einen Mindestbestand von 20 Masttieren aufweisen. Von den Modellbetrieben, welche die obigen Kriterien erfüllten, wurden diejenigen für die Analysen ausgewählt, welche einen grossen Anteil zum Gesamtproduktion des betrachteten Produktionssystems beitrugen. Dazu wurde zuerst die Produktion pro Betriebstyp berechnet (Ertrag pro Modellbetrieb x Anzahl vertretene Betriebe). Die Summe der Produktion pro Betriebstyp aller Modellbetriebe des entsprechenden Systems repräsentiert die Gesamtproduktion des Produktionssystems. Für die vorliegende Analyse ausgewählt wurden diejenigen Modellbetriebe, welche mehr als fünf Prozent (Produktion pro Betriebstyp) zur Gesamtproduktion pro System beitrugen.

Anhand der obigen Kriterien lagen insgesamt sechs Modellbetriebe der Analyse der Schweinemast zu Grunde. Die genaue Auswahl ist in Tabelle 24 ersichtlich.

Tabelle 24: Ausgewählte Modellbetriebe zur Analyse der Schweinemastsysteme. Die Nummerierung der Modellbetriebe folgt der FAT99-Typologie S4 (Meier, 2000).

| Modellbetrieb | durchschnittlicher Bestand Mastschweine [Stück] | Produktion pro Betrieb [kg LG] | Anzahl vertretene Betriebe | Produktion pro Betriebstyp [kg LG] | Anteil am Gesamtoutput [kg LG] der ausgewählten Modellbetriebe |
|--|---|--------------------------------|----------------------------|------------------------------------|--|
| Schweinemast ÖLN | | | | | |
| 4211 Schweine Tal ÖLN | 128 | 39 489 | 366 | 14 453 011 | 13 % |
| 4212 Schweine Hügel ÖLN | 118 | 36 198 | 306 | 11 076 680 | 10 % |
| 5311 Kombiniert Veredelung Tal ÖLN | 65 | 20 110 | 3031 | 60 954 016 | 54 % |
| 5312 Kombiniert Veredelung Hügel ÖLN | 52 | 16 088 | 1 694 | 27 253 411 | 24 % |
| Schweinemast Bio | | | | | |
| 5321 Kombiniert Veredelung Tal Bio | 26 | 8 064 | 155 | 1 249 905 | 66 % |
| 5322 Kombiniert Veredelung Hügel Bio | 20 | 6 376 | 103 | 656 738 | 34 % |
| Produktion ausgewählte Modellbetriebe total [kg LG pro Jahr] | | | | 115 643 761 | |
| Produktion ausgewählte Modellbetriebe total [kg SG pro Jahr] (Schlachtausbeute = 79 %; AGRIDEA 2006) | | | | | 91 358 571 |
| Produktion alle Schweinefleisch-Modellbetriebe [kg SG pro Jahr] | | | | | 94 292 848 |
| Anteil Produktion ausgewählte Modellbetriebe an Produktion Schweinefleisch-Modellbetriebe | | | | | 97 % |
| Schweinefleischproduktion CH total [kg SG pro Jahr] (Durchschnitt 2003-2005; BLW 2004; 2005; 2006) | | | | | 230 969 333 |
| Anteil Produktion ausgewählte Modellbetriebe an Gesamtproduktion CH | | | | | 40 % |

4.1.2. Modellierung des Systems ÖLNetho

Da unter den Modellbetrieben ZA-ÖB keine Betriebe zur Verfügung standen, welche die Richtlinien der Ethoprogramme erfüllten, wurden zur Analyse des Systems Schweinemast ÖLNetho die vier Betriebe des Systems Schweinemast ÖLN entsprechend den Richtlinien der Etho-Programme angepasst. Innerhalb des Coop-Sortiments entspricht dieses System der Marke Naturafarm. Bei den Bio-Betrieben wurde davon ausgegangen, dass sie zusätzlich zur Befolgung der Bio-Richtlinien auch die Etho-Programme erfüllen. Dies entspricht der Marke Naturaplan des Coop-Sortiments. Die Anpassungen der Etho-Modellbetriebe erfolgten vor allem anhand Angaben aus dem früheren ART-Projekt "BW04" (Badertscher, 2003). Folgende Parameter wurden angepasst:

- **Endgewicht:** Minimal tieferes Endgewicht je Mastschwein im Mehrflächenstall (-2 kg). Quelle: ART-Projekt BW04 (Badertscher, 2003).
- **Mortalität:** Geringere Mortalität (1,12 % statt 1,29 %), dadurch höhere Leistung. Quelle: ART-Projekt BW04 (Badertscher, 2003).
- **Mastdauer:** Kürzere Mastdauer, längere Leerzeit. Insgesamt kürzere Umtriebsdauer (-2,1 %). Quelle: ART-Projekt BW04 (Badertscher, 2003).
- **Fütterung:** Geringfügig schlechtere Futtermittelverwertung, höherer Futterbedarf. Quelle: ART-Projekt BW04 (Badertscher, 2003).

- **Stroh:** Höherer Strohbedarf je Mastschwein für Einstreu (ca. 100 g/Tier und Tag); dafür kein Bedarf an Stroh für Beschäftigung (-30 g/Tier und Tag); total +70 g/Tier und Tag.
Quelle: ART-Projekt BW04 (Badertscher, 2003).
- **Laufhof:** Minimale Laufhöffläche: 0,45 m²/Tier bis 60 kg, 0,65 m²/Tier ab 60 kg. Anteil permanent zugänglicher Laufhof 100 % (statt 0 %); Laufhoftage 365 (statt 0); Laufhofstunden je Tag 6 (statt 0).
Quelle: Ethoprogrammverordnung (EVD, 2010).

Insgesamt resultierte aus den Anpassungen ein leicht höherer Output, da die Etho-Betriebe zwar ein tieferes Endgewicht, aber auch eine geringere Mortalität und eine kürzere Umtriebsdauer (113,4 vs. 115,8 Tage) aufwiesen. Dafür war der Ferkelzukauf infolge der kürzeren Umtriebsdauer höher als bei den konventionellen Betrieben.

4.1.3. Annahmen für die Produktionsparameter

Die wichtigsten Produktionsparameter der untersuchten Schweinemastsysteme sind in Tabelle 25 ersichtlich. Für alle untersuchten Systeme wurde ein Teilspaltenbodenstall mit Vollgüllesystem angenommen. Die Masttiere des Systems ÖLN hatten keinen Auslauf, während den Tieren aus den Systemen ÖLNetho und Bio jeden Tag mehrstündiger Zugang zu einem Laufhof gewährt wurde.

Tabelle 25: Wichtigste Produktionsparameter der untersuchten Schweinemastsysteme.

| | ÖLN | ÖLNetho | Bio |
|--|--------------|-------------|-------------|
| Anzahl Mastplätze | 72 | 72 | 24 |
| Anzahl Umtriebe | 3,0 | 3,1 | 2,9 |
| Mortalität [%] | 1,29 | 1,12 | 1,12 |
| Anfangsgewicht [kg LG] | 24 | 24 | 24 |
| Endgewicht [kg LG] | 102 | 100 | 103 |
| Zuwachs Mastphase [kg LG] | 78 | 76 | 79 |
| Mastdauer [d] | 106 | 103 | 110 |
| Tageszunahme [g/d] | 740 | 740 | 720 |
| Futtermittelnutzung [1:] | 2,87 | 3,04 | 2,85 |
| Zuwachs je Stallplatz und Jahr [kg LG] | 234 | 236 | 229 |
| Stallsystem | Teilspalten | Teilspalten | Teilspalten |
| Auslauf | kein Auslauf | Laufhof | Laufhof |
| Hofdüngersystem | Vollgülle | Vollgülle | Vollgülle |
| produziertes Fleisch pro Betrieb [kg LG] | 22 032 | 22 320 | 7 169 |

Zwischen den übrigen Produktionsparametern der drei untersuchten Systeme bestanden keine grossen Unterschiede. Bei allen Systemen gab es ungefähr drei Umtriebe pro Jahr. Die Mastdauer bewegte sich zwischen 103 (ÖLNetho) und 110 Tagen (Bio). Die Tiere wurden bei einem Endgewicht von rund 100 kg Lebendgewicht geschlachtet. Die Mortalität war mit 1,12 % bei ÖLNetho und Bio leicht tiefer als die Mortalität bei ÖLN mit 1,29 %.

Die Tageszunahme war im Bio-System mit 720 g / Tag leicht tiefer als in den beiden anderen Systemen (740 g / Tag). Die Futtermittelnutzung war aber sehr ähnlich und belief sich auf 2,87 für das System ÖLN konventionell, auf 3,04 für das System ÖLN Etho und 2,85 für Bio.

Als Krafftutter diente in allen drei Systemen eine Futtermischung mit hauptsächlich Getreide, Mais und Sojaschrot. Die genaue Zusammensetzung der Futtermischung ist in Tabelle 26 ersichtlich. Für das Biomastsystem wurde die gleiche Ration verwendet, die Zutaten stammten aber jeweils aus biologischer Produktion. Eine Ausnahme bildeten Kartoffelprotein und Diffusionsschnitzel, welche im Einklang mit den Bio-Richtlinien aus der integrierten Produktion stammten. Die Herkunft des Sojaschrots wurde beim Biomastsystem als 100 % biologisch angenommen; für ÖLN und ÖLNetho wurde hingegen mit 60 % zertifiziertem Soja (Sojanetzwerk Schweiz, 2011) und 40 % konventionellem Soja gerechnet. Der Bio-

Sojakuchen stammt gemäss BioSuisse (2009) zu 60 % aus Europa, der übrige Teil kommt aus Südamerika und Asien. Als Annäherung wurde das Inventar für Bio-Soja Schweiz verwendet. Soja für die ÖLN-Systeme kam ganz aus Brasilien, für zertifizierten Soja wurde dabei ein Inventar ohne Abholzung erstellt.

Tabelle 26: Eingesetzte Krafftuttermischung in den Schweinemastsystemen.

| | Anteil an der Gesamtration in kg TS | Futtermittelverbrauch [kg] | | |
|--|-------------------------------------|----------------------------|---------|------|
| | | | | |
| Gerste | 20,0 % | | ÖLN | 224 |
| Weizen | 20,0 % | je Mastschwein | ÖLNetho | 231 |
| Sojaschrot | 20,0 % | | Bio | 226 |
| Mais | 10,0 % | | | |
| Zuckerrübenschnitzel | 9,2 % | | ÖLN | 2,87 |
| Weizenstärke | 8,2 % | je kg Zuwachs | ÖLNetho | 3,04 |
| Hafer | 4,0 % | | Bio | 2,85 |
| Kartoffelprotein | 3,0 % | | | |
| Rapskuchen < 9 % RL | 3,0 % | | | |
| Kohlensaurer Kalk | 0,8 % | | | |
| Dicalciumphosphat | 0,8 % | | | |
| FAG-S 367 Mast | 0,4 % | | | |
| Pellan | 0,3 % | | | |
| Natriumchlorid | 0,3 % | | | |
| Mischfett 50 / 50 | 0,1 % | | | |
| FAG-S 367 = Vitamine und Spurenelemente; Pellan = Presshilfsstoff für Pelletierung | | | | |

Die zugekauften Ferkel stammten aus dem Modellbetrieb mit der höchsten Produktion an Ferkeln (Komb. Veredelung Tal IP bzw. Bio für das Biosystem). Bei den Etho-Betrieben wurde davon ausgegangen, dass sie ihre Ferkel von normalen ÖLN-Betrieben zukaufen, da keine spezifischen Inventare für Ferkel aus ÖLNetho-Produktion vorhanden waren. Bio-Betriebe kauften ausschliesslich Ferkel von Bio-Betrieben zu. Der Aufwand für die Muttersauen ist im Ferkelinventar inbegriffen.

4.2. Schweinemast Ausland

Der Schweineproduktion in Deutschland lag ein Betrieb zu Grunde, der in Anlehnung an einen konventionellen Schweinemastbetrieb wie in Korbun *et al.* (2004) und Hirschfeld *et al.* (2008) beschrieben aufgebaut wurde. Es handelte sich um einen spezialisierten Schweinemastbetrieb mit 1 000 Mastplätzen, der sowohl den Verhältnissen in den klassischen Veredelungsgebieten im Westen als auch den Betriebsstrukturen im Osten Deutschlands entsprach und somit für einen grossen Teil der in Deutschland produzierten Schweine repräsentativ galt. Wichtige Produktionskennzahlen für diesen Modellbetrieb finden sich in Tabelle 27.

Für die Schweineproduktion in Dänemark wurde ein kombinierter Ferkelproduktions-/Mastbetrieb gemäss Halberg und Nielsen (2003) modelliert mit 184 Sauenplätzen und 716 Mastplätzen. Ein derartiger Betrieb repräsentiert rund ein Drittel des Produktionsaufkommens an Schweinefleisch in Dänemark. In Tabelle 27 sind weitere Merkmale des Betriebs angegeben. Die nachfolgenden Zahlen beziehen sich nur auf den Betriebszweig Schweinemast, die Daten zur dänischen Ferkelproduktion finden sich im Anhang (8.3).

Die Ferkel stammten beim deutschen Betrieb von einem spezialisierten Ferkelproduzenten, dem das Schweizer Produktionsinventar zugrunde lag. Als Transportdistanz für die Ferkel wurden 100 km veranschlagt. Beim dänischen Betrieb wurden die Ferkel des eigenen Betriebs gemästet, daher war hierfür kein Transportaufkommen zu berücksichtigen. Der Grund für die Wahl eines eigenen Produktionsinventares für die dänische Schweinemast lag darin, dass die Produktivität der Ferkelproduktion in Dänemark mit fast 28 abgesetzten Ferkeln je Sau und Jahr deutlich höher ist als in

Deutschland und in der Schweiz (jeweils rund 24 abgesetzte Ferkel je Sau und Jahr, vgl. Danish Pig Production, 2008; ZDS, 2010; Suisseporcs, 2011) und daher grössere Unterschiede in der Produktion zu erwarten waren.

Tabelle 27: Produktionsdaten für Schweinemastbetriebe in Deutschland und Dänemark im Vergleich zum Schweizer Standardsystem ÖLN.

| | CH ÖLN | Deutschland | Dänemark |
|--|--------------|--------------|-------------------------|
| Anzahl Mastplätze | 72 | 1 000 | 716 |
| Anzahl Umtriebe | 3,0 | 2,7 | 3,9 |
| Mortalität [%] | 1,29 | 3,0 | 4,3 |
| Anfangsgewicht [kg LG] | 24 | 25 | 30 |
| Endgewicht [kg LG] | 102 | 115 | 102 |
| Zuwachs Mastphase [kg LG] | 78 | 90 | 72 |
| Mastdauer [d] | 106 | 128 | 89 |
| Tageszunahme [g/d] | 740 | 700 | 810 |
| Futtermittelnutzung [1:] | 2,87 | 3,00 | 2,76 |
| Zuwachs je Stallplatz u. Jahr [kg LG] | 234 | 243 | 269 |
| Stallsystem | Teilspalten | Vollspalten | 50:50 Teil-/Vollspalten |
| Auslauf | kein Auslauf | kein Auslauf | kein Auslauf |
| Hofdüngersystem | Vollgülle | Vollgülle | Vollgülle |
| Produziertes Fleisch pro Betrieb [kg LG] | 22 032 | 310 500 | 271 320 |
| Quellen: nach Nguyen und Hermansen, 2010 und Hirschfeld <i>et al.</i> , 2008 | | | |

Der deutlichste Unterschied zwischen beiden Systemen lag in der Dauer der Mastperiode. In Dänemark wurden die Ferkel mit einem etwas höherem Gewicht eingestallt und bereits mit einer Lebendmasse von gut 100 kg geschlachtet (Danish Pig Production, 2008), während in Deutschland eine Mastphase von 25 bis 115 kg angenommen wurde (Korbun *et al.*, 2004). Somit wurden durch die grössere Anzahl an Umtrieben in Dänemark (3,9 im Vergleich zu 2,7 in Deutschland) in beiden Systemen trotz der unterschiedlichen Stallgrösse zwar annähernd gleich viele Mastschweine produziert, der Gesamtoutput (in kg Lebendgewicht) lag aber in Deutschland knapp 15 % höher. Bezogen auf den Zuwachs pro Stallplatz war allerdings die Produktion im dänischen Betrieb effizienter (Zuwachs je Stallplatz und Jahr 269 kg LG versus 243 kg LG).

Ein weiterer Unterschied bestand im Stallsystem. Während in Deutschland die Haltung auf Vollspaltenböden das gängige Verfahren darstellt (Grimm *et al.*, 2002, KTBL, 2006), ist dies in Dänemark nur zu rund 50 % der Fall (Danish Agriculture and Food Council, 2010). Für den Rest wurde eine Haltung auf Teilspaltenböden angenommen. Das Anbieten von Einstreumaterialien ist der konventionellen Schweineproduktion in beiden Ländern nicht üblich. Es fiel somit als Hofdünger nur Vollgülle an.

Die Tierproduktion fand unabhängig von der Fläche statt, d. h. sämtliche Futtermittel und andere Inputs wurden zugekauft, alle anfallenden Produkte aus dem Betrieb exportiert. Den Betrieben wurde lediglich die Fläche der entsprechenden Schweizer Betriebe (für DE (reiner Mastbetrieb) 4211, für DK (kombinierter Betrieb) 5311, siehe Tabelle 24) zugeordnet. Diese betrug jedoch für den Betriebszweig Schweinemast nur 0,28 ha (DE) bzw. 0,35 ha (DK) Fläche und war somit vernachlässigbar klein.

Die Futterrationen für die beiden Modellbetriebe finden sich in Tabelle 28. Sie unterschieden sich in der Rationsgestaltung, die beim deutschen Betrieb wesentlich einfacher war. Hier wurde eine Weizen/Gerstemischung mit Sojaschrot als Eiweisskomponente und eine Mineralstoffmischung eingesetzt, während in der dänischen Ration neben Weizen und Gerste verschiedene Ölkuchen und Extraktionsschrote in die Ration kamen. Zudem waren hier weitere Komponenten zur Verbesserung der Futtereigenschaften (Melasse, Pflanzenöl) Bestandteil des Futters. Diese weniger ausgefeilte Ration kann ein Grund für die geringeren Zuwachsleistungen beim deutschen Modellbetrieb sein.

Für Weizen, Gerste und Rapsschrot waren Produktionsinventare für deutsche Anbaubedingungen (Bundesland Sachsen-Anhalt) vorhanden. Diese wurden für die deutsche und mangels spezifischerer Daten auch für die dänische Futtermittelration verwendet. Für die Sojaprodukte lagen Daten der brasilianischen Sojaproduktion zu Grunde. Die anderen Futtermittel entsprachen der Produktion unter Schweizer Verhältnissen, da hierfür keine länderspezifischen Inventare verfügbar waren.

Die Rationen stellten den Durchschnitt des Futters über die gesamte Mast dar, tatsächlich sind in der Praxis mindestens zwei Fütterungsphasen Standard. Der Gesamtverbrauch an Futter pro Tier in der Mastphase lag in Dänemark deutlich niedriger als in Deutschland. Grund dafür ist einerseits die kürzere Mastdauer und andererseits die etwas bessere Futtermittelverwertung.

Tabelle 28: Futtermittelrationen für die Schweinemast in Deutschland und Dänemark.

| | Futtermittelinventar | Rationsanteile [% der Gesamtration in kg TS] | |
|----------------------------|----------------------|--|----------|
| | | Deutschland | Dänemark |
| Weizen | DE | 35,0 | 40,0 |
| Gerste | DE | 40,0 | 30,0 |
| Sojaschrot | BR | 22,5 | 12,0 |
| Sonnenblumenkuchen | CH | | 5,0 |
| Rapsschrot | EU | | 5,0 |
| Zuckerrübenschnitzel | CH | | 2,0 |
| Sojaöl | BR/EU | | 1,5 |
| Aminosäuren | CH | 2,5 | 0,5 |
| Futterkalk und -phosphor | CH | | 2,0 |
| Melasse | CH | | 2,0 |
| | | | |
| Futtermittelverbrauch [kg] | | | |
| je Mastschwein | | 270 | 199 |
| je kg Zuwachs | | 3,00 | 2,76 |

Quellen: nach Nguyen und Hermansen, 2010 und Hirschfeld *et al.*, 2008

4.3. Nachgelagerte Prozesse der Schweinemast

4.3.1. Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung

Schweiz

Für die Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung von Schweinefleisch wurden Daten von der Bell Schweiz AG zur Verfügung gestellt (Bell Schweiz AG, 2011). Die drei Prozesse wurden zusammen bilanziert, da die Datenerfassung nur teilweise getrennt erfolgte. Von der Bell Schweiz AG wurden Angaben zu den Mengen an geschlachteten Tieren und verkaufsfertigem Fleisch sowie zu den weiteren Inputs und Outputs gemacht. Wichtige Kennzahlen sind in Tabelle 29 und Tabelle 30 zusammengefasst.

Tabelle 29: Daten Schlachthof Schwein.

| | Einheit | Prozent |
|--------------------------|------------|---------|
| Lebende Tiere | kg LG | 100,0 % |
| Schlachtgewicht | kg SG | 79,0 % |
| verkaufsfertiges Fleisch | kg Fleisch | 41,7 % |

Quelle: Bell Schweiz AG, 2011 (Daten aus dem Jahr 2009)

Tabelle 30: Wichtige Inputs und Outputs bei Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung Schwein.

| Daten | Einheit | Menge pro 100 kg LG |
|---|----------------|---------------------|
| Inputs | | |
| Elektrizität | kWh | 17,3 |
| Erdgas | MJ | 12,5 |
| Fernwärme | MJ | 44,4 |
| Wasser | m ³ | 0,6 |
| Reinigungsmittel | kg | 0,20 |
| CO ₂ (Betäubung) | kg | 0,19 |
| Entsorgung | | |
| Kehricht | kg | 0,75 |
| Abwasser | m ³ | 0,59 |
| Quelle: Bell Schweiz AG, 2011 (Daten aus dem Jahr 2009) | | |

Der Elektrizitätsverbrauch der Bell Schweiz AG entspricht dem Schweizer Strommix, wobei der Anteil, der aus nicht-erneuerbaren Ressourcen stammt, durch den Erwerb von RECS-Zertifikaten für Wasserstrom aus dem EU-Raum kompensiert wird (Coop, 2012). Zur Modellierung des Stromverbrauchs wurde das Inventar für den Schweizer Strommix verwendet. Die Kompensation durch Zertifikate wurde somit nicht modelliert, muss aber bei der Interpretation berücksichtigt werden.

Ausland

Für die Schlachtung in Dänemark wurden Daten für den Verbrauch von Energie, Wasser und CO₂ von Nielsen und Nielsen, 2003 verwendet (Tabelle 31). Allen weiteren Inputs und Outputs lagen die Daten aus der Schweiz zugrunde, da keine Daten aus Dänemark verfügbar waren.

Tabelle 31: Daten Schlachthof und Verarbeitung. Vergleich Schweiz (CH) und Dänemark (DK).

| Daten | Einheit | CH | | DK |
|-----------------|----------------|--------------------------------------|--|--------------------------------------|
| | | Schlachthof (Menge pro 100 kg LG) | Verarbeitung / Verpackung (Menge pro 100 kg LG) | Schlachthof (Menge pro 100 kg LG) |
| Elektrizität | kWh | 5,0 | 12,2 | 8,4 |
| Erdgas | MJ | 12,5 | - | - |
| Wärme | MJ | 29,8 | 14,6 | 46,8 |
| Wasser | m ³ | 0,4 | 0,2 | 0,2 |
| CO ₂ | kg | 0,19 | - | 0,2 |

Für Deutschland waren keine Daten verfügbar, es wurden die gleichen Daten wie für Dänemark angenommen.

4.3.2. Verteilzentralen

Der Energiebedarf für die Kühlung während der Lagerung in den Verteilzentralen wurde anhand von Daten aus der Literatur geschätzt. Es wurde ein Energiebedarf von 54 kWh/(m³*a) und eine Lagerdauer von 12 h angenommen (Defra, 2008).

Die Kühlmittelverluste in den Verteilzentralen sind gemäss Defra 2008 vernachlässigbar und wurden daher nicht berücksichtigt.

4.3.3. Transporte

Herkunft Schweiz

Innerhalb der Schweiz erfolgten alle Transporte mit dem LKW. Für die Transporte von lebenden Tieren wurden Daten von Anicom (Anicom, 2011), für die restlichen Transporte Daten von Bell und Coop (Bell Schweiz AG, 2011; Coop, 2011) verwendet. Die Transportdistanzen sind in Tabelle 32 zusammengefasst.

Import aus Deutschland

Angaben zu den Importen wurden von GVFI International und von der Bell Schweiz AG zur Verfügung gestellt (GVFI International, 2011; Bell Schweiz AG, 2011). Die Tiere wurden in Deutschland geschlachtet und mit dem LKW als Schweinehälften oder Schweineteile importiert. Die Annahmen zu den Transportdistanzen sind in Tabelle 32 zusammengefasst. Der Transport von der Verarbeitung in der Schweiz zu den Verkaufsstellen erfolgte gleich wie bei der Herkunft Schweiz.

Import aus Dänemark

Es wurden Daten von GVFI International und von der Bell Schweiz AG verwendet (GVFI International, 2011; Bell Schweiz AG, 2011). Die Tiere wurden in Dänemark geschlachtet und mit dem LKW importiert. Zur Schätzung der Transportdistanzen dienten Angaben von Bell und aus der Literatur (Dalgaard, 2007). Die verwendeten Transportdistanzen sind in Tabelle 32 zusammengefasst.

Die Kühlung während den Transporten mit dem LKW wurde durch eine Erhöhung des Dieserverbrauchs berücksichtigt (gemäss Angaben von Coop und Cederberg *et al.*, 2009). Kühlmittelverluste während den Transporten wurden vernachlässigt.

Tabelle 32: Transportdistanzen Schwein.

| Transport | Verkehrsmittel | Distanz (km) |
|----------------------------------|----------------|--------------|
| Schweiz | | |
| Hof – Schlachthof | LKW | 100 |
| Schlachthof – Verarbeitung | LKW | 0,5 |
| Verarbeitung – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |
| Deutschland | | |
| Hof – Schlachthof | LKW | 250 |
| Schlachthof DE – Verarbeitung CH | LKW | 350 |
| Verarbeitung – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |
| Dänemark | | |
| Hof – Schlachthof | LKW | 50 |
| Schlachthof DK – Verarbeitung CH | LKW | 1 200 |
| Verarbeitung – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |

4.4. Resultate Schweinemast Schweiz

Das Standard-Produktionsverfahren für Schweinemast in der Schweiz ist ein nach den Richtlinien des ökologischen Leistungsnachweises (ÖLN) produzierendes System. Dieses wird deshalb in den nachfolgenden Abbildungen als Referenzsystem verwendet. Die Signifikanz der Unterschiede zwischen den verschiedenen Systemen war schwierig zu beurteilen, da die Anzahl der untersuchten Modellbetriebe für die Anwendung von Signifikanztests zu gering war. Um die Unterschiede trotzdem einzuschätzen, wurde die doppelte Standardabweichung verwendet (siehe Kapitel 6.4, Abbildung 53). In dieser befinden sich 95 % aller zu erwartenden Werte. Wenn sich die Bereiche der doppelten Standardabweichung zwischen zwei Systemen nicht überschneiden, wird im folgenden Text von Unterschieden gesprochen, falls sich die Bereiche überschneiden, wird von tendenziellen Unterschieden gesprochen. In die Abbildungen wurde die doppelte Standardabweichung aus Gründen der Übersichtlichkeit nicht aufgenommen.

Zwischen den Systemen ÖLN und ÖLNetho gab es praktisch keine Unterschiede in den Umweltwirkungen ausgedrückt pro kg Lebendgewicht (LG) (Abbildung 28; Tabelle 33). Einzig bei den Umweltwirkungen

terrestrische Eutrophierung und Versauerung war das ÖLNetho-System tendenziell leicht höher als das konventionelle ÖLN-System. Dies lag an den erhöhten Ammoniakemissionen im Etho-Stall, die hauptsächlich durch den zusätzlichen Laufhof verursacht werden.

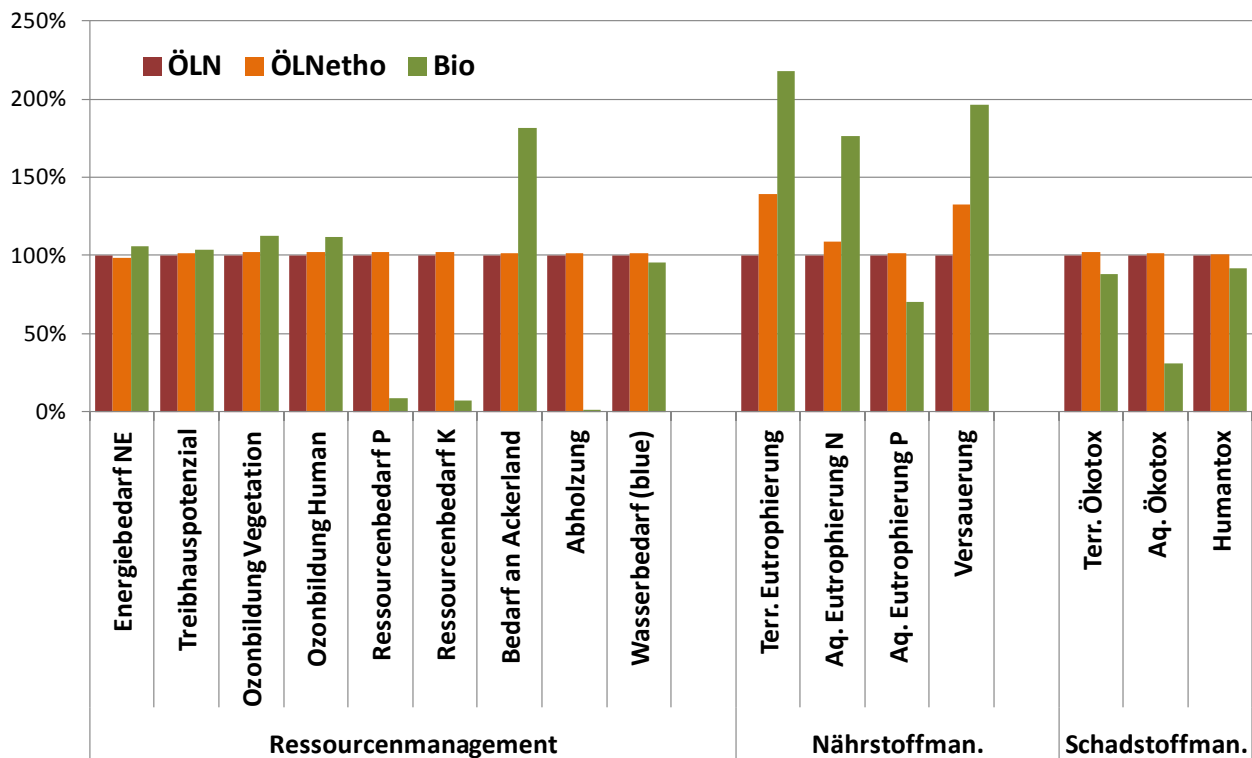


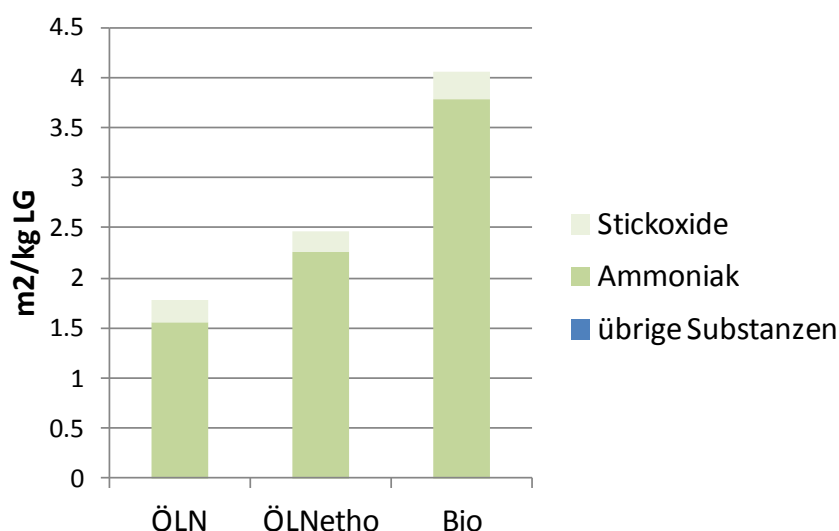
Abbildung 28: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der untersuchten Schweinemastssysteme Schweiz (Stufe Hoftor). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem ÖLN bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung.

Das Biosystem unterschied sich deutlicher von den anderen beiden Systemen. Auffällig war der klar höhere Bedarf an Ackerland. Dieser bestand bei allen Schweinemastssystemen praktisch ausschliesslich aus dem für den Anbau der Futtermittel notwendigen Ackerland. Der höhere Landbedarf im Biosystem war eine Folge der niedrigeren Erträge im Bioackerbau.

Die geringeren Erträge im Biolandbau spielten auch eine Rolle bei den höheren Wirkungen des Biosystems bezüglich der terrestrischen Eutrophierung und der Versauerung. Diese Umweltwirkungen sind von den Ammoniakemissionen dominiert (Abbildung 29). Im Biolandbau wird einerseits ausschliesslich Hofdünger verwendet, was im Vergleich zu einer mineralischen Düngung höhere Ammoniakemissionen mit sich bringt. Dazu müssen diese Hofdünger – um dieselbe Menge an Futtermitteln zu erzeugen – auf einer grösseren Fläche ausgebracht werden, was auch zu höheren Ammoniakemissionen pro Kilogramm Futtermittel führt. Das dritte Element bildete die Tierhaltung. Da die Mast Schweine im Biolandbau auch Auslauf erhalten, führte dies verglichen mit der ÖLN-Variante zusätzlich zu höheren Ammoniakemissionen.

Tabelle 33: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der Schweizer Schweinemast (Stufe Hoftor).

| Kategorie | Einheit | ÖLN | ÖLNetho | Bio | |
|----------------------|------------------------|-------------------------|---------|--------|--------|
| Ressourcenmanagement | Energiebedarf NE | MJ-Äq. | 30,1 | 29,6 | 31,8 |
| | Treibhauspotenzial | kg CO ₂ -Äq. | 3,3 | 3,3 | 3,4 |
| | Ozonbildung Vegetation | m ² .ppm.h | 28,1 | 28,6 | 31,6 |
| | Ozonbildung Human | person.ppm.h | 0,0020 | 0,0021 | 0,0023 |
| | Ressourcenbedarf P | kg | 0,009 | 0,009 | 0,001 |
| | Ressourcenbedarf K | kg | 0,015 | 0,016 | 0,001 |
| | Flächenbedarf | m ² a | 4,3 | 4,4 | 7,5 |
| | Bedarf an Ackerland | m ² a | 3,8 | 3,8 | 6,9 |
| | Abholzung | m ² | 0,030 | 0,030 | <0,001 |
| | Wasserbedarf (blue) | m ³ | 0,028 | 0,028 | 0,027 |
| Nährstoffmanagement | Terr. Eutrophierung | m ² | 1,9 | 2,6 | 4,1 |
| | Aq. Eutrophierung N | kg N | 0,019 | 0,020 | 0,033 |
| | Aq. Eutrophierung P | kg P | 0,0005 | 0,0005 | 0,0004 |
| | Versauerung | m ² | 0,52 | 0,69 | 1,02 |
| Schadstoffmanagement | Terr. Ökotox o. Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0026 | 0,0027 | 0,0070 |
| | Terr. Ökotox Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0056 | 0,0057 | 0,0002 |
| | Aq. Ökotox o. Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0348 | 0,0351 | 0,0634 |
| | Aq. Ökotox Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,1856 | 0,1890 | 0,0046 |
| | Humantox o. Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 1,13 | 1,14 | 1,10 |
| | Humantox Pest | kg 1,4-DB-Äq. | 0,07 | 0,07 | <0,01 |

**Abbildung 29: Terrestrische Eutrophierung pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Schweinemastsysteme (Stufe Hoftor).**

Die höheren Ammoniakemissionen im Biolandbau erklären auch zum Teil die höhere aquatische Eutrophierung N des Biosystems. Zusätzlich dazu weist das Biosystem auch höhere Nitratemissionen auf, dies wiederum bedingt durch die niedrigeren Erträge, welche eine grössere bearbeitete Fläche mit einem geringeren Entzug der darauf angebauten Kulturen bedeuten.

Deutlich besser schnitt das Biosystem beim Ressourcenbedarf Phosphor und Kalium sowie bei der Abholzung ab. Der niedrigere Ressourcenbedarf war eine Folge des Verzichts auf Kunstdünger. Die günstigen Resultate bezüglich Abholzung ergaben sich aus der Tatsache, dass im Biosystem nur zertifiziertes Soja verwendet wurde. Dieses darf nicht auf kürzlich gerodeten Flächen produziert werden und bringt somit keine Abholzung mit sich. Bei den ÖLN-Systemen wurde von 60 % zertifiziertem und 40 % konventionellem Soja ausgegangen (Sojanetzwerk Schweiz, 2011).

Auch bei der aquatischen Eutrophierung P wies das Biosystem tendenziell niedrigere Werte auf als die ÖLN-Systeme. Dies war wiederum eine Folge des Verzichts auf mineralische Düngung im Futtermittelanbau. Dadurch wurden dem System keine Phosphatmissionen ins Meer angerechnet, welche bei der Herstellung von mineralischem Phosphatdünger anfallen.

Im Bereich Schadstoffmanagement zeigte sich der Unterschied zwischen konventioneller und biologischer Futtermittelproduktion. Der Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel (PSM) kam dem Biosystem zugute (Abbildung 30). Tendenzuell höhere Ökotoxizitäten für die Bioschweineproduktion fanden sich allerdings bei den Wirkungen, die nicht durch Pestizide verursacht sind. Im Wesentlichen handelt es sich dabei um Belastungen, die durch den Eintrag von Schwermetallen durch Wirtschaftsdüngerausbringung entstehen. Dies ist z.T. auch durch die gewählten Systemgrenzen bedingt. Da im Biolandbau Wirtschaftsdünger auch in der Getreideproduktion in erheblichen Umfang eingesetzt werden, während in der konventionellen Getreideproduktion praktisch ausschliesslich Mineraldünger verwendet werden, ist der Bio-Getreideanbau stärker vom Schwermetallimport durch Hofdünger betroffen. Dies wirkt sich über die Fütterung wiederum auf die Bio-Schweineproduktion aus. In der konventionellen Landwirtschaft werden die Hofdünger eher auf Grünland ausgebracht, daher wird die dabei anfallende Schwermetallbelastung gemäss der Definition der Systemgrenzen (siehe Abbildung 3 und Abbildung 4) nicht der Schweineproduktion zugerechnet. Allgemein bestehen bei den Daten, welche diesen Messungen zu Grunde liegen, aber noch grosse Unsicherheiten und ein erheblicher Schwankungsbereich. Daher gelten die in Abbildung 30 dargestellten Unterschiede als nicht signifikant.

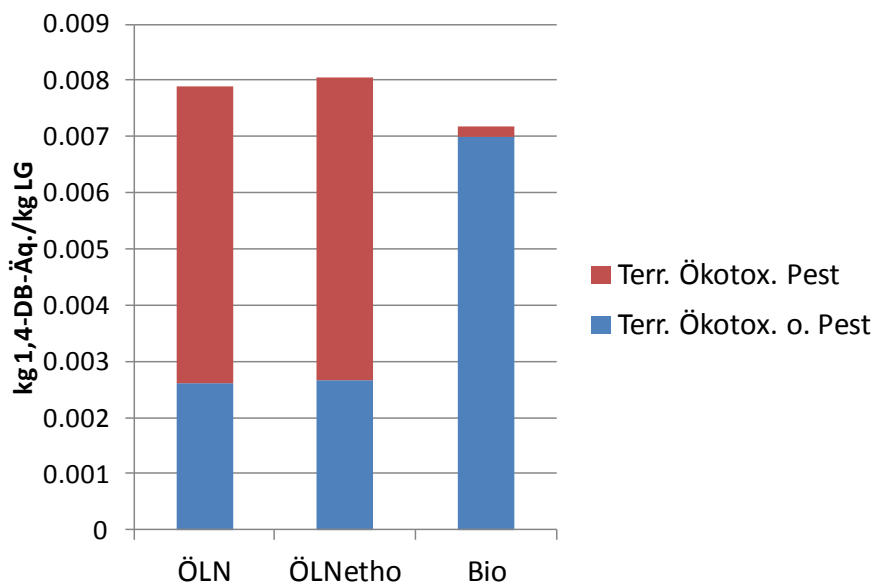


Abbildung 30: Terrestrische Ökotoxizität pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Schweinemastssysteme Schweiz (Stufe Hoftor) aufgeteilt nach dem Beitrag durch Pestizide (Terr. Ökotox. Pest) und dem Beitrag von übrigen Substanzen (Terr. Ökotox. o. Pest., meist Schwermetalle).

Die wichtigsten Inputgruppen waren bei allen untersuchten Systemen die gleichen (Abbildung 31). Am meisten trugen jeweils der Krafffutterzukauf, der Ferkelzukauf und bei gewissen Umweltwirkungen (Treibhauspotenzial, Ozonbildung, Eutrophierung und Versauerung) die Tieremissionen zur Umweltwirkung der Schweinemast bei.

Generell die wichtigsten Einflussparameter auf die Umweltwirkung der Schweinemast waren somit die Futtermittelproduktion, der Ferkelzukauf und die Tierhaltung selbst, wobei hier vor allem der Auslauf eine Rolle spielte. Für die Umweltwirkungen der Ferkelproduktion dürften die Anteile der Inputgruppen

grundsätzlich ähnlich sein, daher sollten auch viele Ansätze der Diskussion und der Verbesserungsmöglichkeiten auf die Ferkelproduktion übertragen werden können.

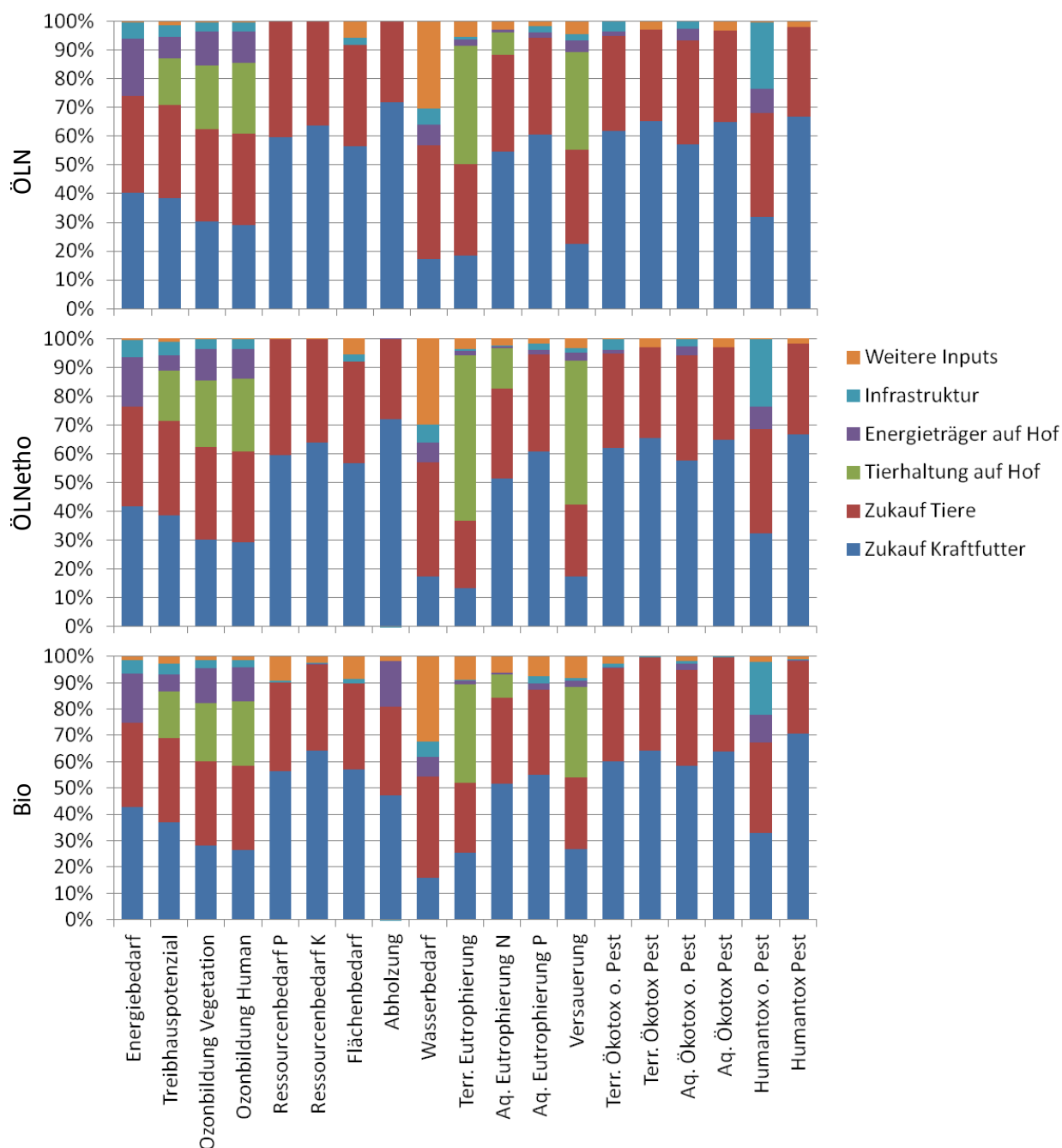


Abbildung 31: Anteil der Inputgruppen an den betrachteten Umweltwirkungen der Systeme ÖLN (oben), ÖLNetho (Mitte) und Bio (unten).

4.5. Resultate Schweinemast Ausland

Die Unterschiede in den Umweltwirkungen der konventionellen Produktionssysteme in der Schweiz und in den betrachteten ausländischen Systemen in Dänemark und Deutschland waren in den meisten Kategorien relativ gering (Abbildung 32). Im Bereich Ressourcenmanagement schnitt die dänische Produktion tendenziell etwas schlechter ab in den Bereichen Treibhaus- und Ozonbildungspotenzial. Grund dafür war der Einsatz von Milchpulver in der Ferkelproduktion, die über den Ferkelzukauf die Fleischproduktion mit Methanemissionen aus der Milchproduktion belastete. Zudem trug auch die Verwendung von Soja aus Brasilien zu einer Belastung mit Treibhausgasen aus der Abholzung bzw. Landumwandlung für Sojaflächen bei. Die Abholzung war höher als bei der Schweizer Schweinemast, da für die ausländischen Systeme

konventionelles Soja verwendet wurde. Es lagen keine Angaben zu Verwendung von abholzungsfreiertifiziertem Soja vor, generell ist dessen Verwendung aber nicht so verbreitet wie in der Schweiz, daher schien diese Annahme angebracht. Der Energiebedarf NE war bei den betrachteten ausländischen Systemen etwas geringer, dies dürfte auf den etwas geringeren direkten Energieeinsatz durch Skalenvorteile bei grösseren Masteinheiten zurückzuführen sein. Eine eindeutige Erklärung war jedoch aufgrund der Datenlage (Allokation von gesamtbetrieblichen Daten bei den Schweizer Systemen im Gegensatz zu Kalkulationszahlen für die ausländischen Systeme) nicht möglich. Beim Flächenbedarf zeigten sich keine Unterschiede. Die notwendige Fläche war praktisch zur Gänze Ackerland, das für die Futtermittelproduktion benötigt wurde. Ebenso waren keine Unterschiede beim Ressourcenbedarf an P und K feststellbar. Die Spannweite, die sich bei den Ergebnissen für den Wasserbedarf (blue) fand, dürfte sich auf die verschiedenen Quellen für die Verbrauchswerte in der Schweinemast zurückführen lassen. Der Wasserbedarf in der Schweineproduktion hängt von vielen Faktoren ab, sowohl was den Verbrauch an Tränkwasser als auch an Prozesswasser betrifft (vgl. KTBL, 2009), die allerdings eher von betriebsindividuellen Faktoren abhängen und nicht a priori systembedingt sind.

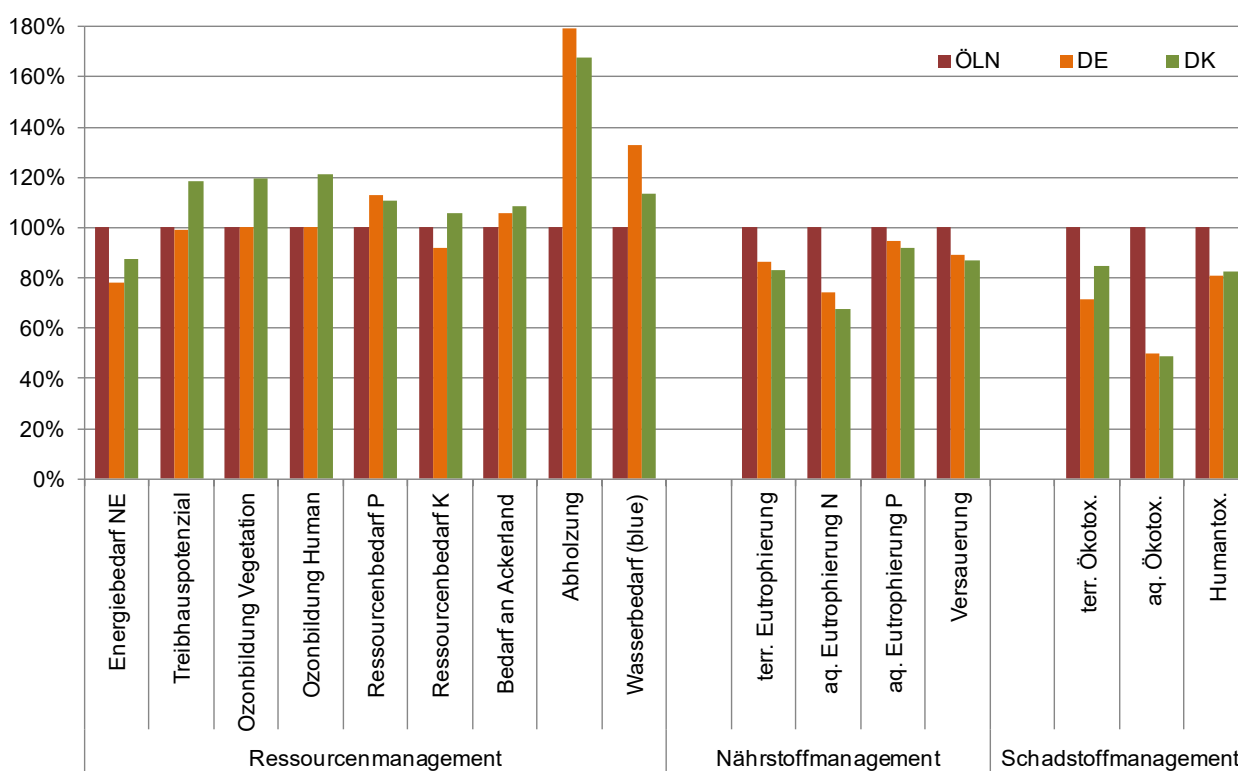


Abbildung 32: Umweltwirkungen der untersuchten Schweinemastssysteme in der Schweiz (ÖLN), Deutschland (DE) und Dänemark (DK) pro kg Lebendgewicht (Stufe Hof, 100 % = ÖLN).

Im Bereich Nährstoffmanagement waren die Unterschiede ebenfalls relativ gering, lediglich in der Kategorie aquatische Eutrophierung N schnitten die ausländischen Systeme etwas besser ab. Diese Kategorie war vor allem von der Nitratauswaschung auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen abhängig. Hier spielte die Produktion und Wahl der Rationskomponenten eine entscheidende Rolle. Für die Rationen in Dänemark und Deutschland lagen Inventare zur Gersten- und Weizenproduktion aus einer deutschen Ackerbaugegend (Bundesland Sachsen-Anhalt) zu Grunde, die sich durch relativ geringe Niederschlagsmengen und damit geringerem Nitratauswaschungspotenzial auszeichnet. In den von den Ammoniakemissionen dominierten Kategorien terrestrische Eutrophierung und Versauerung zeigten die ausländischen Systeme ebenfalls einen leichten Vorteil, der durch etwas geringere Emissionen in der Futtermittelproduktion verursacht wurde. Grund dafür war das Düngermanagement. Während in der Schweiz gewisse Mengen an Hofdünger auch für Getreide eingesetzt wurden, wurde bei der ausländischen

Getreideproduktion ausschliesslich von mineralischer Düngung ausgegangen. Daher war die Ammoniakbelastung in der Futtermittelproduktion für die Schweizer Schweinemast etwas höher.

Tabelle 34: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht (LG, Stufe Hoftor) der Schweinemastsysteme Schweiz (ÖLN), Dänemark (DK) und Deutschland (DE).

| Kategorie | Einheit | CH ÖLN | DE | DK | |
|----------------------|------------------------|-------------------------|--------|--------|--------|
| Ressourcenmanagement | Energiebedarf NE | MJ-Äq. | 30,1 | 23,5 | 26,3 |
| | Treibhauspotenzial | kg CO ₂ -Äq. | 3,3 | 3,3 | 3,9 |
| | Ozonbildung Vegetation | m ² .ppm.h | 28,1 | 28,1 | 33,5 |
| | Ozonbildung Human | person.ppm.h | 0,002 | 0,002 | 0,002 |
| | Ressourcenbedarf P | kg | 0,009 | 0,0105 | 0,0103 |
| | Ressourcenbedarf K | kg | 0,015 | 0,0142 | 0,0163 |
| | Flächenbedarf | m ² a | 4,3 | 4,2 | 4,6 |
| | Bedarf an Ackerland | m ² a | 3,8 | 4,0 | 4,1 |
| | Abholzung | m ² | 0,030 | 0,0533 | 0,0500 |
| | Wasserbedarf (blue) | m ³ | 0,028 | 0,037 | 0,032 |
| Nährstoffmanagement | terr. Eutrophierung | m ² | 1,9 | 1,6 | 1,5 |
| | aq. Eutrophierung N | kg N | 0,019 | 0,01 | 0,01 |
| | aq. Eutrophierung P | kg P | 0,0005 | 0,0005 | 0,0005 |
| | Versauerung | m ² | 0,52 | 0,5 | 0,5 |
| Schadstoffmanagement | terr. Ökotox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0026 | 0,0022 | 0,0027 |
| | terr. Ökotox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0056 | 0,0037 | 0,0042 |
| | aq. Ökotox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0348 | 0,027 | 0,027 |
| | aq. Ökotox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,1856 | 0,084 | 0,080 |
| | Humantox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 1,13 | 0,93 | 0,97 |
| | Humantox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,07 | 0,04 | 0,03 |

Im Bereich Schadstoffmanagement zeichneten sich gewisse Unterschiede zwischen der Schweizer und der ausländischen Produktion ab. Diese waren auf die verschiedenen eingesetzten Pflanzenschutzmittelwirkstoffe zurückzuführen. Die Verwendung von Wirkstoffen mit unterschiedlichen Wirkungskoeffizienten kann beträchtliche Abweichungen bei der Toxizitätswirkung hervorrufen. Dies wurde hier am deutlichsten bei der Kategorie aquatische Ökotoxizität, die am stärksten von den Pestizidwirkungen abhing. Bei der terrestrischen Ökotoxizität und der Humantoxizität haben Nicht-Pestizid-Wirkungen einen grösseren Einfluss auf die Ergebnisse, hier unterschieden sich die Systeme kaum. Insgesamt sind die Nicht-Pestizid-Wirkungen mit gewisser Vorsicht zu interpretieren (siehe Kapitel 6.3).

Betrachtete man den Anteil der Inputgruppen, die für die Umweltwirkungen verantwortlich waren (Abbildung 33), so konnten daraus vier zentrale Einflussgrössen abgeleitet werden. Die Futtermittel und der Ferkelzukauf spielten die grösste Rolle bei nahezu allen Umweltwirkungen. Bei terrestrischer Eutrophierung und Versauerung waren die Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung ebenfalls ein wichtiger Einflussfaktor. Beim Wasserverbrauch (blue) machte das Tränke- und Reinigungswasser (unter „Weitere Inputs“) rund 35 bis 50 % des Bedarfs aus.

Ein Unterschied zwischen den Systemen war bei dieser Betrachtung nicht feststellbar, die Anteile der Inputgruppen waren weitgehend ähnlich wie bei den Schweizer Systemen (Abbildung 31 und Abbildung 33).

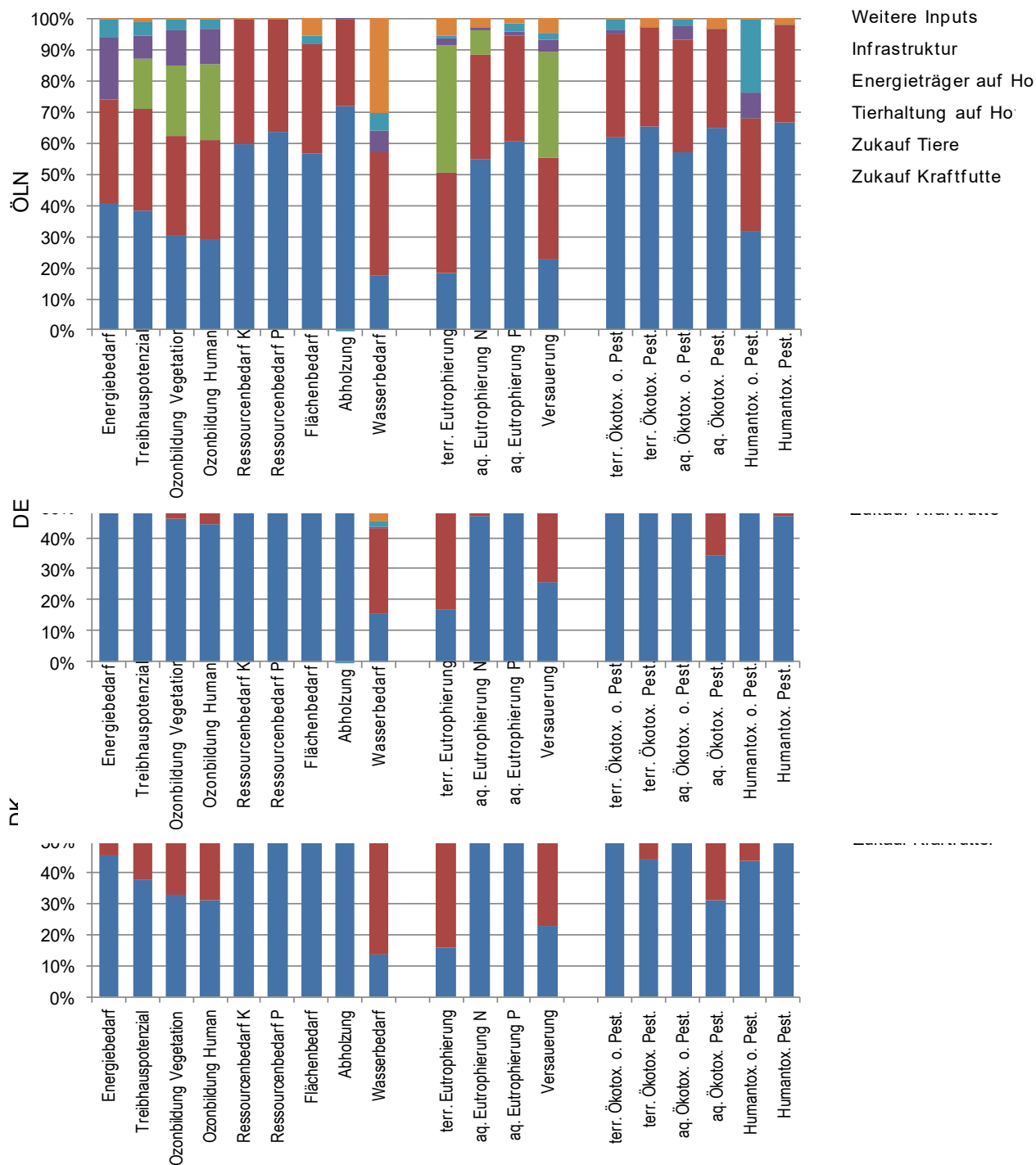


Abbildung 33: Anteil der Inputgruppen an den betrachteten Umweltwirkungen der Schweinemast-Systeme ÖLN (oben), DE (Mitte) und DK (unten).

4.6. Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Schweinemast

4.6.1. Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Schweiz

Die Umweltwirkung der Schweinefleischproduktion in der Schweiz wurde durch die landwirtschaftliche Produktion dominiert (Abbildung 34). Die nachgelagerten Prozesse machten verhältnismässig wenig aus. Den grössten Anteil hatten die nachgelagerten Stufen beim Wasserbedarf (blue) mit ca. 30%. und beim nicht-erneuerbaren Energiebedarf mit ca. 13%. Bei allen anderen Umweltwirkungen war der Anteil kleiner als 5%.

Die Unterschiede zwischen den Schweizer Systemen ÖLN, ÖLNetho und Bio waren somit durch die Unterschiede in der Tierproduktion bestimmt. Diese werden in Kapitel 4.4 analysiert.

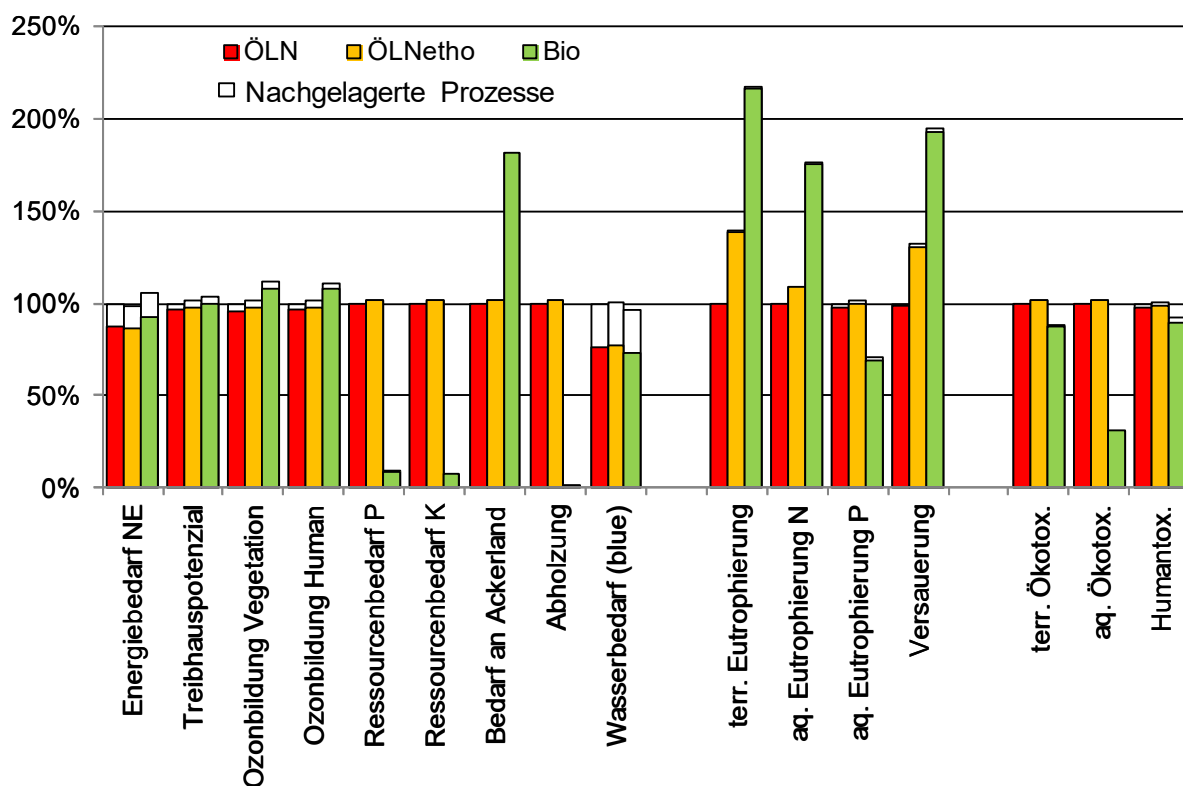


Abbildung 34: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Schweinefleischproduktion Schweiz (Stufe Verkaufsstelle, 100 % = ÖLN).

Insgesamt war die Bedeutung der nachgelagerten Prozesse ähnlich wie bei Rindfleisch (Kapitel 3.7.1). Auch bei der Schweinefleischproduktion hatten Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung innerhalb der nachgelagerten Prozesse bei den meisten Umweltwirkungen den grössten Anteil. Bei der Ozonbildung, Abholzung und terrestrischer Eutrophierung hatten die Transporte den grössten Anteil innerhalb der nachgelagerten Prozesse. Bezogen auf die gesamte Produktionskette lag der Anteil der Transporte jedoch maximal bei 2 % (Abbildung 35).

Ähnlich wie bei Rindfleisch war auch die Rolle der verschiedenen Inputs für Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung (Abbildung 36). Insgesamt waren hier der direkte Energieeinsatz (Elektrizität, Erdgas und Fernwärme) und das Verpackungsmaterial die wichtigsten Faktoren bei den meisten Umweltwirkungen. Die Anteile des Energiebedarfs NE waren geringer als bei der Rindfleischproduktion. Der Grund dafür war, dass im Schlachthof für Schweine Fernwärme verwendet wurde, die als Abfallprodukt gilt und somit nicht der Schweinefleischproduktion zugerechnet wurde. Beim Ressourcenbedarf spielte neben dem Energieverbrauch und dem Verpackungsmaterial auch der Verbrauch von Trinkwasser eine wichtige Rolle. Es ist zu beachten, dass die absoluten Werte bei vielen Kategorien, besonders bei Nährstoffmanagement und Schadstoffmanagement sehr gering sind. Die hohen Anteile z. B. der Reinigungsmittel bei Ressourcenbedarf P und K sowie der Abwasserreinigung bei der Eutrophierung dürfen nicht überbewertet werden.

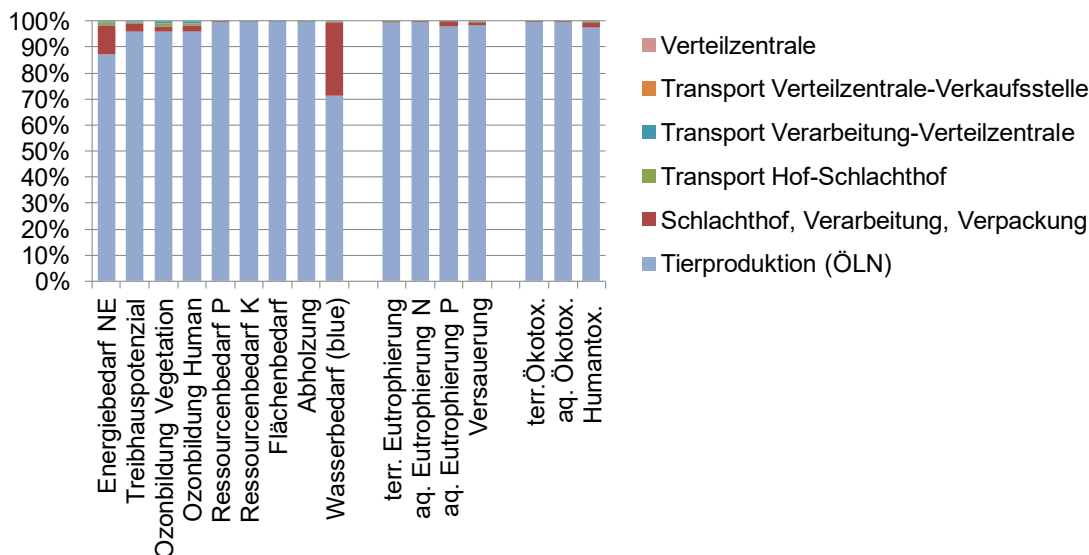


Abbildung 35: Anteile der Tierproduktion und der nachgelagerten Prozesse an den Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle) für die Schweinefleischproduktion (ÖLN) Schweiz.

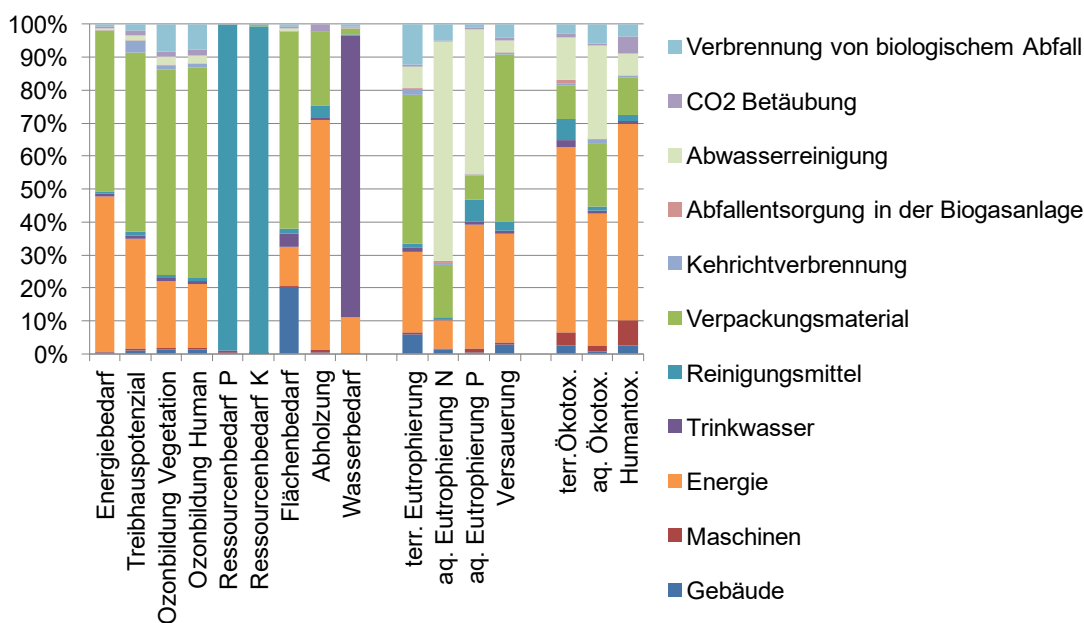


Abbildung 36: Anteile der verschiedenen Inputs und Entsorgungsprozesse an den Umweltwirkungen von Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung in der Schweizer Schweinefleischproduktion.

4.6.2. Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Ausland

Auch bei Schweinefleisch aus Deutschland und Dänemark dominierte die Tierproduktion alle Umweltwirkungen (Abbildung 37). Den höchsten Anteil hatten die nachgelagerten Prozesse beim Energiebedarf NE mit ca. 20% und beim Wasserbedarf (blue) mit ca. 15%. Bei Treibhauspotenzial und Ozonbildung spielten die nachgelagerten Prozesse ebenfalls eine gewisse Rolle. Bei Schweinefleisch mit Herkunft Schweiz war ihr Anteil nur ca. 4%, bei Importen aus Deutschland und Dänemark waren die Anteile mit bis zu ca. 10% etwas höher. Bei den anderen Umweltwirkungen machten die nachgelagerten Prozesse weniger als 7% aus.

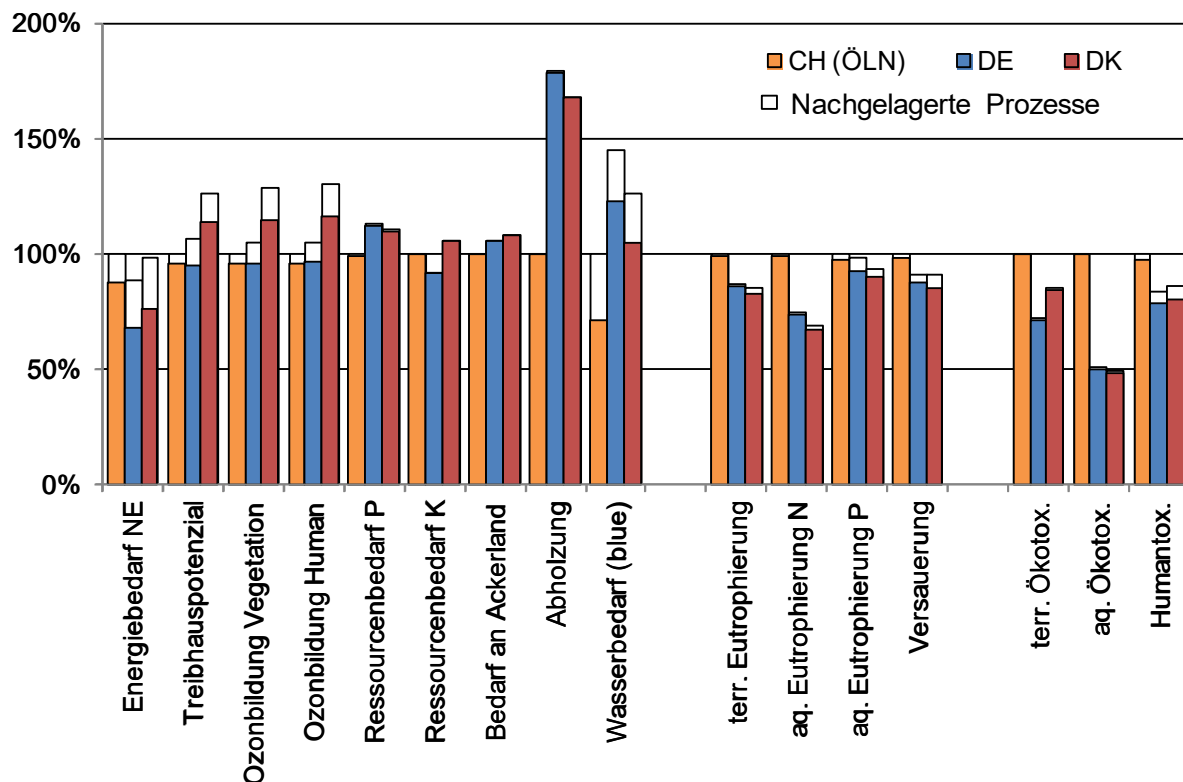


Abbildung 37: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Schweinefleischproduktion Schweiz (CH ÖLN), Deutschland (DE) und Dänemark (DK), Stufe Verkaufsstelle. 100 % = ÖLN).

Gründe für die höheren Anteile bei Energiebedarf, Treibhauspotenzial und Ozonbildung bei den Importen waren die längeren Transportdistanzen und der höhere Energiebedarf im Schlachthof. Dies ist in Abbildung 38 am Beispiel von Energiebedarf NE gezeigt. Bei Fleisch aus der Schweiz waren Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung der wichtigste Faktor innerhalb der nachgelagerten Stufen, die Transporte spielten nur eine geringe Rolle. Im Vergleich dazu war bei Fleisch mit Herkunft Dänemark und Deutschland der Energiebedarf für Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung etwas höher, da angenommen wurde, dass der Wärmebedarf im Ausland nicht durch Fernwärme sondern durch nicht-erneuerbare Energieträger gedeckt wurde. Zusätzlich muss beachtet werden, dass der Stromverbrauch der Bell Schweiz AG (Schweizer Strommix) von Coop durch den Erwerb von RECS-Zertifikaten für Wasserstrom aus dem EU-Raum kompensiert wird (siehe auch Kapitel 3.7.2).

Der Energiebedarf für die Transporte war beim importierten Fleisch aufgrund der längeren Distanzen ebenfalls höher. Der Energiebedarf pro kg verkaufsfertiges Fleisch aus Dänemark war dadurch etwa gleich hoch wie für Fleisch aus der Schweiz, obwohl der Energiebedarf für die Tierproduktion in der Dänemark niedriger war als in der Schweiz.

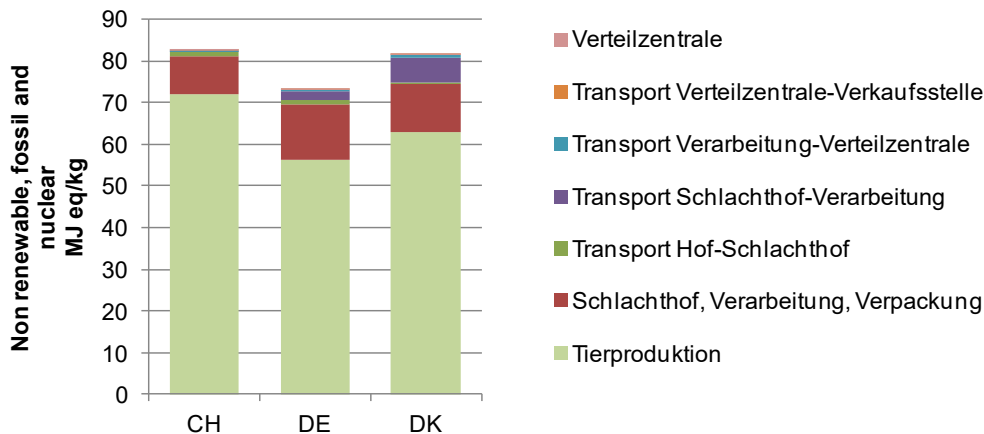


Abbildung 38: Energiebedarf NE der untersuchten Systeme Schweinefleischproduktion Schweiz (ÖLN), Deutschland (DE) und Dänemark (DK) pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle. 100 % = ÖLN).

4.7. Diskussion Schweinemast

4.7.1. Gesamtübersicht und nachgelagerte Stufen

Die gesamte Produktionskette bis zur Anlieferung bei der Verkaufsstelle war durch die Schweineproduktion dominiert. Die Umweltwirkungen der nachgelagerten Prozesse waren bei den Importen höher als bei Fleisch mit der Herkunft Schweiz. Insgesamt hatten die nachgelagerten Prozesse aber bei allen Umweltwirkungen deutlich niedrigere Werte als die Tierproduktion. Bei Fleisch mit Herkunft Schweiz hatten Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung den grössten Stellenwert innerhalb der nachgelagerten Prozesse, wobei hier der Energieverbrauch, Verpackungsmaterial und Wasserverbrauch die wichtigsten Faktoren waren. Je nach Importherkunft hatten die Transporte genauso hohe oder höhere Werte wie Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung.

Andere Studien bestätigen diese Schlussfolgerungen. Foster *et al.* (2006) und Roy *et al.* (2012) fanden, dass bei Energiebedarf NE und Treibhauspotenzial die landwirtschaftliche Phase den weitaus grössten Beitrag liefert. Bei Energiebedarf war gemäss Foster *et al.* (2006) Schlachtung und Verarbeitung der zweitwichtigste Faktor.

4.7.2. Stufe Landwirtschaft

Diskussion der Resultate

Die Ergebnisse für die konventionellen Schweineproduktionssysteme zeigten sich unabhängig vom Produktionsstandort und Haltungssystem in den meisten Kategorien recht einheitlich. Im Bereich Ressourcenmanagement gab es lediglich bei der Abholzung grössere Unterschiede, die auf der Herkunft des verwendeten Sojas beruhten. Der Energiebedarf NE lag zwischen 24 und 29 MJ-Äq. je kg LG und damit in der gleichen Grössenordnung wie bei Baumgartner *et al.* (2008) beschrieben. Williams *et al.* (2006) hingegen fanden tiefere Werte für den Primärenergieverbrauch von rund 15 bis 17 MJ je kg SG (etwa 12 bis 13 MJ je kg LG). Diese lagen in etwa auf dem Niveau von Nguyen *et al.* (2011). Strid und Rööf (2011) gaben in einer Literaturübersicht eine Spannweite von 18 bis 59 MJ Primärenergieverbrauch je kg knochenfreies Fleisch an.

Das Treibhauspotenzial der in dieser Studie untersuchten Systeme erwies sich mit 3,3 bis 3,9 kg CO₂-Äq. je kg LG als sehr ähnlich. Der im Vergleich zu den anderen Systemen etwas höhere Wert von 3,9 kg CO₂-Äq. je kg LG in der dänischen Produktion war auf die Verwendung von Milchpulver in der Ferkelproduktion zurückzuführen, wobei sich hier die Methanemissionen aus der Milchproduktion auswirkten. Für das Treibhauspotenzial lässt sich auch in der Literatur eine etwas geringere Spannweite finden: Strid und Rööf (2011) gaben in einer Literaturübersicht Werte von 3,6 bis 8,8 kg CO₂-Äq. je kg knochenfreies Fleisch an, wobei der niedrigste Wert aus einem auf niedrige Umweltwirkungen optimierten

Szenario stammte. Leip *et al.* (2010) ermittelten als durchschnittlichen Wert für das Treibhauspotenzial der EU-27-Staaten 7,5 kg CO₂-Äq. je kg SG, wobei sowohl Deutschland als auch Dänemark ziemlich genau diesem EU-Durchschnittswert aufweisen.

Zwischen der biologischen und der konventionellen Produktion gab es im Bereich Ressourcenmanagement nur bei den Kategorien P- und K-Ressourcenverbrauch und Bedarf an Ackerland einen deutlichen Unterschied. Die biologische Futtermittelproduktion verzichtet auf den Einsatz von Mineraldüngern, was P- und K-Ressourcen schont. Allerdings war aufgrund der geringen Erträge die Nutzung einer grösseren Fläche Ackerland notwendig. Tendenziell waren die Umweltwirkungen in den Kategorien Treibhauspotenzial und Ozonbildung bei der biologischen Schweineproduktion etwas höher. Der Vergleich mit anderen Studien (Hirschfeld *et al.*, 2008; Kool *et al.*, 2009; Strid und Rööös, 2011) bestätigte dies allerdings nur teilweise, die Studien kamen zu unterschiedlichen Aussagen. Wesentlich dafür ist vor allem auch, inwieweit die Auswirkungen Landnutzungsänderungen bei der Produktion von Futtermitteln berücksichtigt sind. Dies betonen auch Leip *et al.* (2010).

Die Umweltwirkungen der Systeme ÖLN und ÖLNetho waren sehr ähnlich. Im Gegensatz zur Geflügelproduktion (siehe Kapitel 5) schnitt hier also das tierfreundliche System ÖLNetho praktisch gleich gut ab wie das Standardsystem ÖLN. Dies war möglich, weil in beiden Systemen die gleiche Genetik mit einer ähnlichen Futtermittelverwertung eingesetzt wird. Im Bereich Nährstoffmanagement allerdings zeichneten sich deutlichere Unterschiede zwischen den Haltungssystemen ab. Sowohl bei der Haltung gemäss den Richtlinien des Schweizer Etho-Programms als auch in der Bioschweinehaltung ist ein Auslauf für die Schweine verpflichtend. Durch die grössere verschmutzte Fläche stieg das Potenzial für Ammoniakemissionen an, was einen bedeutenden Teil des Unterschieds in den Kategorien terrestrische Eutrophierung und Versauerung erklärte. Bei der biologischen Produktion kamen dazu noch höhere Ammoniakemissionen aus der Futtermittelproduktion, da hier bei der Getreideproduktion mehr Hofdünger eingesetzt wird als bei der konventionellen Produktion. Absolut betrachtet lagen die hier gefundenen Werte für die terrestrische Eutrophierung etwas unter jenen von Nguyen *et al.* (2011). Ein Grund dafür könnte die Berücksichtigung der Emissionen aus der Düngerausbringung sein, die bei Nguyen *et al.* (2011) vollständig der Schweinehaltung zugeschrieben wurden. Die Tendenz zu einem leicht höheren Eutrophierungs- und Versauerungspotenzial in der biologischen Produktion zeichnete sich auch im Überblick von Strid und Rööös (2011) ab.

Neben den Ammoniakemissionen waren bei der biologischen Futtermittelproduktion auch die Nitratemissionen höher, was sich hauptsächlich auf die Kategorie aquatische Eutrophierung N auswirkte. Die höhere Nitratenauswaschung je kg Schweinefleisch ergab sich aufgrund der tieferen Erträge im Biolandbau, wodurch die Entzüge der jeweiligen Kultur tiefer sind, was das Auswaschungsrisiko erhöht. Zudem kann die N-Zufuhr bei Hofdüngereinsatz weniger genau auf die N-Aufnahme durch die Pflanze abgestimmt werden, da organisch gebundener Stickstoff zuerst mineralisiert werden muss und dieser Prozess von Temperatur und Bodenzustand abhängig ist. Dies kann ebenfalls zu Auswaschung führen, wenn Mineralisierung und Aufnahme durch die Pflanzen nicht gleichzeitig stattfinden. Da die Erträge in der biologischen Produktion niedriger sind, erhöhte sich der Flächenbedarf für Futtermittelanbau. Da somit pro kg Fleisch eine grössere Ackerfläche bewirtschaftet wurde, besteht das Potenzial einer grösseren Auswaschung, auch wenn die Verluste pro Flächeneinheit identisch oder sogar geringer sind (siehe auch Kapitel 3.8 Diskussion Rindermast). Die aquatische Eutrophierung P hingegen war bei der biologischen Produktion geringer. Grund dafür war hauptsächlich der Verzicht auf mineralische P-Dünger, bei deren Gewinnung ein grosses Auswaschungspotenzial von Phosphaten in Ozeane besteht.

Im Bereich Schadstoffmanagement wurde bei der Betrachtung der durch Pestizide verursachten toxischen Wirkungen der Unterschied zwischen biologischer und konventioneller Produktion deutlich. Durch den Verzicht auf den Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel gab es bei der Produktion von Bioschweinefleisch praktisch keine toxischen Wirkungen hierdurch. Die tendenziellen Unterschiede bei den nicht durch Pestizide verursachten toxischen Wirkungen waren vor allem auf Schwermetalle zurückzuführen. Da sowohl die Schwermetallanalytik als auch die Toxizitätsbewertung schwierig ist (siehe Kapitel 6.3), sind diese Unterschiede als nicht relevant einzustufen. Da bei den Futterrationen zwischen der

konventionellen Haltung und der Haltung nach Etho-Richtlinien kein Unterschied bestand, waren auch die Umweltwirkungen im Bereich Schadstoffmanagement nahezu identisch.

Insgesamt waren die Ergebnisse in den Bereichen terrestrische Ökotoxizität und Humantoxizität über alle Systeme relativ ähnlich. Für die terrestrische Ökotoxizität fanden Basset-Mens und van der Werf (2005) tendenziell höhere Wirkungen pro kg Fleisch aus Label- und Biosystemen, die ebenfalls praktisch vollständig durch den Pflanzenbau bzw. die Futtermittelproduktion verursacht wurden. Baumgartner *et al.* (2008) fanden für die deutsche Schweinproduktion je nach Fütterungsvariante für die terrestrische Ökotoxizität sehr unterschiedliche Werte. Für die aquatische Ökotoxizität und die Humantoxizität lagen die dort berechneten Werte unter den hier gefundenen Ergebnissen für die Schweiz, aber in etwa in der Grössenordnung der Systeme in Deutschland und Dänemark. Aufgrund der teilweise identischen Futtermittelinventare ist dieses Ergebnis wenig überraschend. Gleichzeitig muss allerdings auch betont werden, dass gerade im Bereich des Pflanzenschutzes mit einem Wirkstoffwechsel sich die Ergebnisse drastisch ändern können (siehe Kapitel 6.3).

Haupteinflussfaktoren

Die Unterschiede in den Umweltwirkungen sowohl zwischen den Produktionssystemen in der Schweiz als auch beim Vergleich der Schweizer Produktion mit den ausländischen Varianten liessen sich auf einige Haupteinflussfaktoren zurückführen. Die Fütterung bzw. die Futtermittelproduktion hatte einen sehr grossen Einfluss auf die Umweltwirkungen der Schweineproduktion. Die entscheidenden Unterschiede in den meisten Umweltkategorien erklärten sich dadurch, dass für die Rationserstellung verschiedene Futtermittel oder andere Herkünfte der einzelnen Futtermittelkomponenten verwendet wurden. Je nach Herkunft der Futtermittel fallen deren Umweltwirkungen – sowohl aufgrund unterschiedlicher Anbaupraxen als auch verschiedenen klimatischen Bedingungen – anders aus.

Die Effizienz der Produktionssysteme, d. h. Kennzahlen wie Tageszunahmen und Futtermittelverwertung spielten beim Vergleich der Systeme ebenfalls eine Rolle, allerdings waren die Auswirkungen bei weitem nicht so deutlich, wie dies beispielweise bei der Geflügelproduktion (siehe Kapitel 5) der Fall war. Dies lag hauptsächlich daran, dass in der Schweinemast die Unterschiede zwischen den Systemen in der Futtermittelverwertung nicht so gross waren. Dazu spielte die Fütterung bei der Schweinemast zwar eine wichtige, aber nicht so dominante Rolle wie in der Geflügelmast. Auch andere Faktoren wie beispielsweise der Zukauf der Ferkel zur Mast oder in bestimmten Kategorien die Tier- bzw. Stallemissionen waren für die Umweltwirkung der Schweinemast wichtig.

Absolut gesehen ist die Futtermittelverwertung dennoch ein zentraler Faktor für die Umweltwirkung der Schweinemast. Je niedriger die Futtermittelverwertung, desto weniger Futter wird für die Mastleistung gebraucht und desto geringer sind die Umweltwirkungen durch den Futtermittelanbau. Bezüglich der Schweizer Systeme mag erstaunen, dass die Futtermittelverwertung zwischen den Systemen so ähnlich ist. Die Zahlen dazu stammten aus dem Grundlagenbericht 2005 der ZA und basierten auf den Jahren 2003 bis 2005. Für das ÖLN-System wurde ein Tageszuwachs von 740 g angegeben, für das Biosystem ein Tageszuwachs von 720 g. Dies war für die ÖLN-Systeme leicht tiefer als z. B. im Standardverfahren des DBK definiert, für das Biosystem leicht höher. Die angenommene Futtermittelverwertung lag mit 1:2,87 für das ÖLN-System aber vollkommen im Bereich der DBK-Angaben, für das Biosystem waren die Annahmen der vorliegenden Studie mit 1:2,85 leicht schlechter als der DBK-Wert von 1:2,73. Allgemein entwickeln sich Produktionsparameter wie die Futtermittelverwertung im Laufe der Zeit und sind 2012 nicht mehr auf dem gleichen Stand wie im Jahr 2006. So waren die Angaben bezüglich Futtermittelverwertung im DBK 2010 mit 1:2,47 bis 1:2,56 tiefer als die in dieser Studie verwendeten Werte aus dem DBK 2006. Auch im DBK 2010 unterscheiden sich die ÖLN- und die Biosysteme aber nicht wesentlich hinsichtlich ihrer Futtermittelverwertung. Gemäss Experteneinschätzungen aus der Stakeholdergruppe würde man in der Praxis eher eine schlechtere Futtermittelverwertung in den Biosystemen gegenüber den ÖLN-Systemen erwarten. Dies würde zu deutlicheren Unterschieden zwischen den Systemen führen.

4.8. Ansatzpunkte für Verbesserungen Schweinemast

Die Ansatzpunkte für Verbesserungen im Bereich der Schweineproduktion auf der Stufe der Landwirtschaft umfassen viele Bereiche (Tabelle 35). Grundsätzlich gelten viele der Vorschläge für alle Produktionssysteme, jedoch kann das Ausmass des Verbesserungspotenzials unterschiedlich sein. Ebenso gelten viele der hier angeführten Ansätze im Grundsatz auch für die Sauenhaltung. Da die Ferkelproduktion einen bedeutenden Einfluss auf die Umweltwirkungen der Schweinemast hat, sollten die Ansätze für Verbesserungen auch hier Vorteile für die Umweltwirkungen der Schweinefleischerzeugung bringen.

In der Schweinemast lassen sich sowohl mit Massnahmen im Bereich der Fütterung als auch in der Haltungstechnik und beim Stallmanagement vielversprechende Verbesserungsmöglichkeiten ableiten. Das grösste Potenzial hierbei mit Auswirkungen auf praktisch alle Umweltwirkungen liegt in der Fütterung.

Eine Optimierung der Fütterung bezüglich günstigerer Umweltwirkungen kann mit verschiedenen Ansätzen erfolgen. Verbesserungen im Bereich der Pflanzenproduktion (z. B. Auswahl an PSM-Wirkstoffen, Produktivitätssteigerung) tragen massgeblich zu Verbesserungen in den Umweltwirkungen der tierischen Produktion. Auch mit der Auswahl der Rationskomponenten kann Einfluss genommen werden. Eine genaue Kenntnis der Produktionsweise bzw. der Umweltwirkungen der verfügbaren Futtermittel müsste in die Entscheidung bei der Rationsformulierung mit einfließen. Umweltwirkungen sollten als weiteres Kriterium neben den Nährstoffanforderungen und ökonomischen Gesichtspunkten berücksichtigt werden, so wie dies beispielsweise bereits bei der bewussten Wahl von Soja aus zertifiziert abholzungsfreier Produktion geschieht.

Daneben besteht auch mit klassischen Ansätzen der Tierernährung die Möglichkeit, die Umweltwirkungen der Tierproduktion zu vermindern. Eine möglichst gut an den Bedarf der Tiere angepasste Fütterung (z. B. durch Mehrphasenfütterung oder durch verbesserte Aminosäuresupplementierung) oder die Erhöhung der Verfügbarkeit der Nährstoffe (z. B. mit Futterzusatzstoffen wie Phytase) kann einerseits den Einsatz von Ressourcen verbessern und gleichzeitig die Nährstoffkonzentrationen im Wirtschaftsdünger senken. Mit Futterzusatzstoffen könnten zudem möglicherweise auch Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger vermindert werden. Ebenso wäre auch die Zulassung der Verfütterung von Schlachtnebenprodukten als Eiweisskomponente eine denkbare Alternative. Deren Umsetzbarkeit und die Umweltwirkungen aus der Produktion mit solchen Rationen müsste aber detailliert analysiert werden.

Die züchterische Verbesserung der Futtermittelverwertung oder auch die Verbesserung der Gesundheitslage der Tiere sollte ebenfalls der Gesamtbilanz der Schweinemast zugutekommen. Tiere mit guten Mastleistungen bei geringem Futterverbrauch halten die Umweltwirkungen pro kg Fleisch niedrig.

Die Verfahrenstechnik kann ebenfalls mit vielfältigen Ansätzen zur Reduzierung der Umweltwirkungen beitragen. Dabei stehen vor allem die Verminderung von NH_3 -Verlusten sowie die Minderung an Treibhausgasemissionen im Vordergrund. Man kann dabei zwischen verfahrensintegrierten (z. B. Fütterung, Stalltechnik) und nachgeschalteten Massnahmen unterscheiden, wobei die verfahrensintegrierten Ansätze sich in der Regel für das gesamte Produktionssystem als vorteilhafter erweisen (Neser, 2011).

Verbesserungen durch verfahrensintegrierte Ansätze sind beispielweise mit der Optimierung der Stalllüftung und Temperatursteuerung zu erzielen. Durch die Verbesserung der Luftführung und kontrollierte Stallklimatisierung wurden bedeutende NH_3 -Reduktionspotenziale festgestellt und häufig konnte gleichzeitig auch das Wohlbefinden der Tiere gesteigert werden (Pflanz, 2011, Zentner *et al.*, 2011). Die Minimierung von verschmutzten Flächen durch verschiedene Möglichkeiten (z. B. Trennung der Funktionsbereiche durch strukturierte Buchten, innovative Bodengestaltung) verringert das NH_3 -Emissionspotenzial zusätzlich. Gerade Systeme mit Auslauf erzielen mit Massnahmen zur Oberflächenreinigung deutliche Verbesserungen.

Bei den nachgeschalteten Ansätzen stehen vor allem Techniken zur Abluftreinigung und die Verminderung von Emissionen während der Wirtschaftsdüngerlagerung und -ausbringung im Vordergrund. Techniken zur Abluftreinigung weisen ein sehr hohes Potenzial zur Emissionsminderung auf, sind allerdings mit sehr hohen Kosten verbunden (Pflanz, 2011). Für die Wirtschaftsdüngerlagerung sind vor allem die Abdeckung

von Güllelagern und ein möglichst verlustarmes Handling oder eine Gülleseparierung vielversprechend. Bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern kann das konsequente Einhalten der Empfehlungen (z. B. bodennahe Ausbringung, rasches Einarbeiten) zu Verbesserungen beitragen.

Innerhalb der nachgelagerten Stufen waren die Prozesse Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung am wichtigsten. Hier sind vor allem die Bereiche Energieverbrauch, Wasserverbrauch und Verpackungsmaterial relevant und somit wichtige Ansatzpunkte. Der Einsatz erneuerbarer Energieträger ist somit eine wichtige Massnahme, die in der Schweiz durch den Einsatz von Fernwärme und die CO₂-Kompensation des Stromverbrauchs durch RECS-Zertifikate bereits erfolgreich umgesetzt wird.

Tabelle 35: Mögliche Verbesserungsmassnahmen in der Schweinemast

| Fütterung | Verfahrenstechnik | Systemeffizienz |
|---|---|---|
| Optimierung der pflanzlichen Produktion | Optimierung Luftführung und Stallklimatisierung | Hochhalten des Leistungsniveaus der Tiere durch |
| Berücksichtigung ökologischer Kriterien bei der Futtermittelauswahl | Stalltechnik zur NH ₃ -Reduktion (z. B. Buchtengestaltung, Oberflächenreinigung) | Verbesserung der Tiergesundheit |
| Bedarfsangepasste Fütterung | Wirtschaftsdüngermanagement | Züchterische Massnahmen |
| Einsatz von Futterzusatzstoffen (z. B. Phytasen oder Probiotika) | | |

4.9. Literatur Schweinemast

Agrammon Group, 2009: Technische Parameter Modell Agrammon. Schweizerische Hochschule für Landwirtschaft SHL. Online unter: www.agrammon.ch, besucht am 21.11.2011.

Agridea, 2006: Deckungsbeiträge, Ausgabe 2006. Agridea (Lindau / Lausanne) und FiBL (Frick).

Anicom, 2011: persönliche Mitteilungen von Hans Peter Wolf und René Horat.

Badertscher, R., 2003: Tierwohl und Wirtschaftlichkeit: ein Widerspruch? Beitrag zur GEWISOLA 2003 in Hohenheim. 43. Jahrestagung der GEWISOLA, 29. September bis 1. Oktober 2003, Universität Hohenheim.

Basset-Mens, C. und van der Werf, H.M.G., 2005: Scenario-based environmental assessment of farming systems: the case of pig production in France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105, 127-144.

Baumgartner, D.U., de Baan, L. und Nemecek, T., 2008: European Grain Legumes – Environment-friendly Animal Feed? Life Cycle Assessment of Pork, Chicken Meat, Egg, and Milk Production. Report. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.

Bell Schweiz AG, 2011: persönliche Mitteilungen von Joachim Messner.

BioSuisse, 2009: Stellungnahme Bio Suisse Futtermittelimporte. Basel, Oktober 2009. Abrufbar unter www.bio-suisse.ch/media/de/news/2009/d_stellungnahme_futtermittelimporte_okt_09.pdf, besucht am 21.11.2011.

BLW – Bundesamt für Landwirtschaft, 2004: Agrarbericht 2004. www.bundespublikationen.admin.ch.

BLW – Bundesamt für Landwirtschaft, 2005: Agrarbericht 2005. www.bundespublikationen.admin.ch.

BLW – Bundesamt für Landwirtschaft, 2006: Agrarbericht 2006. www.bundespublikationen.admin.ch.

Cederberg, C., Meyer, D. und Flysjö, A., 2009: Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. SIK Report No 792.

Coop, 2011: persönliche Mitteilungen von Bruno Cabernard.

Coop, 2012: persönliche Mitteilungen von Georg Weinhofer.

Dalgaard, R.L., 2007: The environmental impact of pork production from a life cycle perspective. Ph.D Thesis, University of Aarhus and Aalborg University, Denmark.

Danish Agriculture & Food Council, 2010: Qualitätssicherungshandbuch. Danish Agriculture & Food Council, Kopenhagen.

- Danish Pig Production, 2008: Annual Report 2008. www.danishpigproduction.dk/Annual_reports/%20Annual_Reports.html11.
- Defra, 2008: Greenhouse Gas Impacts of Food Retailing. SID 5, FO405, Defra, London.
- EVD, 2010: Verordnung des EVD über Ethoprogramme (Ethoprogrammverordnung) vom 25. Juli 2008 (Stand am 1. Januar 2010). 910.132.4.
- Foster, C., Green, K., Bleda, M., Dewick, P., Evans, B., Flynn, A., und Mylan, J., 2006: Environmental Impacts of Food Production and Consumption: A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Manchester Business School, Defra, London.
- Grimm, E., Döhler, H., Fritzsche, S., Schwab, S., Jäger, P., Siegel, F., Witzel, F., Debaey-Ernsten, H., Hackenschmidt, A. und Achilles, W., 2002: Beste verfügbare Technik in der Intensivtierhaltung (Schweine und Geflügelhaltung). Umweltbundesamt Berlin.
- GVFI International, 2011: persönliche Mitteilungen von Cornelia Gassner.
- Halberg, N. und Nielsen, P.H., 2003: Pig farm Production. www.lcafood.dk/processes/agriculture/pigfarms.html, besucht am 23.08.2011.
- Hirschfeld, J., Weiß, J., Preidl, M. und Korbun, T., 2008: Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 186/08, Berlin.
- Kool, A., Blonk, H., Ponsioen, T., Sukkel, W., Vermeer, H., de Vries, J. und Hoste, R., 2009: Carbon footprints of conventional and organic pork. <http://www.blonkmilieuvadvis.nl/en/pdf/Carbon%20footprint%20pork%20engels.pdf>, besucht am 23.01.2012.
- Korbun, T., Steinfeldt, M., Kohlschütter, N., Naumann, S., Nischwitz, G., Hirschfeld, J. und Walter, S., 2004: Was kostet ein Schnitzel wirklich? Ökologisch-ökonomischer Vergleich der konventionellen und der ökologischen Produktion von Schweinefleisch in Deutschland. Schriftenreihe des IÖW 171/04, Berlin.
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., 2006: Betriebsplanung Landwirtschaft 2006/07. Selbstverlag, Darmstadt, 20. Auflage.
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.), 2009: Wasserversorgung in der Schweinehaltung: Wasserbedarf – Technik – Management. KTBL-Heft 82. Selbstverlag, Darmstadt.
- Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S. und Biala, K., 2010: Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) – final report. European Commission, Joint Research Centre, Ispra.
- Meier, B., 2000: Neue Methodik für die Zentrale Auswertung der FAT. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (ehemals Agroscope FAT). www.agroscope.admin.ch/zentrale-auswertung unter Publikationen, Methodische Grundlagen.
- Neser, S., 2011: Massnahmen zur Minderung von Emissionen und Immissionen aus der Tierhaltung – Umsetzung und Überwachung. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. KTBL-Schrift 491.
- Nielsen, P.H. und Nielsen, A.M., 2003: Slaughtering and cutting of pigs. LCA Food Database, Denmark, <http://www.lcafood.dk/processes/industry/slaughteringofpigs.html>, Zugriff: 20.3.2012.
- Nguyen, T.L.T. und Hermansen, J.E., 2010: persönliche Mitteilung.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E. und Morgensen, L., 2011: Environmental costs of meat production: the case of typical EU pork production, Journal of Cleaner Production, article in press.
- Pflanz, W., 2011: Emissionsminderungsmaßnahmen in der Schweinehaltung. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. KTBL-Schrift 491.
- Roy, P., Orikasa, T., Thammawong, M., Nakamura, N., Xu, Q., Shiina, T., 2012: Life cycle of meats: An opportunity to abate the greenhouse gas emission from meat industry in Japan. Journal of Environmental Management, 93: 218-224.
- Sojanetzwerk Schweiz, 2011. www.sojanetz.ch, besucht am 21.11.2011.
- Strid, I. und Rööf, E., 2011: Environmental impact assessment of pig production systems in Europe – from land use to feed efficiency. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. KTBL-Schrift 491.
- Suisseporcs, 2011: Mehr abgesetzte Ferkel dank besserem Aufzuchtvermögen. Suisseporcs Information 6/2011.

- Williams, A.G., Pell, E., Webb, J., Tribe, E., Evans, D., Moorhouse, E., Watkiss, P., 2008: Comparative Life Cycle Assessment of Food Commodities Procured for UK Consumption through a Diversity of Supply Chains. Final Report for Defra Project.
- ZDS – Zentralverband der Deutschen Schweineproduktion e.V. (2010): Schweineproduktion 2009 in Deutschland. Selbstverlag, Bonn.
- Zentner, E., Huber, G. und Mösenbacher-Molterer, I., 2011: Emissionen aus der Tierhaltung (Rinder und Schweine) – Lüftungsfehler in der Praxis. Bautagung Raumberg-Gumpenstein 2011, S. 49-54.

5. Pouletmast

Die intensive Mastgeflügelhaltung ist weltweit ein stark spezialisiertes und technisiertes Verfahren. Die Produktionsformen für Geflügel für den Weltmarkt sind international relativ standardisiert und industrialisiert.

Die Erzeugung von Geflügelfleisch zeichnet sich durch eine starke Integration entlang der Wertschöpfungskette aus. Die Produktionsstufen (Brütereier, Zuchtlinien-, Eltern-, Vermehrungs- und Endproduktionsbetriebe) sind jedoch organisatorisch klar voneinander getrennt und finden in jeweils spezialisierten Betrieben statt. In der intensiven Mastpoulehaltung sind ganzjährige Stallhaltung sowie die Verwendung spezialisierter Futtermischungen Standard (KTBL, 2009a). Der Produktionsprozess liegt weitgehend in der Hand der Vermarkter, die Betriebe der verschiedenen Stufen sind Teil der Konzerne oder vertraglich an den Vermarkter gebunden (Aviforum, 2006; DLG, 2008).

Die Zucht der Masttiere liegt weltweit in der Hand weniger Zuchtunternehmen, so dass die Ausgangsprodukte in den verschiedenen Produktionssystemen weitgehend auf schnellwachsenden Masthybriden beruhen (DLG, 2008; Aviforum, 2006).

Eine Differenzierung ergibt sich zwischen den Standard-Mastverfahren und Mastverfahren für bestimmte Label oder für die biologische Produktion. Diese unterscheiden sich vor allem durch die Mastdauer, die Stallbelegung, den Zugang zu einem Aussenbereich („Wintergarten“, begrünter Auslauf, etc.) und im Fall der biologischen Produktion durch die Verwendung von Futterrationen nach Biorichtlinien.

5.1. Pouletmast Schweiz

Es wurden drei gängige Produktionssysteme für die Schweiz verglichen: Standard-Mast (BTS), Standard-Mast mit Zugang zu einer Auslauffläche (BTS RAUS) und biologische Produktion (BIO). Bei Poulets ist das BTS-System mit fast 90 % die in der Schweiz am weitesten verbreitete Haltungsform, knapp 10 % der Mastpoulets werden in BTS RAUS-Systemen gehalten (Proviande, 2010; BLW, 2011).

Die Produktionsdaten für diese drei Produktionssystemtypen wurden von Angaben der Bell Schweiz AG, Geschäftsbereich Geflügel übernommen. Die Zahlen beziehen sich auf das Jahr 2010 und gelten für die von Bell vermarkteten Mastpoulets. Grundsätzlich sind die Produktionskennzahlen aber auch auf die gesamte Schweizer Produktion übertragbar (Zweifel, 2012). Die wichtigsten Produktionskennzahlen für die Modellbetriebe zur Pouletproduktion finden sich in Tabelle 36.

Tabelle 36: Kennzahlen zur Pouletproduktion in den Schweizer Systemen.

| | BTS | BTS RAUS | BIO |
|----------------------------------|---------|----------|----------------------|
| Mastdauer [d] | 35 | 56 | 21 + 42 ¹ |
| Durchgänge pro Jahr | 8,69 | 5,79 | 7,45 |
| Leerzeiten [d] | 7 | 7 | 7 |
| Ausstallgewicht [kg LG] | 1,92 | 1,85 | 1,75 |
| Tagesgewichtszunahme [g/d] | 54 | 32 | 27 |
| Futtermittelnutzung [kg/kg] | 1,65 | 2,17 | 2,42 |
| Eingestellte Küken pro Durchgang | 13 097 | 4 162 | 2 478 |
| Verluste [%] | 3,05 | 2,50 | 3,50 |
| produzierte LG pro Jahr [kg] | 211 849 | 43 468 | 31 176 |

¹ Voraufzucht und Mastphase finden parallel statt.

Quelle: Bell Schweiz AG, 2011

Die beiden konventionellen Systeme unterschieden sich vor allem durch die gemäss RAUS-Regelung vorgeschriebene längere Mastdauer und die schlechtere Futtermittelverwertung beim BTS RAUS-System. In der BTS RAUS-Produktion wird eine etwas langsamer wachsende Genetik eingesetzt, um das ideale Schlachtgewicht zum Ende der Mindestmastdauer zu erreichen und ein ausgewogeneres Skelett- und Muskelwachstum zu gewährleisten. Zudem wurden beim BTS RAUS-System wesentlich weniger Tiere gemästet. Die biologische Produktion zeichnete sich ebenfalls durch eine niedrigere Futtermittelverwertung und eine längere Mastdauer aus. Durch eine Vormastphase, die parallel zur Hauptmast stattfindet, liessen sich jedoch mehr Durchgänge als beim BTS RAUS-System erreichen.

Die Ställe unterschieden sich hinsichtlich der Bauweise nicht zwischen den Systemen BTS und BTS RAUS: Es handelte sich um mit Gas beheizte Normhallen mit entsprechenden Fütterungs- und Tränkeeinrichtungen, die zwischen den Durchgängen entmistet und neu eingestreut wurden (Einstreumaterialien Häckselstroh und Sägespäne). Die Stallbelegung war beim BTS-System mit 29,6 kg LG/m² Stallnutzfläche am höchsten, bei den Systemen BTS RAUS und BIO lag die Besatzdichte bei 25,0 bzw. 20,0 kg LG/m² Stallnutzfläche (siehe Tabelle 37). Bei BIO kamen sogenannte Mobilställe zum Einsatz, die regelmässig versetzt werden können. Die Heizung erfolgt hier mit Strom. Die Weideflächen, die den Tieren bei BTS RAUS und BIO zur Verfügung standen, umfassten 8 250 bzw. 5 000 m².

Tabelle 37: Stallgebäude, Auslauf und Inputs der Schweizer Pouletmast.

| | BTS | BTS RAUS | BIO |
|--|----------------|---------------|-----------------------|
| Stallgebäude [m ²] | 825 | 275 | 180 + 80 ¹ |
| Wintergarten [m ²] | 170 | 110 | 90 |
| Weide [m ²] | - | 8 250 | 5 000 |
| max. Besatzdichte [kg LG/m ² Stallnutzfläche] | 29,6 | 25,0 | 20,0 |
| | | | |
| Strom [kWh] / [kWh/kg LG] | 18 684 / 0,09 | 8 220 / 0,19 | 30 000 / 0,96 |
| Erdgas [kWh] / [kWh/kg LG] | 150 864 / 0,71 | 55 910 / 1,29 | |
| Wasser [m ³] / [l/kg LG] | 760 / 3,6 | 210 / 4,8 | 180 / 5,8 |
| ¹ Voraufzuchtstall | | | |
| Quelle: Bell Schweiz AG, 2011 | | | |

Die Fütterung erfolgte in den konventionellen Systemen dreiphasig (Starterfutter, Hauptmastfutter und Absetzfutter), bei BIO zweiphasig (Starterfutter, Hauptmastfutter). Zwischen den BTS und BTS RAUS-Rationen waren die Unterschiede nur marginal. Beim Biofutter dürfen bestimmte Komponenten aufgrund der Richtlinien (z. B. Sojaextraktionsschrot) nicht eingesetzt werden, daher war hier die Rationszusammensetzung etwas abgeändert, zudem wurde die Ration aus Biokomponenten erstellt. Die Rationszusammensetzungen für die drei Produktionssysteme (jeweils der Durchschnitt über die gesamte Mast) ist in Tabelle 38 zu finden.

Tabelle 38: Futterrationen Pouletmast Schweiz (Anteile an der Gesamtration in kg TS, Durchschnitt über alle Fütterungsphasen).

| | BTS | BTS RAUS | BIO |
|----------------------------------|---------|----------|--------|
| Mais | 27,4 % | 27,3 % | 29,3 % |
| Weizen | 17,7 % | 17,9 % | 10,1 % |
| Bruchreis | 7,8 % | 7,5 % | - |
| Triticale | 1,7 % | 1,8 % | 3,2 % |
| Mühlennachproduktegemisch | 7,3 % | 7,4 % | - |
| Weizenkleie | 0,3 % | 0,3 % | 2,8 % |
| Fette | 4,9 % | 4,9 % | 4,9 % |
| Sojaextraktionsschrot | 23,7 % | 23,5 % | - |
| Sojakuchen | - | - | 22,9 % |
| Sojabohnen | - | - | 4,2 % |
| Rapskuchen | 3,0 % | 3,0 % | 4,9 % |
| Erbsen | 2,1 % | 2,3 % | - |
| Sonnenblumenkuchen | 2,0 % | 2,0 % | 9,7 % |
| Maiskleber | - | - | 5,1 % |
| Mineralstoffe und Spurenelemente | 2,2 % | 2,2 % | 3,0 % |
| | | | |
| Futtermittelverbrauch | | | |
| je Tier [kg] | 3,2 | 4,1 | 4,3 |
| Betrieb gesamt [kg] | 353 468 | 95 276 | 76 641 |

Der Zukauf der Küken erfolgte aus verschiedenen Brütereien. Die Bruteier stammten beim System BTS zu 40 % aus dem Ausland und zu 60 % aus der Schweiz (Tabelle 39). Bei den anderen Systemen stammten die Bruteier komplett aus der Schweiz, daher waren hier die Transportwege kürzer. Für die Berechnungen wurde ein Inventar für die konventionelle Bruteiproduktion für die Systeme BTS und BTS RAUS und ein Inventar mit biologischer Bruteiproduktion für das System BIO verwendet. Die Eier wurden in verschiedenen Brütereien ausgebrütet, die sich jedoch technologisch nicht unterschieden. Die Eintagsküken wurden direkt von der Brüterei an den Mastbetrieb ausgeliefert (vgl. KTBL, 2009b).

Für die Systeme kommen unterschiedliche genetische Herkünfte zum Einsatz, da bei der BTS RAUS und BIO Produktion langsamer wachsende Hybriden mit einem ausgewogeneren Skelett-Muskelverhältnis für die vorgeschriebene längere Mastdauer verwendet werden.

Tabelle 39: Daten zur Kükenproduktion.

| | BTS | BTS RAUS | BIO |
|---------------------------------------|-------------------|----------|----------|
| Herkunft Bruteier | 40 % EU / 60 % CH | 100 % CH | 100 % CH |
| durchschn. Transportweg Bruteier [km] | 375 | 105 | 19 |

5.2. Pouletmast Ausland

Für den Vergleich der Schweizer Produktion mit dem Ausland wurden Brasilien und Frankreich ausgewählt. Brasilien ist weltweit der grösste Geflügelexporteur, Frankreich der grösste Geflügelproduzent in Europa (Baudraz, 2009). Für französisches Geflügelfleisch (FR) wurde ein konventionelles Produktionssystem typisch für die Region Bretagne angenommen. Für die Pouletproduktion in Brasilien diente je ein spezialisierter Mastbetrieb in der Region Centro-Oeste (Mittelwesten, bestehend aus den Bundesstaaten

Mato Grosso, Mato Grosso do Sul und Goiás) und in der Region Sul (Süden, bestehend aus den Bundesstaaten Paraná, Santa Catarina und Rio Grande do Sul) als Modellbetrieb (BR_CW und BR_S). Die Produktionssysteme wichen nur geringfügig in ihren Leistungszahlen von einander ab. Der Hauptunterschied lag im Futtermittelanbau. Dieser fand in der jeweiligen Region statt und war den naturräumlichen Gegebenheiten angepasst. BR_CW und BR_S bilden sozusagen zwei Extremvarianten ab. Aus dem Grund wurde für die Resultatdarstellung ein gewichtetes Mittel aus beiden Varianten übernommen, das sowohl die inländische Produktionskonzentration der Geflügelmast im Süden als auch den Binnentransport von Futtermitteln zwischen den Bundesstaaten berücksichtigt.

Die Daten stammen aus einer Ökobilanz-Studie zur Geflügelproduktion in Brasilien und Frankreich (Prudêncio da Silva, 2011). Da für die baulichen Anlagen keine Angaben zur Verfügung standen, wurden Schweizer Daten übernommen. Für Gebäudeinventare lagen auch keine Hinweise auf signifikante Unterschiede vor. Ebenso wurde die Kükenproduktion für die ausländischen Systeme durch Schweizer Inventare angenähert, da auch diese nur eine vergleichsweise geringe Rolle in der Ökobilanz spielt.

Die Tierproduktion fand flächenunabhängig statt. Sämtliche In- und Outputs wurden in den bzw. aus dem Betrieb gebracht. Es handelte sich jeweils um eine konventionelle, intensive Mast mit reiner Stallhaltung.

Die wichtigsten Produktionskennzahlen finden sich in Tabelle 40. Die Produktionssysteme hatten im Vergleich zu den Schweizer Systemen eine höhere Besatzdichte von 29,0 bis 42,2 kg LG/m² Stallfläche und etwas höhere Verluste von gut 4 %. Die Futtermittelnutzung war etwas schlechter als beim Schweizer System BTS, bei der brasilianischen Produktion dürfte dies jedoch auf das höhere Mastendgewicht zurückzuführen sein. Die Tagesgewichtszunahme lag in Brasilien etwas über dem Niveau des Systems BTS, in Frankreich deutlich darunter. Zusätzlich sind in Tabelle 40 Kalkulationszahlen zur Pouleterzeugung in Deutschland angeführt, da dies auch eine relevante Importherkunft ist und daher die Übertragbarkeit der Ergebnisse abgeschätzt werden soll. Diese Kalkulationszahlen liegen ebenfalls im Bereich der anderen konventionellen Systeme.

Tabelle 40: Kennzahlen zu den Pouletproduktionssystemen in Brasilien, Frankreich und Deutschland.

| | Brasilien | | Frankreich | Deutschland |
|--|-----------|------|------------|-------------|
| | CW | S | | |
| Mastdauer [d] | 42 | 42 | 40 | 37 |
| Durchgänge pro Jahr | 6,0 | 6,4 | 6,0 | 7,0 |
| Leerzeiten [d] | 18,8 | 15,0 | 20,8 | 15,0 |
| Ausstallgewicht [kg LG] | 2,40 | 2,48 | 1,92 | 2,10 |
| Tagesgewichtszunahme [g/d] | 56 | 58 | 47 | 56 |
| Futtermittelnutzung [kg/kg] | 1,89 | 1,86 | 1,87 | 1,73 |
| Verluste [%] | 4,2 | 4,4 | 4,1 | 4,7 |
| max. Besatzdichte [kg LG/m ² Stallfläche] | 36,0 | 29,0 | 42,2 | 35,0 |
| Quellen: Prudêncio da Silva, 2011; DLG, 2008; KTBL, 2009a; eigene Berechnungen | | | | |

Tabelle 41 gibt einen Überblick über die Futtermittelnutzungen für die Pouletmast in Brasilien und Frankreich. Die Hauptkomponenten waren dabei in beiden Systemen Körnermais und Sojaextraktionsschrot, in Frankreich ausserdem noch Weizen. Pflanzenöl, Mineralfutter und Aminosäuren ergänzen die Rationen. Die Sojakomponenten stammten bei beiden Varianten aus Brasilien, für die französische Ration wurden Weizen aus Frankreich und ein Körnermais-Inventar aus der Schweiz verwendet. Für Mais und Soja lag für die brasilianische Produktion jeweils ein regionales Inventar zu Grunde.

Tabelle 41: Futterrationen für die Pouletmast in Brasilien und Frankreich (Anteile an der Gesamtration in kg TS, Durchschnitt über alle Fütterungsphasen).

| Frankreich | | Brasilien ¹ | |
|-----------------------|--------|------------------------|--------|
| Weizen | 26,2 % | Sojaextraktionsschrot | 33,8 % |
| Körnermais | 33,2 % | Körnermais | 57,2 % |
| Sojaextraktionsschrot | 20,6 % | Sojaöl | 5,0 % |
| Sojabohnen | 4,9 % | Mineralstoffe | 1,9 % |
| Rapsschrot | 5,8 % | Futterkalk | 1,2 % |
| DDGS ² | 4,2 % | Viehsalz | 0,5 % |
| Sojaöl | 0,3 % | Aminosäuren | 0,4 % |
| Palmöl | 1,9 % | | |
| Viehsalz | 0,2 % | | |
| Mineralstoffe | 1,7 % | | |
| Futterkalk | 0,8 % | | |
| Aminosäuren | 0,2 % | | |

¹ Rezeptur für beide Regionen identisch
² Trockenschlempe („Dried Distillers Grains with Solubles“), aus Roggen
Quelle: Prudêncio da Silva, 2011

5.3. Nachgelagerte Prozesse der Pouletmast

5.3.1. Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung

Schweiz

Für die Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung in der Schweiz wurden Daten von der Bell Schweiz AG zur Verfügung gestellt (Bell Schweiz AG, 2011; vertrauliche Daten). Die Bilanzierung dieser Prozesse erfolgte gemeinsam, da wichtige Inputs nicht getrennt erfasst wurden. Die Ausbeute an verkaufsfertigem Fleisch pro kg Lebendgewicht ist bei den Systemen BTS Raus und Bio geringer als bei BTS, da bei BTS RAUS und BIO eine andere Genetik mit niedrigerer Ausbeute verwendet wurde. Die Ausbeute ist hängt zudem davon ab, welcher Anteil der Tiere als ganze Poulets bzw. als Teilstücke verkauft wird. Es wurde angenommen, dass 20 % der Tiere als ganze Poulets verkauft wurden und 80 % als Teile.

Der Elektrizitätsverbrauch der Bell Schweiz AG entspricht dem Schweizer Strommix, wobei der Anteil, der aus nicht-erneuerbaren Ressourcen stammt, durch den Erwerb von RECS-Zertifikaten für Wasserstrom aus dem EU-Raum kompensiert wird (Coop, 2012). Zur Modellierung des Stromverbrauchs wurde das Inventar für den Schweizer Strommix verwendet. Die Kompensation durch Zertifikate wurde somit nicht modelliert, muss aber bei der Interpretation berücksichtigt werden.

Ausland

Für Frankreich und Brasilien wurden die gleichen Daten wie für die Schweiz verwendet, da für das Ausland keine Daten vorlagen und man davon ausgehen kann, dass die Schlachthöfe und Verarbeitungsbetriebe im Ausland ähnlich wie in der Schweiz sind. Für den Strommix wurden die Inventare der jeweiligen Länder verwendet.

5.3.2. Verteilzentralen

Der Energiebedarf für die Kühlung während der Lagerung in den Verteilzentralen wurde anhand von Daten aus der Literatur geschätzt. Es wurde ein Energiebedarf von 54 kWh/(m³*a) und eine Lagerdauer von 12 h angenommen (Defra, 2008).

Die Kühlmittelverluste in den Verteilzentralen sind gemäss Defra 2008 vernachlässigbar und wurden daher nicht berücksichtigt.

5.3.3. Transporte

Herkunft Schweiz

Innerhalb der Schweiz erfolgten alle Transporte mit dem LKW. Für die Schätzung der Transportdistanzen (Tabelle 42) wurden Daten von der Bell Schweiz AG und von Coop verwendet (Bell Schweiz AG, 2011; Coop, 2011).

Import aus Frankreich

Angaben zu den Transporten wurden von der Bell Schweiz AG (Bell Schweiz AG, 2011) zur Verfügung gestellt. Aus Frankreich wurde fertig verarbeitetes und verpacktes Fleisch importiert. Alle Transporte erfolgten mit dem LKW. Die Transportdistanzen sind in Tabelle 42 zusammengefasst.

Import aus Brasilien

Das Fleisch aus Brasilien wurde per Schiff importiert. Alle weiteren Transporte erfolgten mit dem LKW. Angaben zu den Transportdistanzen (Tabelle 42) wurden von der GVFI und von Bell zur Verfügung gestellt (GVFI, 2011; Bell Schweiz AG, 2011).

Die Kühlung während der Transporte mit dem LKW wurde durch Erhöhung des Dieserverbrauchs berücksichtigt (gemäss Angaben von Coop und Cederberg *et al.*, 2009). Für den Transport mit dem Schiff wurde der Dieserverbrauch um 40% erhöht um die Kühlung zu berücksichtigen (Cederberg *et al.*, 2009). Kühlmittelverluste während den Transporten wurden vernachlässigt.

Tabelle 42: Transportdistanzen Geflügel.

| Transport | Verkehrsmittel | Distanz (km) |
|---|----------------|--------------|
| Schweiz | | |
| Hof – Schlachthof / Verarbeitung | LKW | 100 |
| Schlachthof / Verarbeitung – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |
| Frankreich | | |
| Hof – Schlachthof / Verarbeitung | LKW | 100 |
| Schlachthof / Verarbeitung FR – Verteilplattform CH | LKW | 700 |
| Verteilplattform – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |
| Brasilien Schiff | | |
| Hof – Schlachthof/Verarbeitung | LKW | 250 |
| Schlachthof/Verarbeitung BR – Hafen BR | LKW | 800 |
| Hafen BR – Hafen Rotterdam | Schiff | 10 000 |
| Hafen Rotterdam – Verteilplattform CH | LKW | 750 |
| Verteilplattform – Verteilzentrale | LKW | 100 |
| Verteilzentrale – Verkaufsstelle | LKW | 25 |

5.4. Resultate Pouletmast Schweiz

Die Produktion von Pouletfleisch erfolgt in der Schweiz überwiegend gemäss den Regelungen für BTS-Systeme. In den nachfolgenden Darstellungen ist daher dies das Referenzsystem. Die Analysen zeigten, dass die Produktionsvarianten BTS RAUS in allen Umweltkategorien schlechter abschneidet als die BTS-Produktion (siehe Abbildung 39 und Tabelle 43). Die Unterschiede lagen je nach Umweltkategorie zwischen 20 und 40 %. Der wesentliche Grund dafür war die geringere Produktivität in der

BTS RAUS-Produktion, die sich an der etwa 30 % schlechteren Futtermittelverwertung und den um ca. 40 % geringeren Tagesgewichtszunahmen erkennen liess. Die Hauptgründe für diese deutlichen Unterschiede in der Produktivität waren die Verwendung von langsamer wachsenden Masthybriden für die durch die RAUS-Richtlinien vorgeschriebene längere Mastdauer. Für die biologische Produktion galt dies grundsätzlich ebenso, allerdings führten hier auch die andere Rationszusammensetzung mit biologisch produzierten Komponenten sowie eine andere Stalltechnik zu unterschiedlichen Ergebnissen im Vergleich zum BTS-System. Daher gehen die folgenden Ausführungen vorwiegend auf die Unterschiede zwischen konventioneller BTS-Haltung und der biologischen Produktion ein.

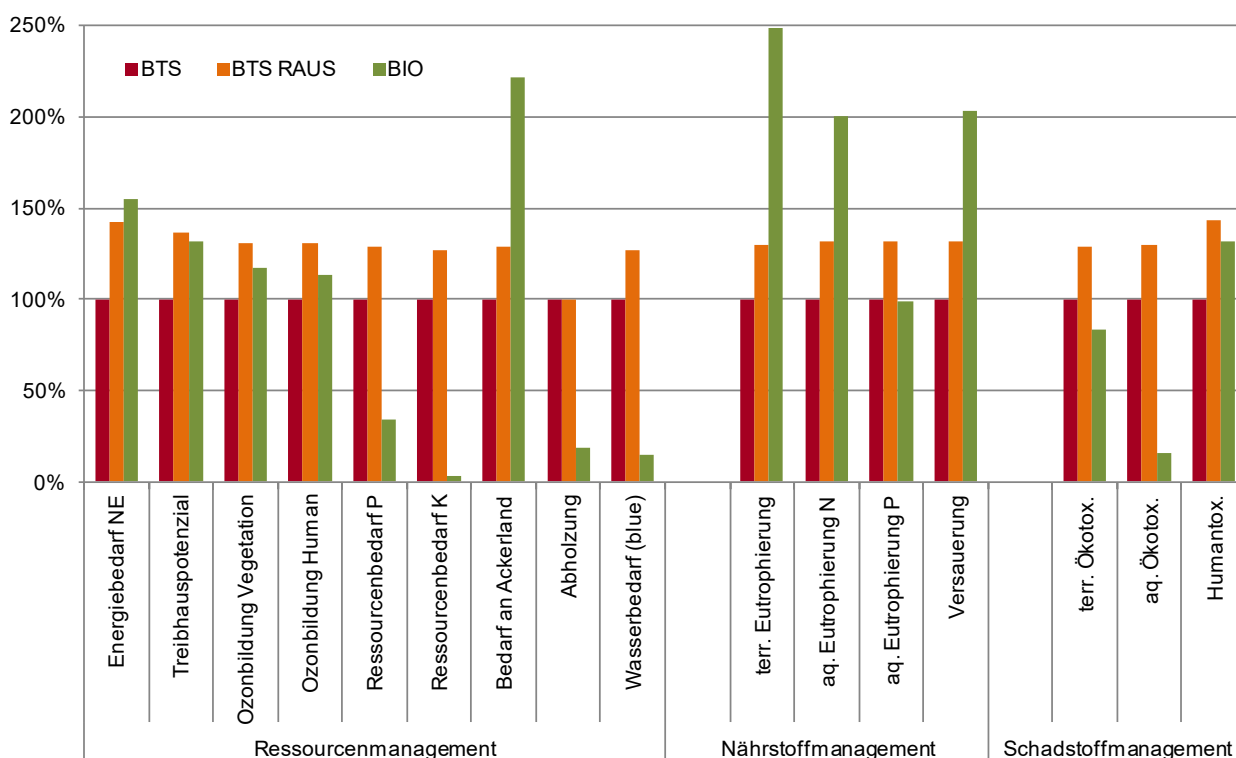


Abbildung 39: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der Pouletproduktionssysteme in der Schweiz (Stufe Hoftor). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem BTS bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung.

Die absoluten Werte für die Umweltwirkungen finden sich in Tabelle 43. Es zeigte sich, dass das Produktionssystem BTS beim Bedarf an nicht-erneuerbaren Energien besser abschnitt als die beiden anderen Systeme, da hier aufgrund der höheren Besatzdichte und der höheren tierischen Leistung weniger Heizenergie benötigt wurde. Vorteilhaft für die Variante BIO wirkte sich bei der Stallheizung allerdings die Verwendung von Strom als Energiequelle aus, da dies (bei Schweizer Strommix) zu einem geringeren Treibhaus- und Ozonbildungspotential führte als bei der konventionellen Produktion, wo überwiegend Gasstrahler als Wärmequellen verwendet wurden. Daher waren die Ergebnisse in diesen Kategorien trotz der noch etwas geringeren Produktivität der biologischen Produktion nahezu gleich oder etwas niedriger als bei BTS RAUS.

Die geringere Flächenproduktivität im biologischen Pflanzenbau führte zu einem höheren Ackerflächenbedarf für die Futtermittelproduktion. Zusammen mit der geringeren Produktivität in der Mast erklärte dies die um mehr als doppelt so grosse Fläche, die für die biologische Pouletproduktion benötigt wurde. Die Fläche für die Geflügelweide spielte hingegen dabei praktisch keine Rolle.

Beim Verbrauch von P- und K-Ressourcen schnitt die biologische Produktion deutlich besser ab als die konventionelle, da hier im Futtermittelanbau keine mineralischen P- und K-Dünger eingesetzt werden. Ähnliches galt für die umwelttoxischen Wirkungen aus Pestiziden, da diese im Biolandbau nicht eingesetzt werden. Bei den toxischen Wirkungen, die nicht durch Pestizide verursacht waren, lag das BIO-System im

Bereich des BTS-Systems oder leicht darüber. Dies war ebenfalls auf die Unterschiede in der Futtermittelproduktion (verstärkter Einsatz von Wirtschaftsdüngern im Bioackerbau, vgl. Kapitel 6.3) zurückzuführen. Zudem bedingte der hohe Stromverbrauch für die Stallheizung bei BIO einen hohen Anteil an infrastrukturbedingter Toxizitätswirkung (v.a. Humantoxizität). Angesichts der Unsicherheiten bezüglich der Datengrundlage (siehe Kapitel 6.3) gelten die Unterschiede jedoch als nicht relevant.

Im Bereich Nährstoffmanagement ergaben sich für die biologische Produktion leichte Vorteile bei der P-Eutrophierung in Gewässer, da hier keine Düngung mit mineralischen P-Düngemitteln erfolgte und somit keine Eutrophierung mit P-Verbindungen bei der Düngemittelproduktion anfiel. Bei den Umweltwirkungen, die von Stickstoffverbindungen abhängen (terrestrische Eutrophierung und Versauerung: NH₃ und aquatische Eutrophierung N: NO₃⁻), wies die biologische Produktion teilweise deutlich höhere Werte als die konventionellen Systeme auf. Grund dafür waren die höheren Ammoniakemissionen beim Biofuttermittelanbau durch den Einsatz von Hofdüngern und die Nitratauswaschung, die bei BIO von einer grösseren und gemäss den Biorichtlinien bewirtschafteten Fläche für die Futtermittelproduktion stammten. Abholzung spielte bei den untersuchten Schweizer Systemen praktisch keine Rolle, da sowohl bei BIO als auch bei den konventionellen Futterrationen von Bell kein Soja aus Abholzungsgebieten zum Einsatz kam. Für den erheblichen Unterschied im Wasserverbrauch (blue) zwischen BIO und BTS war die Komponente Bruchreis in den konventionellen Rationen verantwortlich, da bei der Reisproduktion grosse Mengen an Wasser verbraucht werden. Würde der Reis durch andere Komponenten (z. B. durch Getreide) ersetzt werden, wie es in der Mischfutterindustrie auch durchaus üblich ist, wäre der Wasserverbrauch von BTS um rund ein Drittel niedriger gelegen als bei BIO. Andere Umweltwirkungen wären von der Substitution kaum betroffen. Somit ist dieser Unterschied im Wasserverbrauch durch die Verzerrung bei der Verwendung von Reisprodukten wenig aussagekräftig.

Tabelle 43: Umweltwirkungen je kg Lebendgewicht (LG) für die Schweizer Pouletproduktion (Stufe Hofter).

| Kategorie | | Einheit | BTS | BTS RAUS | BIO |
|----------------------|------------------------|-------------------------|--------|----------|--------|
| Ressourcenmanagement | Energiebedarf NE | MJ-Äq. | 17,3 | 24,7 | 26,9 |
| | Treibhauspotenzial | kg CO ₂ -Äq. | 1,6 | 2,2 | 2,1 |
| | Ozonbildung Vegetation | m ² .ppm.h | 11,2 | 14,7 | 13,2 |
| | Ozonbildung Human | person.ppm.h | 0,001 | 0,001 | 0,001 |
| | Ressourcenbedarf P | kg | 0,0051 | 0,0066 | 0,0017 |
| | Ressourcenbedarf K | kg | 0,0065 | 0,0083 | 0,0002 |
| | Flächenbedarf | m ² a | 2,2 | 3,1 | 5,0 |
| | Bedarf an Ackerland | m ² a | 2,1 | 2,7 | 4,7 |
| | Abholzung | m ² | 0,0012 | 0,0012 | 0,0002 |
| | Wasserbedarf (blue) | m ³ | 0,158 | 0,200 | 0,024 |
| Nährstoffmanagement | terr. Eutrophierung | m ² | 0,5 | 0,6 | 1,2 |
| | aq. Eutrophierung N | kg N | 0,01 | 0,01 | 0,02 |
| | aq. Eutrophierung P | kg P | 0,0003 | 0,0004 | 0,0003 |
| | Versauerung | m ² | 0,2 | 0,2 | 0,4 |
| Schadstoffmanagement | terr. Ökotox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0021 | 0,0028 | 0,0053 |
| | terr. Ökotox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0043 | 0,0055 | 0,0001 |
| | aq. Ökotox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,023 | 0,029 | 0,025 |
| | aq. Ökotox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,145 | 0,188 | 0,001 |
| | Humantox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,42 | 0,61 | 0,62 |
| | Humantox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,06 | 0,07 | <0,01 |

Die bei weitem wichtigsten Inputs für die Umweltwirkungen in der Pouletproduktion waren die Futtermittel (Abbildung 40). Sie waren in jeder Kategorie für mehr als 50 % der errechneten Werte verantwortlich, am deutlichsten bei den umwelttoxischen Kategorien und bei Bedarf an Ackerland sowie P- und K-Ressourcenbedarf. Ausnahmen zeigten sich bei den Kategorien Wasserverbrauch (blue) und Abholzung. Hier ist allerdings anzumerken, dass der Wasserverbrauch durch die Rationskomponente Bruchreis in den konventionellen Rationen bestimmt war, und dass sich die absoluten Werte in der Kategorien Abholzung aufgrund der Verwendung zertifizierten Sojas auf sehr geringem Niveau bewegten. Der Verbrauch an nicht-erneuerbaren Energieträgern war neben den Futtermitteln insbesondere durch die direkt am Betrieb verbrauchten Energieträger (v. a. für Stallheizung) verursacht. Diese machten bei BTS rund 20 % und bei BIO fast 40 % des Verbrauchs aus. Weitere relevante Inputgruppen waren für einige Kategorien die zugekauften Küken und die Emissionen aus der Tierhaltung. Insgesamt dominierten die Futtermittel noch mehr als bei den anderen Tierarten (siehe Kapitel 3 und 4).

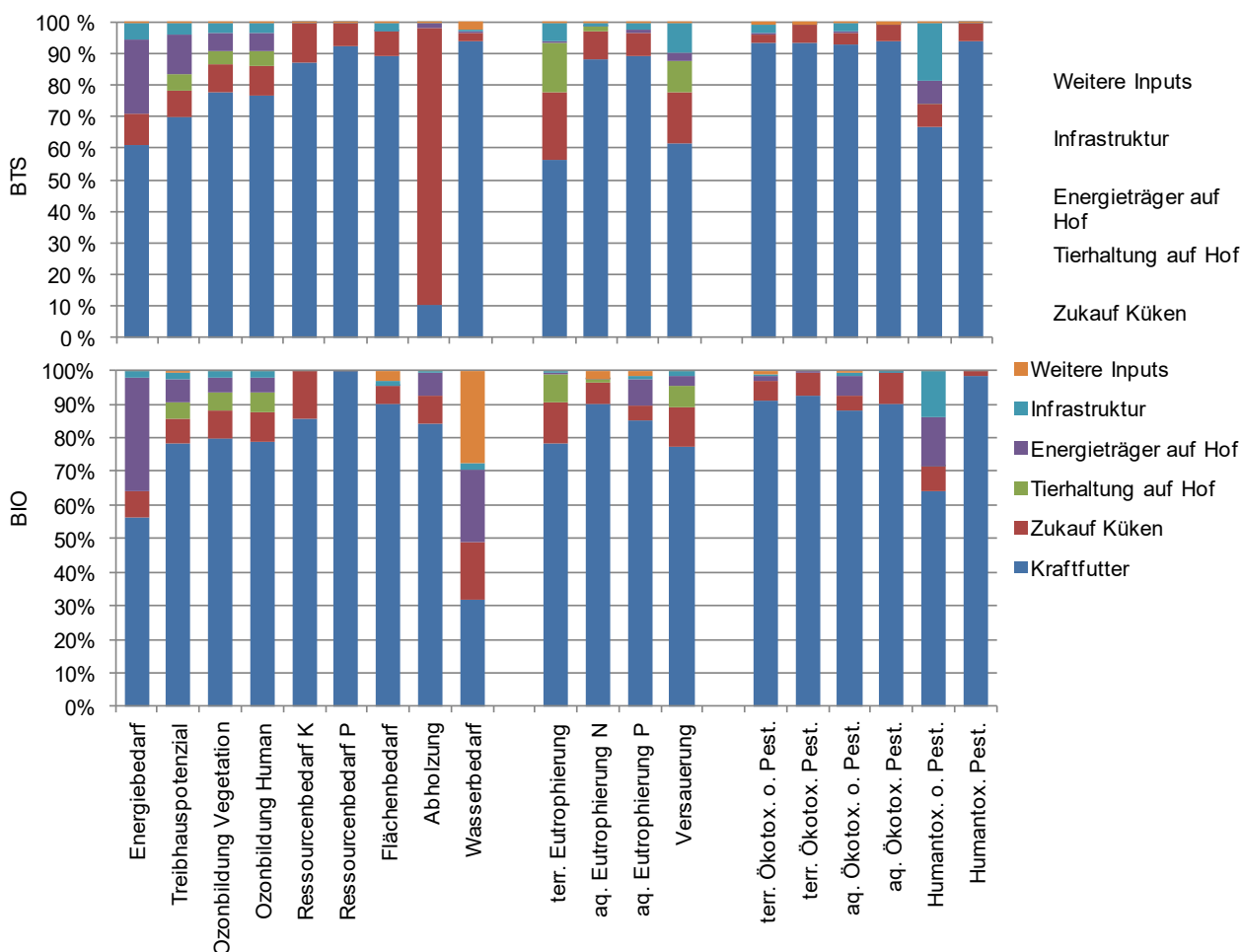


Abbildung 40: Anteile der Inputs an den Umweltwirkungen der Pouletmast bei den Systemen BTS (oben) und BIO (unten).

5.5. Resultate Pouletmast Ausland

Die Auswertungen der analysierten Modellsysteme Frankreich (FR) und Brasilien (BR) wurden mit den Ergebnissen des Schweizer Standardsystems (BTS) verglichen. Für Brasilien wurde ein nach den Exporten gewichtetes Mittel aus den Systemen BR_CW und BR_S gewählt (gemäss ABEF (2010) stammen rund 75 % der Exporte aus den südlichen Produktionsregionen). Für bestimmte Umweltwirkungen werden jedoch auch beide Systeme dargestellt, um die Spannweiten bei den Ergebnissen wiederzugeben. Wie im vorigen Kapitel bereits angedeutet, spielten auch bei diesem Vergleich der Mastsysteme die Unterschiede in der Produktivität eine wesentliche Rolle für die Unterschiede zwischen den Produktionssystemen (Abbildung 41 und Tabelle 44). Die Produktion in der Schweiz hatte aufgrund der vergleichsweise hohen

Produktionsintensität (beste Futterverwertung, höhere Tagesgewichtszunahmen als FR und nur geringfügig niedrigere als BR, weniger Verluste und kürzere Leerzeiten) in nahezu allen Umweltkategorien die günstigsten Ergebnisse.

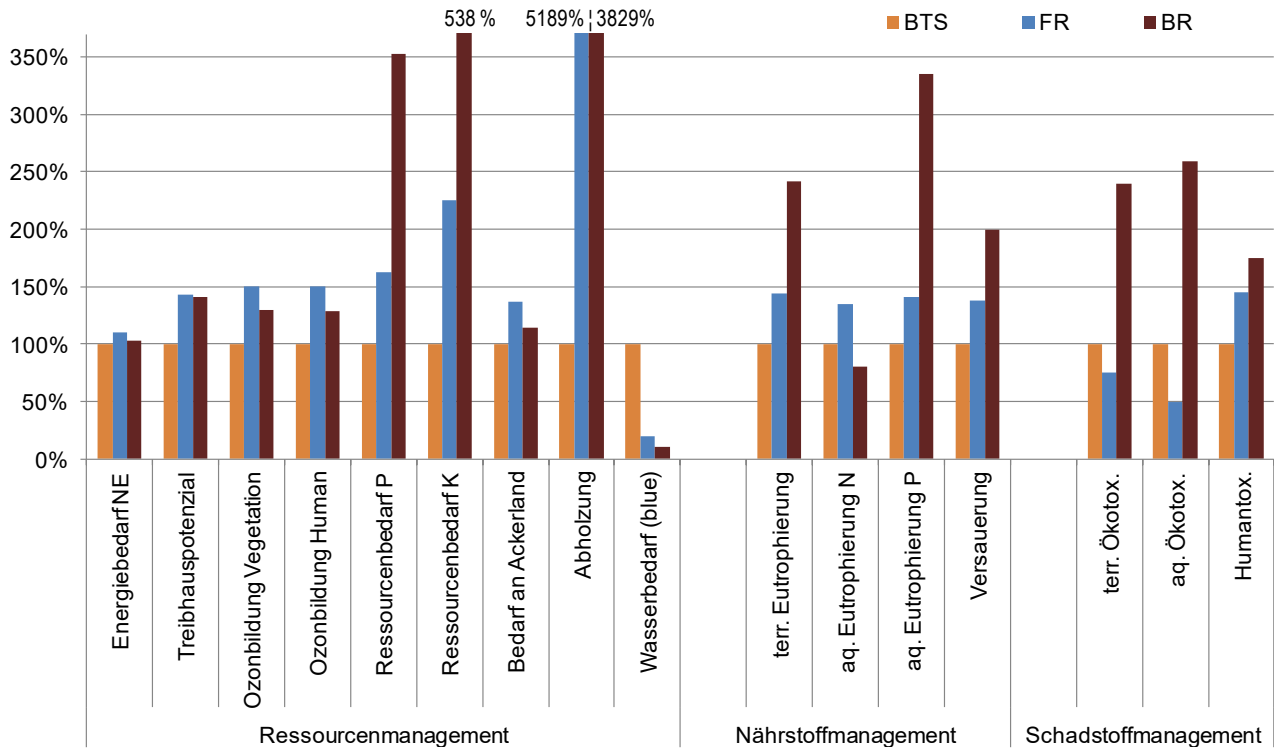


Abbildung 41: Umweltwirkungen der Pouletproduktionssysteme in der Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (BR) je kg Lebendgewicht (Stufe Hoftor, BTS = 100 %).

Tabelle 44: Umweltwirkungen der Pouletmast je kg Lebendgewicht (LG, Stufe Hoftor) in der Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (BR)

| Kategorie | | Einheit | BTS | FR | BR |
|----------------------|------------------------|-------------------------|--------|--------|--------|
| Ressourcenmanagement | Energiebedarf NE | MJ-Äq. | 17,3 | 19,1 | 17,9 |
| | Treibhauspotenzial | kg CO ₂ -Äq. | 1,6 | 2,3 | 2,3 |
| | Ozonbildung Vegetation | m ² .ppm.h | 11,2 | 16,9 | 14,5 |
| | Ozonbildung Human | person.ppm.h | 0,001 | 0,001 | 0,001 |
| | Ressourcenbedarf P | kg | 0,0051 | 0,0084 | 0,0182 |
| | Ressourcenbedarf K | kg | 0,0065 | 0,0146 | 0,0350 |
| | Flächenbedarf | m ² a | 2,2 | 3,1 | 2,6 |
| | Bedarf an Ackerland | m ² a | 2,1 | 2,9 | 2,4 |
| | Abholzung | m ² | 0,0012 | 0,0626 | 0,0462 |
| | Wasserbedarf (blue) | m ³ | 0,158 | 0,031 | 0,017 |
| Nährstoffmanagement | terr. Eutrophierung | m ² | 0,5 | 0,7 | 1,2 |
| | aq. Eutrophierung N | kg N | 0,01 | 0,01 | 0,01 |
| | aq. Eutrophierung P | kg P | 0,0003 | 0,0004 | 0,0010 |
| | Versauerung | m ² | 0,2 | 0,2 | 0,3 |
| Schadstoffmanagement | terr. Ökotox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0021 | 0,0028 | 0,0023 |
| | terr. Ökotox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,0043 | 0,0021 | 0,0130 |
| | aq. Ökotox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,023 | 0,021 | 0,020 |
| | aq. Ökotox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,145 | 0,062 | 0,413 |
| | Humantox. o. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,42 | 0,63 | 0,45 |
| | Humantox. Pest. | kg 1,4-DB-Äq. | 0,06 | 0,06 | 0,38 |

Nur geringe Unterschiede fanden sich beim Energiebedarf NE, wobei die Produktion in Brasilien tendenziell etwas weniger Bedarf an Heizenergie hatte und die französische Produktion einen leicht erhöhten Energieverbrauch pro Produkteinheit aufgrund der etwas geringeren Produktivität aufwies. Ebenfalls relativ geringe Unterschiede gab es beim Wasserverbrauch, wenn der Anteil der Reisproduktion bei BTS (siehe oben) unberücksichtigt blieb, und beim Bedarf an Ackerland.

Die Sojaherkunft hatte grosse Auswirkungen auf mehrere Umweltwirkungen. In der Schweizer Mastration wurde nur zertifiziertes Soja eingesetzt, was in Frankreich nicht der Fall war. Bei der brasilianischen Produktion gab es sowohl abholzungsfrei produziertes Soja als auch Soja von Abholzungsflächen. Dies erklärte den enormen Unterschied in der Kategorie Abholzung und teilweise auch die höheren Werte in den Bereichen Treibhaus- und Ozonbildungspotential, die aufgrund der Emissionen durch die Landnutzungsänderungen entstanden. In Frankreich waren zudem die kalkulierten Lachgasemissionen aus dem Anbau von Futterweizen etwas höher, was sich ebenfalls in einem höheren Treibhauspotenzial widerspiegelte (Abbildung 42).

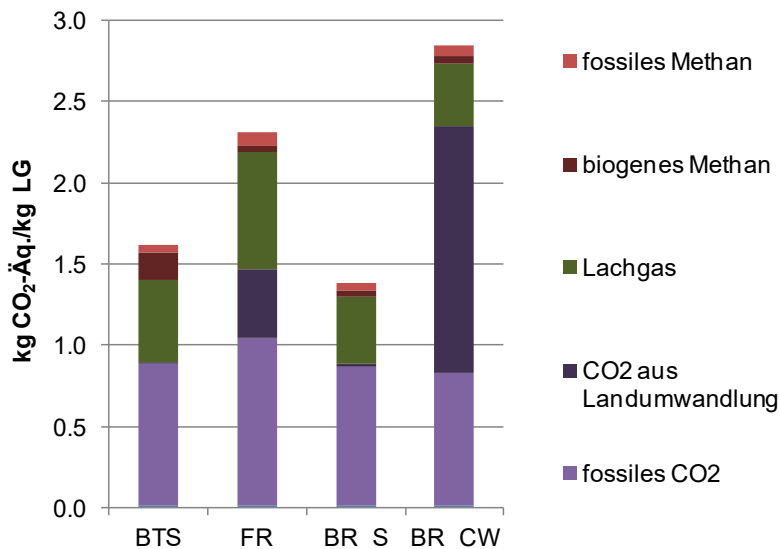


Abbildung 42: Anteile der Treibhausgase am Treibhauspotenzial pro kg LG (Stufe Hofdor) der untersuchten Systeme in der Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (Produktion im Süden BR_S und Produktion im Mittelwesten BR_CW).

Im Bereich des Verbrauchs an P- und K-Ressourcen (Abbildung 41) lagen beide ausländischen Mastsysteme deutlich über dem Schweizer Niveau. Diese Kategorien waren praktisch vollständig durch die Futtermittel verursacht, daher schlugen hier die höheren Düngenniveaus und der ausschliessliche Einsatz von Mineraldüngern beim Anbau der Futtermittel in den Systemen FR und vor allem BR durch.

Bei den Umweltwirkungen im Bereich Nährstoffmanagement zeigten sich für das BR-System deutlich höhere Emissionen bei den NH_3 -dominierten Kategorien terrestrische Eutrophierung und Versauerung sowie bei der aquatischen Eutrophierung P (Abbildung 41). Grund für die höheren Ammoniakemissionen (Abbildung 43) dürften hierbei vor allem die Verwendung von Harnstoff als Düngerform sein, der bei der Anwendung höhere Ammoniakemissionen pro N-Einheit verursacht als die in Europa stärker eingesetzten Düngerformen wie Kalkammonsalpeter (IFA, 2012). Die P-Emissionen in Brasilien waren vor allem auf das höhere Düngungsniveau mit Phosphor in Brasilien zurückzuführen, das aufgrund der natürlichen Bodenverhältnisse insbesondere im Mittelwesten notwendig ist. Die vorwiegend von Nitrat abhängige Kategorie aquatische Eutrophierung N hingegen war in den brasilianischen Modellbetrieben etwas unter dem Niveau von BTS (Abbildung 41), was sich durch den hohen Anteil an pflugloser Bewirtschaftung und andere pflanzenbauliche Voraussetzungen erklären liess (siehe dazu Prudêncio da Silva *et al.*, 2010a).

Die Umweltwirkungen der französischen Produktion lagen in allen Kategorien des Bereichs Nährstoffmanagements um rund 40 % höher als bei BTS (Abbildung 41). Dies war zum einen auf die etwas geringere Produktivität im Vergleich zu BTS zurückzuführen und zum anderen auf den höheren Düngereinsatz in der Futterproduktion.

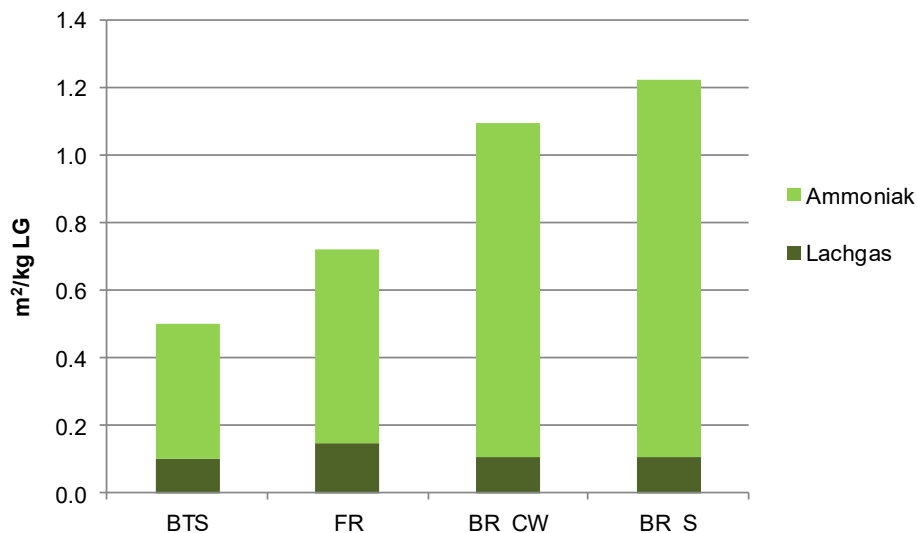


Abbildung 43: Terrestrische Eutrophierung pro kg LG (Stufe Hofator) der untersuchten Systeme in der Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (Produktion im Süden BR_S und Produktion im Mittelwesten BR_CW).

Die Emissionen aus der Tierhaltung auf dem Mastbetrieb selbst spielten für den gesamten hier betrachteten Bereich nur eine untergeordnete Rolle, die Futtermittelproduktion war der entscheidende Einflussfaktor im Bereich Nährstoffmanagement, sie trug zu mehr als 70 % zu den Umweltwirkungen bei (Abbildung 44). Gleiches gilt auch für nahezu alle anderen Umweltkategorien. Die Ergebnisse der ausländischen Produktionssysteme unterscheiden sich dabei nicht von den Resultaten der Schweizer Produktion.

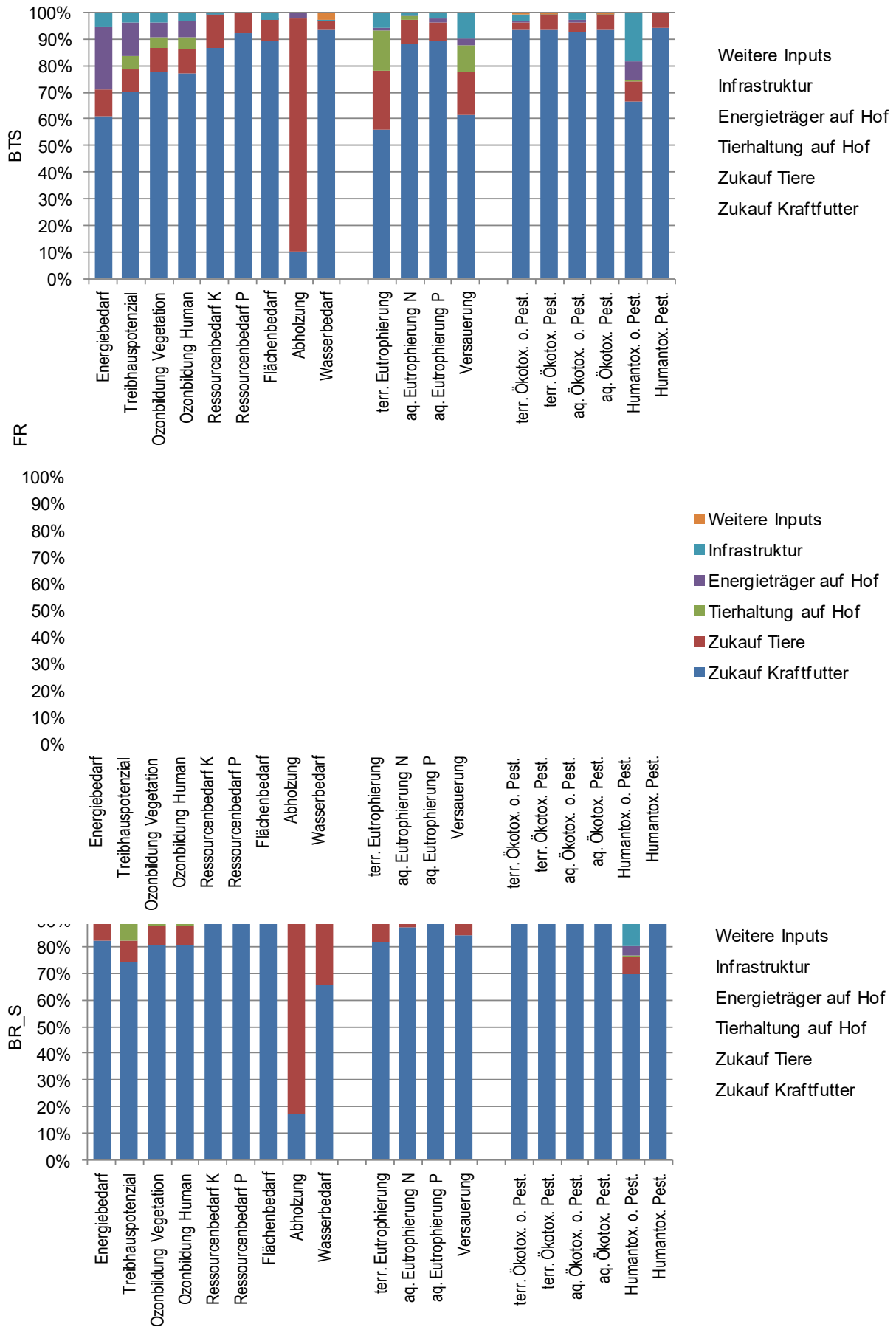


Abbildung 44: Anteile der Inputs an den Umweltwirkungen der Pouletmast bei den Systemen BTS, FR, BR_CW und BR_S.

Die Kategorien des Bereichs Schadstoffmanagements sind in Abbildung 45 separat dargestellt. Hier zeigte sich, dass in der brasilianischen Pflanzenproduktion für die Futtermittel eine erheblich grössere toxische Wirkung durch den Pestizideinsatz entstand. Dies war hauptsächlich auf den breiteren Einsatz von Atrazin im Maisanbau zurückzuführen. Die toxischen Wirkungen, die nicht von Pestiziden stammten, waren hingegen bei allen Systemen weitgehend ähnlich.

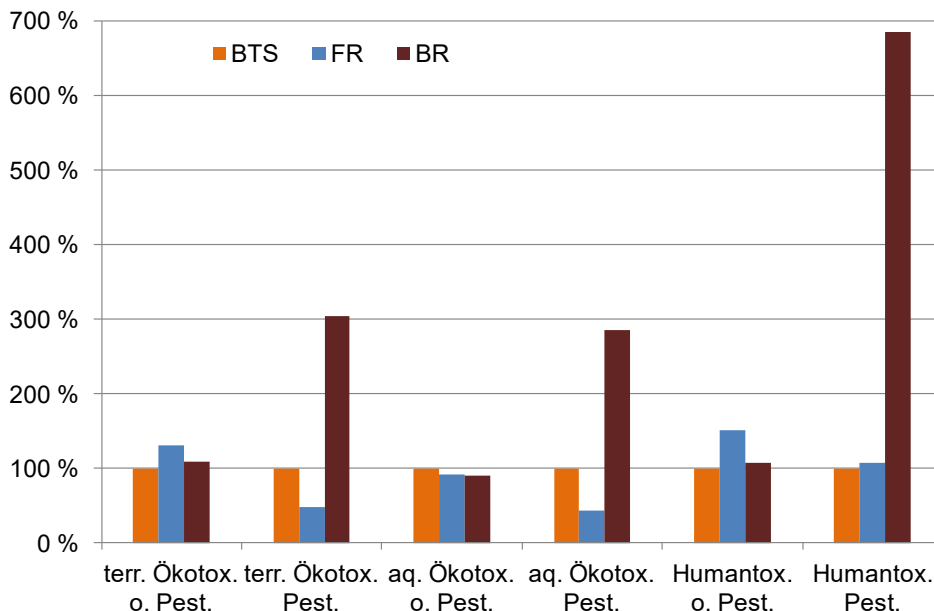


Abbildung 45: Umweltwirkungen pro kg LG (Stufe Hoftor) im Bereich Schadstoffmanagement der Pouletproduktionssysteme Schweiz (BTS), Frankreich (FR), und Brasilien (BR).

5.6. Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Pouletmast

5.6.1. Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Schweiz

Wie bei Rind- und Schweinefleisch machte auch bei der Produktion von Geflügelfleisch die Tierproduktion den weitaus grössten Anteil der Umweltwirkungen aus (Abbildung 46). Die Unterschiede zwischen den Systemen wurden von den Unterschieden bei der Tierproduktion bestimmt (siehe Kapitel 5.4). Den grössten Einfluss hatten die nachgelagerten Prozesse beim nicht-erneuerbaren Energiebedarf, mit einem Anteil von etwa 30 %. Bei Treibhauspotenzial, Ozonbildung und Humantoxizität waren es etwa 14 %, bei allen übrigen Umweltwirkungen lagen die Werte unter 10 %.

Es muss auch beachtet werden, dass die Ausbeute an verkaufsfertigem Fleisch pro kg Lebendgewicht bei den Systemen BTS Raus und Bio geringer war als bei BTS. Daher werden die Umweltwirkungen bei der Auswertung pro kg verkaufsfertiges Fleisch bei diesen Systemen einer geringeren Menge Fleisch zugerechnet. Im Vergleich zum System BTS werden die Umweltwirkungen der Tierproduktion bei BTS Raus und Bio somit höher.

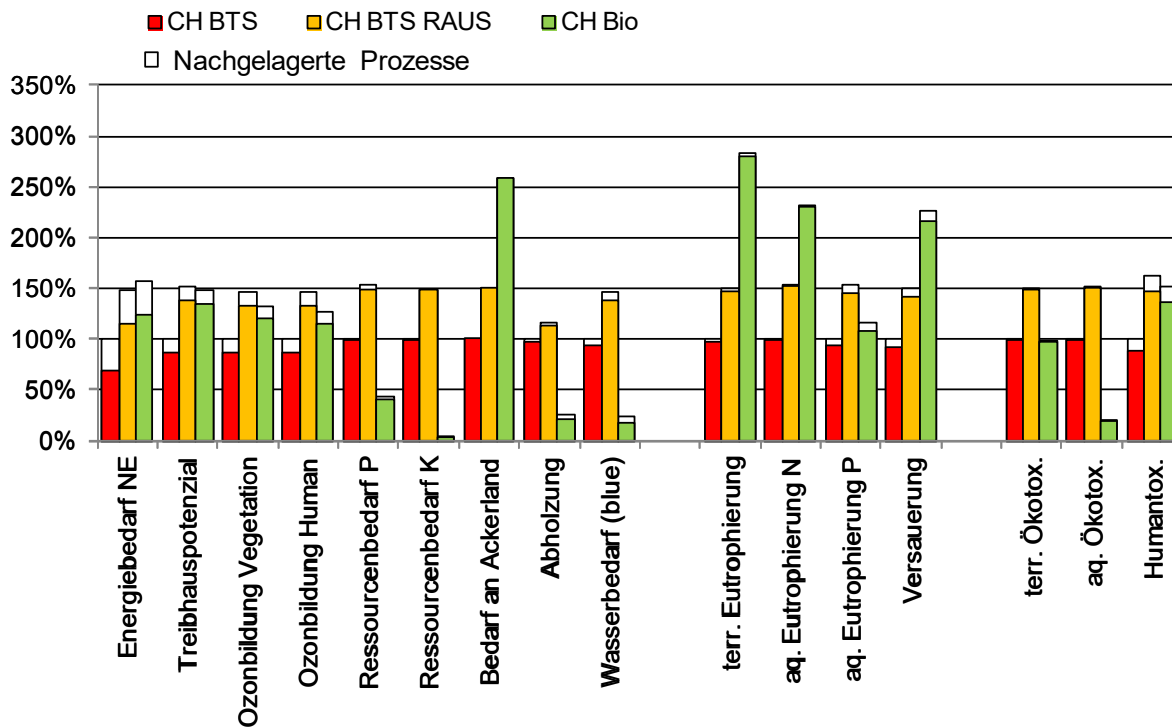


Abbildung 46: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Geflügelfleischproduktion Schweiz (Stufe Verkaufsstelle, 100 % = BTS).

Die Einflussfaktoren innerhalb der nachgelagerten Stufen waren ähnlich wie bei der Produktion von Rind- und Schweinefleisch. Bei den allen Umweltwirkungen hatten Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung den grössten Anteil (Abbildung 47).

Betrachtet man nur Schlachthof, Verarbeitung und Verpackung hatte der Energieeinsatz den grössten Stellenwert. Bei Energiebedarf NE, Treibhauspotenzial und Ozonbildung spielte auch das Verpackungsmaterial eine grosse Rolle (Abbildung 48).

Es muss beachtet werden, dass sich die absoluten Werte bei vielen Kategorien, besonders bei Nährstoffmanagement und Schadstoffmanagement auf sehr niedrigem Niveau bewegen. Die hohen Anteile z.B. Reinigungsmitteln bei Ressourcenbedarf oder Abwasserreinigung bei Nährstoffmanagement dürfen nicht überbewertet werden.

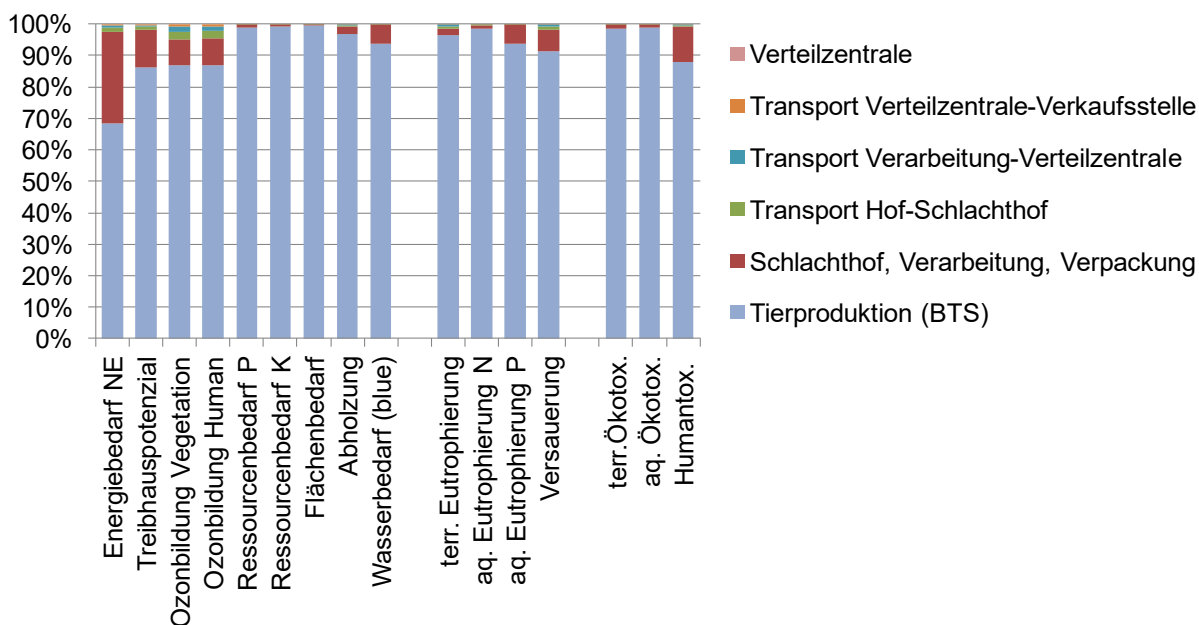


Abbildung 47: Anteile der Tierproduktion und der nachgelagerten Prozesse an den Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle) in der Geflügelproduktion (BTS) Schweiz.

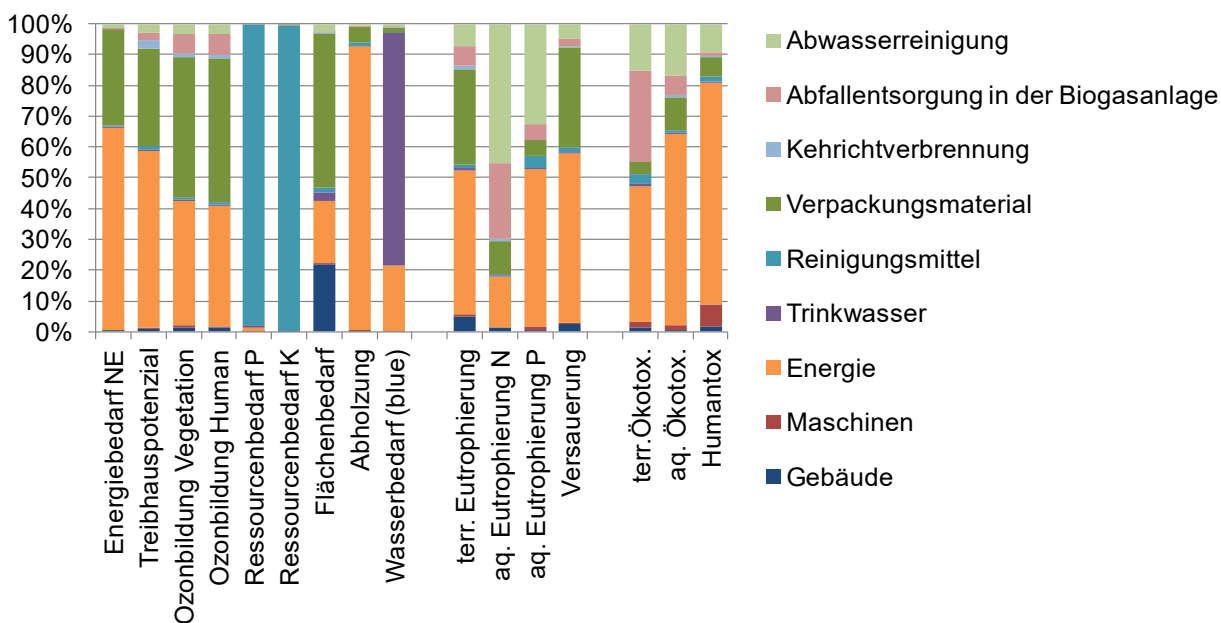


Abbildung 48: Anteile der verschiedenen Inputs und Entsorgungsprozesse an den Umweltwirkungen von Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung der Schweizer Geflügelfleischproduktion.

5.6.2. Gesamtübersicht und nachgelagerte Prozesse Ausland

Die Geflügelfleischproduktion in der Schweiz wurde mit Importen aus Frankreich und aus Brasilien (per Schiff) verglichen. Auch bei den Importen machte die Tierproduktion bei allen Umweltwirkungen den grössten Anteil aus. Die Umweltwirkungen der nachgelagerten Prozesse waren beim importieren Fleisch etwas höher. Der Anteil der nachgelagerten Prozesse betrug bei den Importen aus Brasilien bis zu 37 %. Am meisten machten sie bei Wasserbedarf (blue), Energiebedarf NE, Treibhauspotenzial, Ozonbildung und Humantoxizität aus.

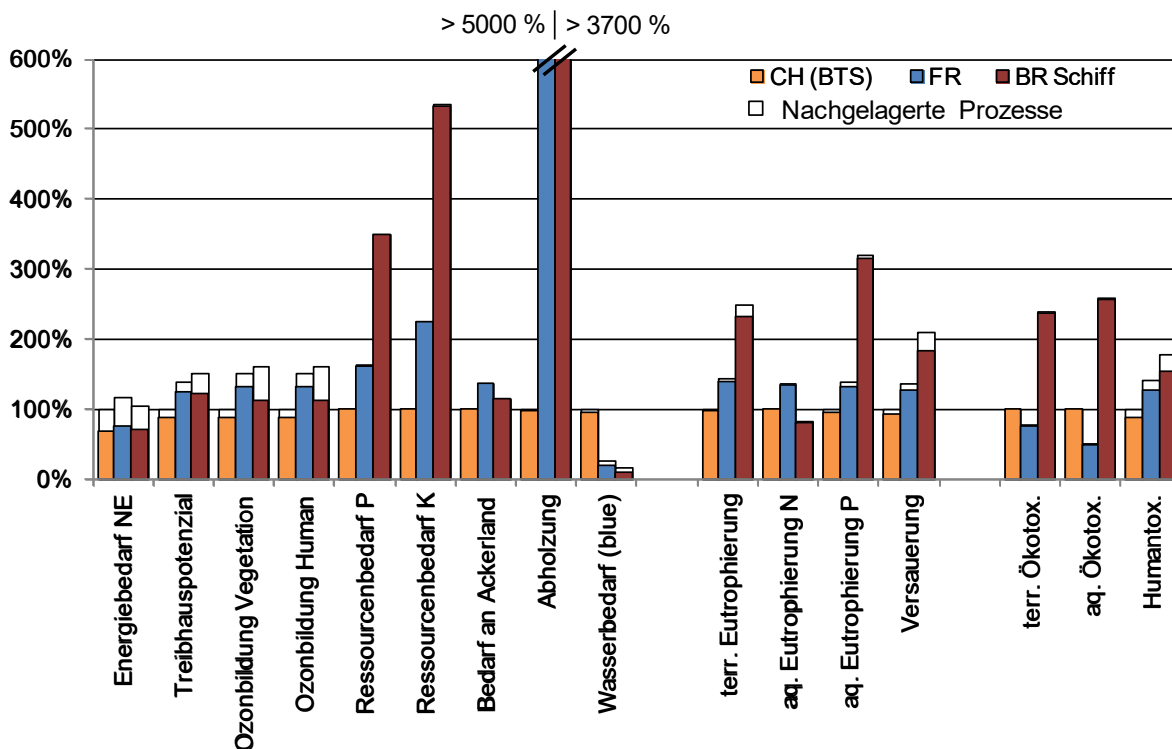


Abbildung 49: Umweltwirkungen der untersuchten Systeme Geflügelfleischproduktion Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (BR Schiff) pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle. 100 % = CH BTS).

Die höheren Umweltwirkungen der nachgelagerten Stufen bei den Importen wurden vor allem durch die längeren Transportdistanzen verursacht. Abbildung 50 zeigt dies am Beispiel des Treibhauspotenzials. Bei Fleisch aus der Schweiz waren Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung innerhalb der nachgelagerten Prozesse am wichtigsten, während die Transporte nur eine kleine Rolle spielten. Durch die längeren Distanzen waren die Werte beim Import aus Frankreich höher. Beim Import aus Brasilien waren die Werte durch den Transport dem Schiff und die längeren Transporte mit dem LKW in Europa und Brasilien nochmals höher.

Bei Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung in der Schweiz wird zudem der Stromverbrauch (Schweizer Strommix) von Coop durch den Erwerb von RECS-Zertifikaten für Wasserstrom aus dem EU-Raum kompensiert (siehe auch Kapitel 3.7.2).

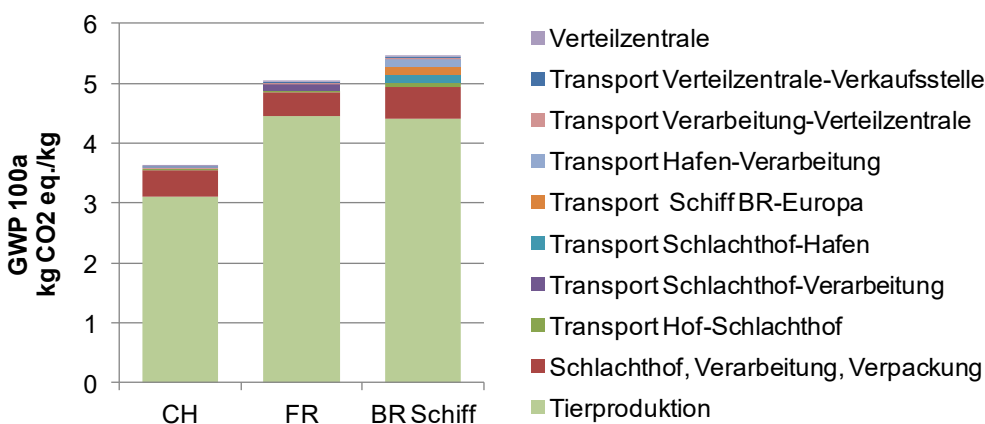


Abbildung 50: Treibhauspotenzial pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle) der untersuchten Systeme Geflügelfleischproduktion Schweiz (CH BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (BR, Schiff).

5.7. Diskussion Pouletmast

5.7.3. Gesamtübersicht und nachgelagerte Stufen

Auch bei Geflügelfleisch ist der Anteil der nachgelagerten Prozesse an den gesamten Umweltwirkungen bis zum Verkaufsstelle relativ gering. Im Vergleich zu Rind- und Schweinefleisch ist der relative Anteil allerdings etwas höher, da die absoluten Werte der Umweltwirkungen im Bereich der Landwirtschaft (ausgedrückt pro kg LG) bei Geflügel geringer sind, während die absoluten Werte für die nachgelagerten Stufen ähnlich sind. Trotzdem bleibt der Anteil der Umweltwirkungen, die bei der Pouletmast entstehen, zentral.

Wie bei Rind- und Schweinefleisch ist der wichtigste Faktor innerhalb der nachgelagerten Prozesse Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung, wobei Energieverbrauch, Wasserverbrauch und Verpackungsmaterial die grössten Beiträge zu den Umweltwirkungen lieferten.

Andere Studien kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Roy *et al.* (2012) und Foster *et al.* (2006) fanden ebenfalls, dass die nachgelagerten Prozesse (Schlachtung, Verpackung und Transport) beim Treibhauspotenzial im Vergleich zur Tierproduktion eine untergeordnete Rolle spielen.

5.7.4. Stufe Landwirtschaft

Die wichtigste Rolle für die Umweltwirkungen der Fleischproduktion spielte bei Geflügel die Futtermittelverwertung. Die Produktion der Futtermittel hatte den weitaus grössten Einfluss auf alle Umweltwirkungen. Daher verbesserte die möglichst effiziente Nutzung dieses Inputs die Ergebnisse stark. Besonders deutlich wurde dies beim Vergleich der Systeme BTS und BTS RAUS. Diese Systeme unterschieden sich nicht in der Rationszusammenstellung, jedoch deutlich in den Leistungsparametern. Dieser Unterschied war weniger auf die Haltungsbedingungen zurückzuführen, sondern in erste Linie auf die Verwendung von langsamer wachsenden Hybriden für die längere Mastdauer bei der Produktion nach RAUS-Kriterien. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Prudêncio da Silva *et al.* (2010b), die konventionelle Pouletmast und Label-Produktion (Label Rouge) in Frankreich verglichen. Bei den deutlich langsamer und weniger intensiv gemästeten Label-Poulets waren die Umweltwirkungen zwischen 27 und 73 % höher als bei der konventionellen Mast. Williams *et al.* (2006) verglichen ebenfalls verschiedene Pouletmastsysteme und fanden zwischen 15 und 33 % höhere Umweltwirkungen bei Freilaufsystemen im Vergleich zur konventionellen Haltung. Bei Baumgartner *et al.* (2008), die eine 41-tägige und eine 60-tägige Mast mit leicht abgeänderten Rationen verglichen, waren die Vorzüge der schnelleren Mast allerdings nicht klar ersichtlich, hier waren etliche Umweltwirkungen bei der langsameren Mast geringer als in der Intensivvariante (Treibhauspotenzial: weniger Soja in der Ration für 60 Masttage, daher weniger Emissionen aus Landnutzungsänderungen; Versauerungspotenzial: weniger Rohprotein in der Ration für 60 Masttage, daher geringere Ammoniakemissionen in den Exkrementen).

Generell fanden sich relativ wenige umfassende LCA-Studien, um die hier gefundenen Ergebnisse für die Geflügelproduktion einzuordnen. Dazu kamen teilweise noch erhebliche Unterschiede in der methodischen Vorgehensweise der Studien, die eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zusätzlich erschwerten. Dies betraf insbesondere die Wahl der funktionellen Einheit, der Systemgrenzen und der benutzten Modelle.

Für den Energiebedarf fanden Williams *et al.* (2006) Werte für den Primärenergieverbrauch von 8,4 (konventionell), 10,2 (Freilaufhaltung) und 11,1 (biologisch) MJ je kg LG. Diese Werte liegen deutlich unter den in dieser Studie gefundenen Werten für den Energiebedarf von 17,3 bis 26,9 MJ je kg LG. Katajajuuri (2011) errechnete 42,3 MJ je kg mariniertes und tiefgekühltes Filet. Dies lag in etwa in der Grössenordnung des hier berechneten Wertes inklusive aller nachgelagerten Prozesse, wobei in dieser Studie noch Knochen für die Berechnung des Geflügelfleischs eingeschlossen wurden. Prudêncio da Silva *et al.* (2010b) fanden Werte von 27 bis 35 MJ-Äq./kg LG für konventionelle Geflügelmast und 60 MJ-Äq./kg LG für Label-Rouge-Produktion.

Das Treibhauspotential für die Produktion von Pouletfleisch lag in dieser Studie im Bereich von 1,6 bis 2,3 kg CO₂-Äq. je kg LG und damit in etwa in der gleichen Grössenordnung wie bei Prudêncio da Silva *et al.* (2010b) und Williams *et al.* (2006), die Werte von 1,7 bis 3,3 bzw. 4,6 bis 6,7 kg CO₂-Äq. je kg SG fanden. Einen wichtigen Einflussfaktor auf die Unterschiede in dieser Umweltkategorie hatte die Frage, ob

und in welcher Form Emissionen aus Landnutzungsänderungen (insbesondere für die Sojaproduktion) eingeschlossen wurden. Leip *et al.* (2010) gaben in ihrer Studie zum Treibhauspotenzial der Geflügelfleischproduktion einen mittleren Wert für die EU-27-Länder von 3,9 kg CO₂-Äq. an, wobei die Autoren den Einfluss von Landumwandlung (auch von Gras- in Ackerland) hervorhoben.

Generell war gerade für den Bereich Ressourcenmanagement die Produktivität der Systeme von grosser Bedeutung. Dies wurde besonders bei den Ergebnissen für die Pouletproduktion deutlich, da die Produktionsweise sehr stark standardisiert ist und sich in vielerlei Hinsicht praktisch kaum unterschied (z. B. hinsichtlich Verfahren und Verfahrenstechnik oder Genetik). Konnte nun durch Management- oder Futteroptimierung die Produktivität (z. B. bessere Futtermittelverwertung) gesteigert werden, sanken damit auch die Umweltwirkungen, die bei Herstellung der Inputs entstehen. Im Gegenzug allerdings konnte eine Produktionsweise wie die nach den RAUS-Kriterien, die erhöhte Tierschutzstandards anstrebt und bewusst auf geringere Zunahmen als Qualitätsmerkmal setzt und damit auch auf ein mögliches Produktivitätspotenzial verzichtet, die höheren Umweltwirkungen pro Produkteinheit nicht kompensieren.

Im Bereich Nährstoffmanagement war der weitaus grösste Teil der Umweltwirkungen durch die pflanzenbaulichen Aktivitäten für die Futterproduktion bestimmt (siehe Abbildung 40 und Abbildung 44). Dabei waren verschiedene Stoffe zentral für die Entstehung der Umweltwirkungen. Bei der terrestrischen Eutrophierung war Ammoniak die wesentliche Einflussgrösse. Die in dieser Untersuchung festgestellten Unterschiede beruhten im Wesentlichen auf der Futtermittelproduktion, allerdings haben sie zwei verschiedene Ursachen. Die vergleichsweise höheren Umweltwirkungen bei BIO stammten von den Ammoniakemissionen, die bei der Anwendung von Wirtschaftsdüngern frei wurden. Da im Biolandbau die Düngung im Ackerbau über Mineraldünger nicht möglich ist, wird hier relativ mehr Wirtschaftsdünger als in der konventionellen Pflanzenproduktion eingesetzt. Die höheren Ammoniakemissionen pro ausgebrachter N-Einheit in den brasilianischen Systemen hingegen beruhten nicht auf Wirtschaftsdüngereinsatz, sondern vor allem auf der Verwendung von Harnstoff als Mineraldünger, der bei der Anwendung höhere Ammoniakemissionen verursacht als die in Europa gängigeren Stickstoffdünger. Die höheren Ammoniakemissionen bei biologischer Produktionsweise bestätigten auch Williams *et al.* (2006). Zusätzlich dazu stammte ein nicht unerheblicher Anteil der Ammoniakemissionen aus dem anfallenden Geflügelmist. Hier könnte ein unterschiedlich hohes N-Niveau aufgrund der Futterrationen ebenfalls eine Rolle spielen.

Für die aquatische Eutrophierung waren die Verluste von Stickstoff- (v.a. Nitrat) bzw. Phosphorverbindungen (sowohl Phosphat als auch elementarer Phosphor) in Gewässer verantwortlich. Deren Ausmass hängt von mehreren Faktoren ab und ist nur teilweise durch die Wirtschaftsweise oder bewusste Entscheidungen der LandwirtInnen beeinflussbar. Eine höhere P- und K-Düngung in Brasilien ist möglicherweise durch die Bodenbedingungen notwendig, führte aber in der Ökobilanz zu erhöhten Werten der aquatischen Eutrophierung P (ebenso zu erhöhtem Verbrauch dieser Ressourcen, siehe Abbildung 41). Ähnliches galt zum Teil für die Nitratauswaschung, deren Ausmass auch von klimatischen Bedingungen abhängig ist. Allerdings gibt es hier innerhalb der landwirtschaftlichen Praxis mehr Möglichkeiten, um Nitratauswaschung zu reduzieren.

Die biologische Produktion erreichte im Bereich Schadstoffmanagement durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel geringere Umweltwirkungen. Für die toxischen Wirkungen, die nicht durch Pestizide verursacht wurden, gab es jedoch keine bedeutsamen Unterschiede zwischen den Systemen. Tendenziell schnitten die RAUS- und die BIO-Varianten etwas schlechter aufgrund der niedrigeren Futtermittelverwertung ab. Der Vergleich mit der ausländischen Produktion bestätigte, was sich auch schon bei den anderen Tierarten (Kapitel 3 und 4) gezeigt hatte: Bei konventioneller Produktion entstehen durch die Auswahl der eingesetzten Wirkstoffe im Anbau der Futtermittel grosse Unterschiede in den toxischen Wirkungen, die die Ergebnisse der Fleischproduktion bestimmen.

Die Systeme der Pouletmast unterschieden sich zusammenfassend durch zwei wesentliche Aspekte: die Futtermittelproduktion und die Futtermittelverwertung. Die für die konventionellen Systeme gefundenen Ergebnisse waren auf andere Produktionsländer relativ gut übertragbar, was die Produktionsverfahren und die entscheidenden Produktionsparameter betrifft. Tabelle 40 zeigt für Deutschland weitgehend ähnliche Kennzahlen. Das Leistungsniveau in der spezialisierten Pouletmast unterscheidet sich kaum zwischen den Ländern. Entscheidend für die Umweltwirkungen des produzierten Pouletfleisches sind somit die

Umweltwirkungen in der Futtermittelproduktion, die sich je nach den eingesetzten Komponenten und Herkünften der Futtermittel mehr oder weniger stark unterscheiden. Nach den Erkenntnissen der hier untersuchten Varianten bei Geflügel- und Schweinefleisch scheinen aber grosse Unterschiede eher unwahrscheinlich. Am deutlichsten dürften Unterschiede durch den Einsatz verschiedener Pflanzenschutzmittel im Bereich des Schadstoffmanagements sichtbar werden, wobei bei diesen Kategorien auch die Unsicherheit am grössten ist (siehe Kapitel 6.3).

5.8. Ansatzpunkte für Verbesserungen Pouletmast

Die Ergebnisse für den Bereich Landwirtschaft zeigen, wo wesentliche Hot-Spots der Umweltwirkungen in der Geflügelfleischproduktion liegen. Grundsätzlich lassen sich dazu folgende Punkte festhalten, die sich auf drei Gebiete aufteilen: die Haltungstechnik, die eingesetzte Genetik und die Fütterung (Tabelle 45).

Optimierung im Bereich Haltungstechnik könnte bei einer verbesserten Energieeffizienz bei Stallheizung und Lüftung ansetzen. In dieser und in weiteren Studien (z. B. Pelletier, 2008; Leinonen *et al.*, 2012) konnte der bedeutende Anteil der Klimasteuerung am Energieaufwand gezeigt werden. Künftige Entwicklungen wie beispielsweise ökologischere Heiztechnologien oder die Nutzung von Abwärme aus anderen Prozessen (z. B. Biogasanlagen) ermöglichen erhebliche Verringerungen beim Energieverbrauch oder auch beim Treibhauspotenzial. Dazu tragen auch intelligente Lüftungssysteme bei. Eine weitere Möglichkeit bieten Systeme zur Wärmerückgewinnung. Diese sind auch gleichzeitig mit Systemen zur Abluftreinigung (Ammoniak- und Staubreduktion) kombinierbar und können somit zu verbesserten Haltungsbedingungen beitragen (Katajajuuri, 2011). Für die durch Ammoniakemissionen beeinflussten Umweltwirkungen könnten auch alternative Einstreumaterialien oder Zusätze beispielsweise durch bessere Nährstoffbindung im Mist Vorteile bringen

Die Weiterentwicklung bei den eingesetzten Masthybriden könnte ebenfalls einen Beitrag zur Minderung der Umweltwirkungen liefern. Der Trend zur Verbesserung von Gesundheitsmerkmalen, der vorwiegend aus dem Konsumentenbedürfnis nach gesundem und mit möglichst geringem Aufwand an Medikamenten produziertem Fleisch entstammt (Zerehdaran, 2005), dürfte über geringere Tierverluste in der Mast auch positive Wirkungen auf die Produktivität und damit auf die Umweltwirkungen der Pouletproduktion haben. Ebenso vermindert eine züchterische Verbesserung der Futtermittelverwertung die Umweltwirkungen, die durch die Produktion der Futtermittel dem Pouletfleisch zugerechnet werden. Wichtig ist dabei allerdings, auch andere Aspekte wie beispielsweise Tierwohl und fütterungstechnische Aspekte im Blick zu behalten, um antagonistische Effekte durch Zucht auf günstige Futtermittelverwertung zu vermeiden (Aggrey, 2010; Pelletier, 2010).

Die grössten und vielfältigsten Optimierungspotenziale bietet der Bereich Fütterung. Generell gilt es zu versuchen, die Umweltwirkungen der Pflanzenproduktion für die benötigten Futtermittel möglichst gering zu halten. Ansätze für Verbesserungen im Pflanzenbau gibt es vielerlei. Eine Diskussion findet sich z. B. in Nemecek *et al.* (2011a und b).

Bei der Rationsformulierung gilt es, bereits bestehende Konzepte wie Phasenfütterung und Anpassung des Aminosäurenmusters an den Bedarf der Tiere weiter zu entwickeln und noch konsequenter einzusetzen. Dies dient vor allem der Vermeidung von überhöhten Nährstoffinputs und -verlusten, und insbesondere der Verbesserungen der N- und P-Effizienz. Darüber hinaus können auch Futterzusatzstoffe die Verwertung von Nährstoffen verbessern und Emissionen reduzieren (Powers und Angel, 2008). Die Zulassung der Verfütterung von Schlachtnebenprodukten als Eiweisskomponente wäre ebenfalls eine denkbare Alternative. Deren Umsetzbarkeit und die Umweltwirkungen aus der Produktion mit solchen Rationen müsste aber detailliert analysiert werden.

Ebenso kann eine erweiterte Rationsplanung, die für die Erstellung der Rezepturen auch Umweltwirkungen der jeweiligen Futtermittel berücksichtigt, die Umweltwirkungen der Fütterung reduzieren. Voraussetzung dafür sind jedoch umfassende und detaillierte Kenntnisse über Produktionsweise der einzelnen Futtermittel, die in dieser Form bei weitem noch nicht verfügbar sind. Die Idee ist aber sehr vielversprechend.

Innerhalb der nachgelagerten Stufen waren die Prozesse Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung am der wichtigste Faktor, wobei Energieverbrauch, Wasserverbrauch und Verpackungsmaterial den grössten

Beitrag zu den Umweltwirkungen lieferten und somit die wichtigsten Ansatzpunkte sind. Verbesserungen könnten zum Beispiel durch den Einsatz erneuerbarer Energien erzielt werden.

Tabelle 45: Mögliche Verbesserungsmassnahmen in der Geflügelmast

| Fütterung | Haltungstechnik | Auswahl der Hybridlinien |
|---|---|---|
| Optimierung der pflanzlichen Produktion Berücksichtigung ökologischer Kriterien bei der Futtermittelauswahl Bedarfsangepasste Fütterung Einsatz von Futterzusatzstoffen (z. B. Phytasen, Probiotika, phytogene Substanzen) | Optimierung der Stallklimatisierung und -lüftung zur Verbesserung von Energieeffizienz und Emissionen Stalltechnik zur NH ₃ -Reduktion (z. B. Verbesserungen der Einstreumaterialien) | Hochhalten des Leistungsniveaus der Tiere durch Verbesserung der Tiergesundheit und der Futtermittelauswahl |

5.9. Literatur Pouletmast

- ABEF – Brasilianische Vereinigung der Geflügelproduzenten und Exporteure, 2010: Annual Report. <http://www.brazilianchicken.com.br/publicacoes/relatorio-anual-2010.pdf>, besucht am 14.02.2012.
- Aggrey, S.E., 2010: Modification of animals versus modification of the production environment to meet welfare needs. *Poultry Science*, 89(4): 852-854.
- Aviforum, 2006: Merkblätter für die Geflügelhaltung.
- Baudraz, F., 2009: Eier- und Geflügelproduktion – Entwicklungen international. Präsentation Agridea/Aviforum, 18.03.2009. www.aviforum.ch/downloads/International_Agridea_09_d.pdf, besucht am 03.11.2011.
- Baumgartner, D.U., de Baan, L. und Nemecek, T., 2008: European Grain Legumes – Environment-friendly Animal Feed? Life Cycle Assessment of Pork, Chicken Meat, Egg, and Milk Produktion. Report. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich.
- Bell Schweiz AG, 2011: persönliche Mitteilungen von Christoph Schatzmann.
- Bundesamt für Landwirtschaft – BLW, 2011: Agrarbericht 2011. Bundesamt für Landwirtschaft, Bern.
- Cederberg, C., Meyer, D. und Flysjö, A., 2009: Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. SIK Report No 792.
- Coop, 2011: persönliche Mitteilungen von Bruno Cabernard.
- Coop, 2012: persönliche Mitteilungen von Georg Weinhofer.
- Defra, 2008: Greenhouse Gas Impacts of Food Retailing. SID 5, FO405, Defra, London.
- DLG – Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft e.V., 2008: Haltung von Jungmasthühnern (Broiler, Masthähnchen). DLG-Merkblatt 347.
- Foster, C., Green, K., Bleda, M., Dewick, P., Evans, B., Flynn, A., Mylan, J., 2006: Environmental Impacts of Food Production and Consumption: A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Manchester Business School. Defra, London.
- GVFI International, 2011: persönliche Mitteilungen von Cornelia Gassner.
- IFA – International Fertilizer Industry Association, 2012: IFADATA – IFA database. www.fertilizer.org/%20ifa/HomePage/STATISTICS 16.02.2012.
- Katajajuuri, J.-M., 2011: Environmental impacts and improvement options of chicken meat production. In: KTBL (Hrsg.): Emissionen der Tierhaltung. KTBL-Schrift 491.
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., 2009a: Stand der Technik in der Junggeflügelmast. <http://www.ktbl.de/index.php?id=544>, besucht am 01.11.2011.
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., 2009b: Die Mastelertierhaltung. <http://www.ktbl.de/index.php?id=544>, besucht am 01.11.2011.

- Leinonen, I., Williams, A.G., Wiseman, J., Guy, J. und Kyriazakis, I., 2012: Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: Broiler production systems: *Poultry Production* 91: 8-25.
- Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S. und Biala, K., 2010: Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) – final report. European Commission, Joint Research Centre, Ispra.
- Nemecek, T., Huguenin, O., Dubois, D. und Gaillard, G., 2011a: Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, 104: 217-232.
- Nemecek, T., Huguenin, O., Dubois, D., Gaillard, G., Schaller, B. und Chervet, A., 2011b: Life cycle assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. *Agricultural Systems*, 104: 233-245.
- Pelletier, N., 2008: Environmental performance in the US broiler poultry sector: Life cycle energy use and greenhouse gas, ozone depleting, acidifying and eutrophying emissions. *Agricultural Systems* 98: 67-73.
- Pelletier, N., 2010. Breeding poultry for environmental performance: A life cycle-based supply chain perspective. Proceedings 9th World Congr. Genet. Appl. Livest. Prod., Paper 75, Leipzig, Germany, <http://www.kongressband.de/wcgalp2010/assets/pdf/0075.pdf>, besucht am 20.01.2012.
- Powers, W. und Angel, R., 2008: A Review of the Capacity for Nutritional Strategies to Address Environmental Challenges in Poultry Production. *Poultry Science* 87: 1929-1938.
- Proviande, 2010: Vom Poulet. http://www.schweizer-gefluegel.ch/uploads/media/Broschuere_Poulet.pdf, besucht am 01.11.2011.
- Prudêncio da Silva, V., 2011: Persönliche Mitteilungen.
- Prudêncio da Silva, V., van der Werf, H.M.G., Spies, A., Roberto Soares, S., 2010a: Variability in environmental impacts of Brazilian soybean according to crop production and transport scenarios. *Journal of Environmental Management* 91: 1831-1839.
- Prudêncio da Silva, V., van der Werf, H. und Soares, S., 2010b: LCA of French and Brazilian broiler poultry production systems. In: Notarnicola, B., Settanni, E., Tassielli und Giungato, P. (Hrsg.): Proceedings Icafood 2010, Bari, 475-480.
- Roy, P., Orikasa, T., Thammawong, M., Nakamura, N., Xu, Q., Shiina, T., 2012: Life cycle of meats: An opportunity to abate the greenhouse gas emission from meat industry in Japan. *Journal of Environmental Management*, 93: 218-224.
- Williams, A.G., Audsley, E. und Sandars, D.L., 2006: Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra.
- Zerehdaran, S., 2005: Genetic improvement for production and health traits in broilers. PhD thesis, Wageningen UR.
- Zweifel, R., 2012: Aviforum, persönliche Mitteilung.

6. Diskussion der angewandten Methodik

6.1. Untersuchte Aspekte

Die vorliegende Studie zeigt die Umweltwirkungen auf, welche mit der Produktion eines kg verkaufsfertigen Fleisches verbunden sind. Die Studie stellt also keine Gesamt-Nachhaltigkeitsbewertung dar, sondern beurteilt wesentliche Umweltaspekte, welche mit der Fleischproduktion verbunden sind. Dabei werden die durchschnittlichen Wirkungen aufgezeigt (attributiver Ansatz) und nicht die marginalen Effekte. Die Studie ist eine Produkt-Ökobilanz und macht keine generellen Aussagen über eine bestimmte Landbauform (wie z. B. Biolandbau) oder über die extensive/intensive Produktion generell. Das gleiche gilt für die Ebene Sektor Landwirtschaft oder für Forschungsfragen im Zusammenhang mit der optimalen Nutzung der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Schweiz.

Eine Übersicht über die berücksichtigten Umweltwirkungen ist in Kapitel 2.4 (SALCA) zu finden. Daneben gibt es noch weitere Umweltwirkungen, die im Rahmen dieser Studie aufgrund fehlender Methodik aber nicht behandelt wurden. Dies sind insbesondere die Bodenqualität sowie die Auswirkungen von Geruch und Lärm. Auch der Einsatz von Medikamenten in der Tierproduktion wurde nicht analysiert.

Weitere Aspekte, welche im Rahmen einer Gesamt-Nachhaltigkeitsanalyse der Tierproduktion berücksichtigt werden müssten, sind z. B. das Tierwohl, die Landschaftsästhetik und ökonomische Aspekte wie Kosten und Wirtschaftlichkeit. Bezüglich all dieser Aspekte bestehen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, welche diese Studie aufgrund ihrer Zielsetzung nicht dokumentiert.

Systemgrenze dieser Studie ist die Anlieferung an der Verkaufsstelle. Die Konsum- und End-of-Life-Phase (Entsorgungsprozesse und Recycling) ist also in den vorliegenden Resultaten nicht enthalten. Die Konsumphase beinhaltet den Transport, die Lagerung und die Zubereitung der Nahrungsmittel durch den Konsumenten sowie die Lebensmittelverluste im Haushalt. Es gibt nur wenige Studien, die diese Prozesse berücksichtigen. Da das Verhalten der Konsumenten sehr variabel ist, fallen die Ergebnisse je nach den Annahmen sehr unterschiedlich aus. Reinhardt *et al.* (2009) kommen zum Ergebnis, dass der Transport durch den Konsumenten mit dem Auto einen erheblichen Einfluss auf den nicht-erneuerbaren Energiebedarf hat, wenn der Konsument z. B. 5 km mit dem Auto fährt um 1 kg Rindfleisch zu kaufen. Geht man davon aus, dass grössere Mengen Lebensmittel gleichzeitig eingekauft werden, wird der Energieeinsatz pro kg Lebensmittel entsprechend geringer. Auch Foster *et al.* (2006) zeigen, dass die Konsumentenphase insbesondere die Zubereitung bedeutend sein kann und nach der Tierproduktion den zweitgrössten Beitrag zu Energiebedarf NE und Treibhauspotenzial leisten kann.

Für Fleisch aus dem Coop-Sortiment sind in der Konsumphase keine Unterschiede zwischen den Systemen zu erwarten. Die Berücksichtigung der Konsumphase würde allerdings zu einer Relativierung der Unterschiede zwischen den Systemen führen, da die absoluten Werte der Umweltwirkungen höher und die relativen Unterschiede somit geringer wären.

6.2. Repräsentativität

Die Daten für die Schweizer Rind- und Schweinemastssysteme beruhen auf Modellbetrieben, die Geflügelmastssysteme sowie die ausländischen Rind- und Schweinemastssysteme wurden anhand von Literatur- und Expertenangaben konstruiert. Es wurden also modellierte Systeme und keine realen Praxisbetriebe untersucht. Frühere Studien (siehe Hersener *et al.*, 2011) haben gezeigt, dass in der Praxis eine sehr grosse Variabilität zwischen den Betrieben herrscht. Die Variabilität zwischen den Betrieben desselben Typs ist oft sogar grösser als die Variabilität zwischen den verschiedenen Betriebstypen. Ein Vergleich der Modellbetriebe mit den realen Betrieben (unpublizierte Auswertung aus dem Projekt ZA-ÖB) bestätigte, dass die Modellbetriebe einen durchschnittlichen Betrieb jeweils relativ gut repräsentieren. Für den einzelnen Praxisbetrieb sind aber aufgrund der grossen Variabilität zwischen den Betrieben auch

grosse Abweichungen möglich, so dass sich die in dieser Studie gemachten Aussagen immer auf die durchschnittliche Situation beziehen und nicht auf einzelne Betriebe übertragen werden können.

Mit der vorliegenden Auswahl der Modellbetriebe sind für die Schweizer Rind- und Schweinemast sowohl die am häufigsten vorkommenden Betriebstypen (meist kombinierte Betriebe) als auch die jeweiligen Spezialisten erfasst. Insgesamt repräsentiert die Auswahl die auf Rind- bzw. Schweinefleischproduktion fokussierten Schweizer Betriebe. In der Schweinefleischproduktion stammt der grösste Teil der Produktion von spezialisierten Betrieben, hier repräsentieren die analysierten Modellbetriebe 97 % der Produktion aller schweinefleischproduzierenden Modellbetriebe, was rund 40 % der gesamtschweizerischen Produktion entspricht. Beim Rindfleisch sieht es anders aus, hier repräsentieren die spezialisierten Rindfleisch-Produzenten nur 64 % der Produktion aller rindfleischproduzierenden Modellbetriebe, was lediglich 28 % der Schweizer Rindfleischproduktion entspricht. Insbesondere Rindfleisch wird in der Schweiz also auch noch von vielen anderen Betriebstypen produziert, welche die Fleischproduktion nebenbei und nicht als Haupt-Betriebszweig betreiben. Pro Betrieb haben sie zwar nur einen kleinen Output, in der Summe produzieren sie aber doch einen wesentlichen Beitrag zur gesamtschweizerischen Rindfleischproduktion. Diese Betriebe wurden in der vorliegenden Studie aber nicht berücksichtigt. Für den Vergleich mit den ausländischen Systemen, wo auch von spezialisierten Systemen ausgegangen wird, macht die Konzentration auf spezialisierte Systeme auch für die Schweiz durchaus Sinn.

Nicht gegeben war diese Datengrundlage beim System Grossviehmast Bio (siehe Kapitel 3.1.5). Dieses System ist nur mit sehr wenigen Betrieben in der ZA vertreten, so dass es nicht möglich war aufgrund dieser Betriebe repräsentative Modellbetriebe mit einem praxisüblichen Tierbestand zu definieren. Die in dieser Studie präsentierten Resultate zur Grossviehmast Bio sollten deshalb nicht in ihrer absoluten Grösse betrachtet werden, sondern relativ im Vergleich zu den anderen Systemen. Auch sollte beachtet werden, dass die Unterschiede zwischen den Systemen Grossviehmast ÖLN und Grossviehmast Bio nicht nur auf der Landbauform, sondern auch auf der unterschiedlichen Höhenlage der Betriebe in diesen Systemen beruhen.

Ziel bei der Modellierung der ausländischen Systeme war es, soweit wie möglich die tatsächlichen länderspezifischen Unterschiede herauszuarbeiten. Falls keine Hinweise auf system- oder länderbedingte Unterschiede vorlagen, wurden bei Datenlücken die entsprechenden Schweizer Daten verwendet, um die Einführung nicht-systembedingter, sondern durch Datenunsicherheit hervorgerufener Unterschiede möglichst zu vermeiden.

Für die Pouletproduktion in der Schweiz wurden Daten der Produzenten der Bell Schweiz AG, Geschäftsbereich Geflügel übernommen und daraus Betriebe modelliert. Die Produktion erfolgt in sehr standardisierten Einheiten, so dass mit den modellierten Betrieben ein sehr genaues Bild der Bell-Geflügelproduktion erreicht wird. Die meisten Produktionsparameter unterscheiden sich nicht grundsätzlich von anderen Produzenten in der Schweiz, so dass die Ergebnisse auch die gesamte Schweizerische Pouletproduktion recht gut darstellen.

Auch international gesehen sind die Produktionsverfahren für Geflügel relativ standardisiert, so dass die hier berechneten Systeme für Brasilien und Frankreich die spezialisierte Mastpouleterzeugung in den jeweiligen Ländern bzw. in den industrialisierten Ländern allgemein gut abbilden sollten.

Die Signifikanz der Unterschiede konnte nicht beurteilt werden, da die Anzahl der untersuchten Modellbetriebe zu gering war für die Anwendung von Signifikanztests. Die stattdessen verwendete doppelte Standardabweichung gibt aber Hinweise auf die Bedeutung der berechneten Unterschiede (siehe auch Kapitel 6.4).

6.3. Diskussion Ökotoxizität

Im Bereich Ökotoxizität treten in dieser Studie zwei Aspekte in den Vordergrund, die einen bedeutenden Einfluss auf die Ergebnisse haben: Pestizide und Schwermetalle.

Die toxischen Wirkungen durch den Pestizideinsatz hängen einerseits von den eingesetzten Mengen ab und andererseits auch sehr stark von den verwendeten Wirkstoffen. Die Wirkungsfaktoren verschiedener

Pflanzenschutzmittel ausgedrückt pro ausgebrachte Menge unterscheiden sich häufig um Größenordnungen von mehreren Zehnerpotenzen. Das Geschehen im Bereich chemischer Pflanzenschutz ist sehr dynamisch und die eingesetzten Wirkstoffe und Aufwandmengen ändern sich im Lauf der Jahre aufgrund verschiedener Faktoren. Neben pflanzenbaulichen Aspekten führen auch Neuentwicklungen von Wirkstoffen und regulative Massnahmen zu neuen Kombinationen und Varianten im Pflanzenschutz. Diese geänderte Wirkstoffverwendung in den Kulturen beeinflusst die Ergebnisse für die Toxizitätsbewertung der pflanzlichen Produkte stark und hat, sofern diese als Futtermittel eingesetzt werden, auch grosse Auswirkungen auf die Ergebnisse der Fleischproduktion. Wie stark sich die Anwendung oder der Wegfall von PSM-Wirkstoffen auswirken kann, zeigt Abbildung 51, wo für die wichtigen Futtermittel Weizen, Gerste und Körnermais eine Aktualisierung der PSM-Wirkstoffe in den Produktionsinventaren durchgeführt und mit den originalen Ecoinvent-Datensätzen verglichen wurde. Diese Futtermittel hatten einen grossen Anteil an der Wirkung der Pestizide in den untersuchten Rationen. Es zeigte sich, dass durch die Weiterentwicklung im Bereich Pflanzenschutzmittelzulassung und -einsatz durch das Auslaufen von Zulassungen für kritische Wirkstoffe oder geringere Aufwandmengen Verbesserungen erzielt wurden. Besonders deutlich wurde dies bei Körnermais sichtbar, wo vor allem durch den Verzicht auf Atrazin ein deutlicher Rückgang der Toxizitätswirkung erreicht wurde. Diese Verbesserungen wirken sich auch direkt auf die Ökotoxizität der Fleischerzeugung aus, da die Futtermittelproduktion in diesem Bereich die weit grösste Bedeutung hat. Langfristig dürften durch die Entwicklung umweltschonenderer Pflanzenschutztechnik geringere Umweltwirkungen zu erwarten sein. Allerdings ist die Abschätzung der toxischen Wirkungen methodisch schwierig und auch die Datenverfügbarkeit nicht immer im erforderlichen Ausmass gegeben, so dass die Bewertung immer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet bleibt.

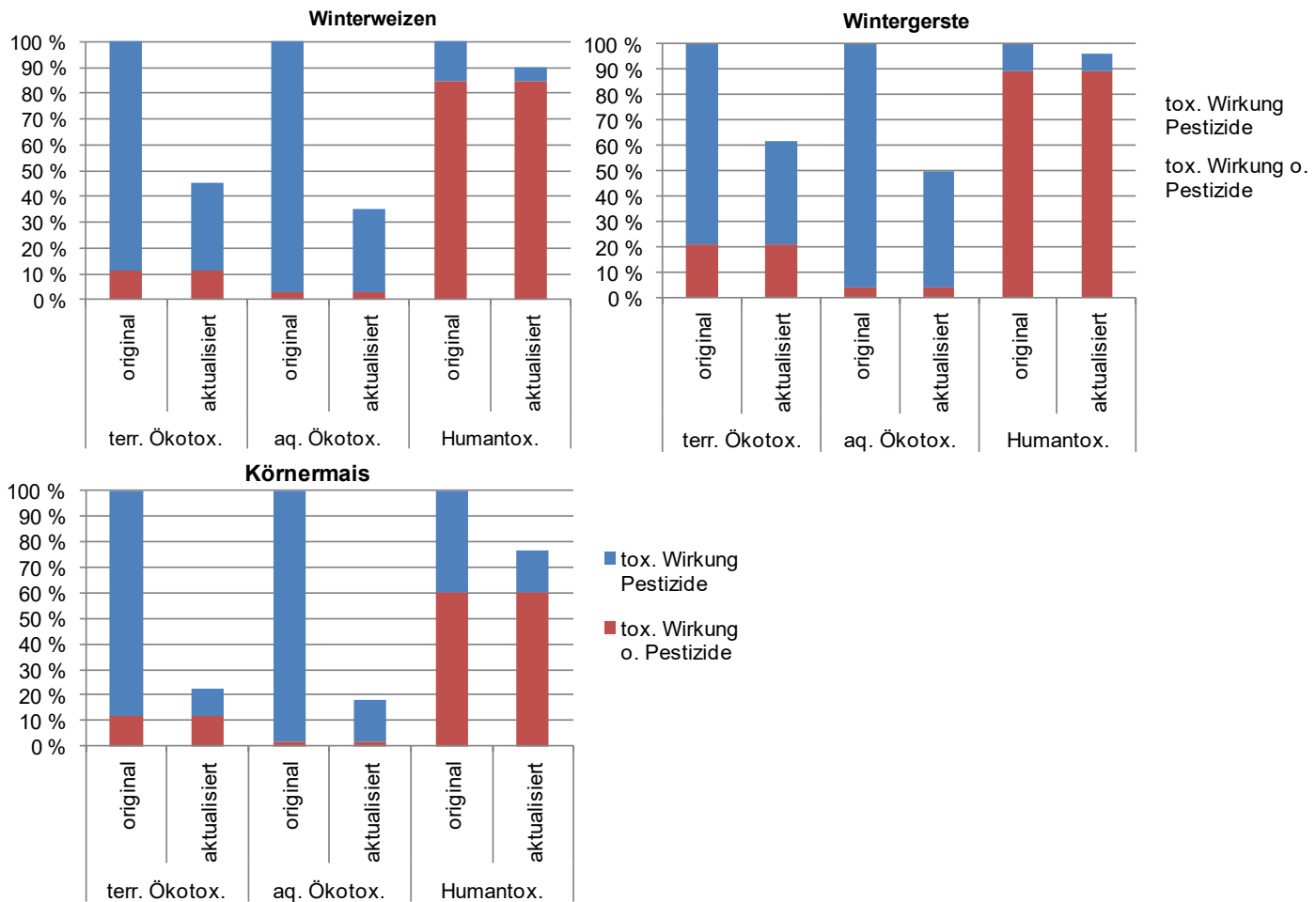


Abbildung 51: Umweltwirkungen im Bereich Schadstoffmanagement für die Futtermittel Winterweizen, Wintergerste und Körnermais mit Wirkstoffeinsatz gemäss der originalen Ecoinvent-Daten (original) und mit aktualisiertem Einsatz von PSM-Wirkstoffen (aktualisiert) (Quelle: AUM-Netzwerk Schweiz, Daten 2009-2010, S. Spycher ACW, persönliche Mitteilung, Januar 2012).

Ein weiterer wichtiger Punkt für die Analyse der toxischen Wirkungen sind Schwermetalle. Diese sind jedoch teilweise analytisch schwer zu erfassen (was z. B. bei Quecksilber der Fall ist wegen dessen Flüchtigkeit) und die Datenlage ist für verschiedene relevante landwirtschaftliche Prozesse (z. B. Schwermetallgehalte in Wirtschaftsdünger, Futter- und Betriebsmittel) häufig knapp oder mit grossen Streuungen (siehe Abbildung 52) behaftet. Der Vergleich neuer Messungen für Blei und Kupfer in Rindvieh-Vollgülle mit den von SALCA-Schwermetall verwendeten Werten zeigt zwar eine relativ gute Übereinstimmung mit dem Median der Messwerte, die gefundene Streuung der Schwermetallgehalte bleibt jedoch unberücksichtigt und für die anderen Schwermetalle liegen keine Messergebnisse vor.

In dieser Studie zeigten sich tendenziell höhere Werte für biologische wirtschaftende Systeme für die durch Schwermetalle hervorgerufene Toxizität. Dies ist in erster Linie auf die biologische Futtermittelproduktion zurückzuführen, da hier durch den Wirtschaftsdüngereinsatz ein grösseres Potenzial für Schwermetalleinträge besteht. Dabei kann derzeit aufgrund der grösseren Menge an eingesetztem Hofdünger ein höherer Schwermetalleintrag vermutet werden. Es liegen keine systematischen Studien über Unterschiede in den Schwermetallgehalten bei Wirtschaftsdünger aus konventionellen und biologischen Systemen vor. In der konventionellen Futtermittelproduktion mit Mineraldüngereinsatz werden im Übrigen andere Schwermetalle angereichert, welche vom Mineraldüngereinsatz herrühren.

Die Unterschiede in den Schwermetalleinträgen zwischen den ÖLN- und den Biosystemen sind zudem teilweise auch durch die in dieser Studie festgelegten Systemgrenzen bedingt (vgl. Abbildung 3 und Abbildung 4). Diese Wahl ist konsistent mit der Modellierung in der ecoinvent-Datenbank (ecoinvent Centre, 2007), welche in dieser Studie als Grundlage verwendet wurde sowie auch in wissenschaftlichen Publikationen (z. B. Nemecek *et al.*, 2011). Hierbei werden die Hofdünger als Nebenprodukte betrachtet,

welche im Pflanzenbau eingesetzt und dort sowohl zu positiven Wirkungen (Nährstoffwirkung, Ressourcenschonung, Humusbildung) als auch zu negativen Umweltwirkungen (Stickstoff- und Phosphor-Emissionen, Schwermetallfrachten) führen. Eine Alternative wäre, die Hofdünger als Abfälle zu betrachten, welche entsorgt werden müssten. Die Umweltbelastung wie auch die positiven Wirkungen würden dann vollständig der Tierhaltung zugerechnet. Umgekehrt dürften beim Anbau der zugekauften Futtermittel keine Wirkungen von Hofdüngern einbezogen werden. Somit würden die Wirkungen von Mineral- und Hofdüngern sehr unterschiedlich gehandhabt, was dazu führen würde, dass zum Beispiel die Ammoniakemissionen von mineralischen Stickstoff-Düngern im Mais berechnet würden, jene von Hofdüngern, welche auf dem gleichen Feld auftreten, hingegen nicht. Zudem müsste die gesamte Datengrundlage für Futtermittel überarbeitet werden. Unter Abwägung der Vor- und Nachteile beider Systemgrenzen, erscheint uns die in dieser Studie getroffene Wahl als die beste Lösung.

Allerdings kann die Wahl der Systemgrenze die Ergebnisse wie gesagt stark beeinflussen: Ginge auch die Ausbringung der Hofdünger vollständig zu Lasten bzw. zu Gunsten der Tierproduktion, wären die Unterschiede zwischen den beiden Landbauformen möglicherweise kleiner, da jeweils der ganze Hofdüngeranfall in Rechnung gestellt würde. Umgekehrt würde der Hofdünger-Einsatz bei zugekauften Futtermitteln nicht berücksichtigt. Mit den in dieser Studie gewählten Systemgrenzen hingegen spielt nur derjenige Teil der Ausbringung eine Rolle, welcher auf Futterflächen für die Tierproduktion geschieht. Dies führt vor allem bei der Schweinemast dazu, dass bei den ÖLN-Betrieben ein grosser Teil der Hofdüngerausbringung nicht der Mast angerechnet wird, da die meisten Hofdünger auf Grünflächen, welche nicht der Schweinemast dienen, ausgebracht werden. Die Biobetriebe hingegen sind auf den Einsatz von Hofdüngern auch auf Ackerflächen angewiesen, da sie keine mineralische Dünger verwenden dürfen. So wird ein grosserer Teil der Hofdüngerausbringung dem Mast-System angelastet.

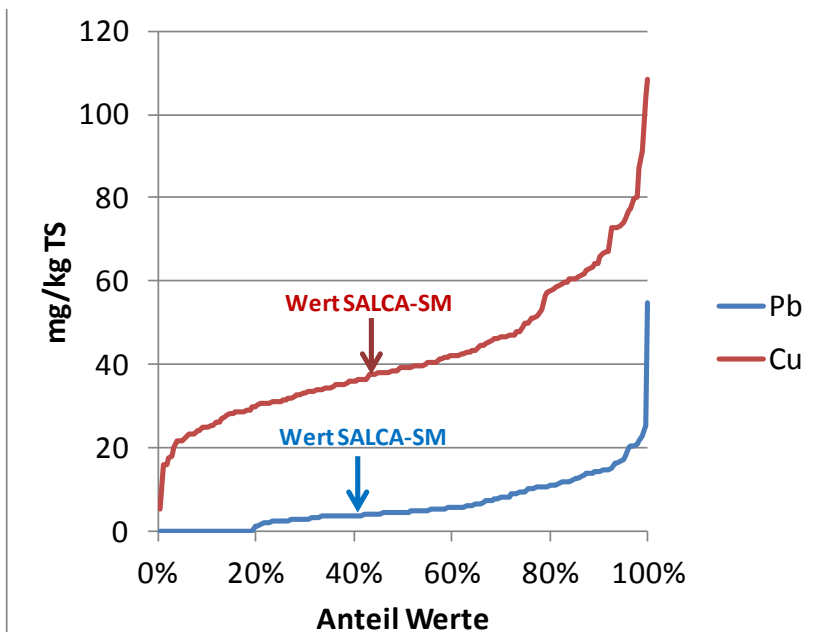


Abbildung 52: Streuung der Messwerte für Blei und Kupfer in Rindvieh-Vollgülle (Quelle: Erhebung auf 89 Betrieben 2010, pers. Mitteilung C. Bosshard, ART, Dezember 2011).

In Anbetracht der Unsicherheiten, die hinter der Schwermetallanalytik stehen, und der teilweise lückigen Datenlage sind die hier gefundenen Unterschiede bei den Ergebnissen mit Vorsicht zu betrachten und dürfen nicht als gesichert beurteilt werden.

6.4. Unsicherheitsanalyse

Ein wichtiger Teil der Interpretationsphase einer Ökobilanz ist die Analyse der Unsicherheiten in den Resultaten. Dies ist eine anspruchsvolle Aufgabe, da einerseits sehr viele Daten in eine Ökobilanz

einfließen und auf verschiedenen Stufen Unsicherheiten auf das System wirken, und es andererseits noch keine etablierte Standardmethode gibt, um alle auftretenden Unsicherheiten abschätzen zu können.

Unsicherheiten in der Ökobilanzberechnung entstehen primär auf zwei Stufen:

- Unsicherheit in den Eingangsparametern (Systembeschreibung)
- Unsicherheit in den Berechnungen (Modellierungen, Wirkungsabschätzungs-faktoren).

Um Unsicherheiten in der Systembeschreibung und den Produktionsparametern abzuschätzen, wurden in dieser Studie verschiedene Sensitivitätsanalysen vorgenommen. Dabei bezog sich die Untersuchung auf systemdefinierende Parameter wie die Allokationsfaktoren bezüglich Milch und Fleisch, Produktionsparameter mit bekannten Änderungen wie das Endgewicht bei der Mutterkuhhaltung und Produktionsparameter mit grosser Unsicherheit wie die Berücksichtigung der Landnutzungsänderung (alle Kapitel 3.8.2) und den Pestizideinsatz im Bereich Ökotoxizität (Kapitel 6.3). Die in der Studie gemachten Aussagen sind auch unter Berücksichtigung der erwähnten Sensitivitätsanalysen nach wie vor gültig. Die Grösse der einzelnen Umweltwirkungen kann sich jedoch je nach getroffenen Annahmen erheblich ändern. Dies muss bei der Interpretation der Resultate und bei der Definition der Verbesserungsmassnahmen berücksichtigt werden.

Eine weitere Unsicherheit entsteht durch die Variabilität der Betriebe innerhalb eines Systems. In dieser Studie wird diese Unsicherheit in einem gewissen Masse dadurch entschärft, dass mit den Modellbetrieben und den modellierten Systemen durchschnittliche Produktionsweisen betrachtet wurden. Zwischen den einzelnen Modellbetrieben, welche für die Schweizer Rinder- und Schweinemast analysiert wurden, bestehen beträchtliche Unterschiede in ihrer Umweltwirkung. Aufgrund der geringen Anzahl der analysierten Modellbetriebe kann die Signifikanz der Unterschiede zwischen den einzelnen Betrieben nicht mittels statistischen Tests geprüft werden. Um die Relevanz der Unterschiede trotzdem abzuschätzen, wurde jeweils die doppelte Standardabweichung betrachtet (siehe Abbildung 53, Beispiel Nährstoffmanagement Rindermast). In der doppelten Standardabweichung befinden sich, eine Normalverteilung der Zufallsgrössen vorausgesetzt, rund 95 % aller zu erwartenden Werte. Wenn sich die Bereiche der doppelten Standardabweichung zweier Systeme nicht überlappen, ist der Unterschied also mit 95 %-iger Sicherheit stabil. In dieser Studie wurde nur dann von einem deutlichen Unterschied zwischen den Systemen ausgegangen, wenn sich die Bereiche der doppelten Standardabweichung nicht überlappten. Sonst wurde von tendenziellen Unterschieden gesprochen.

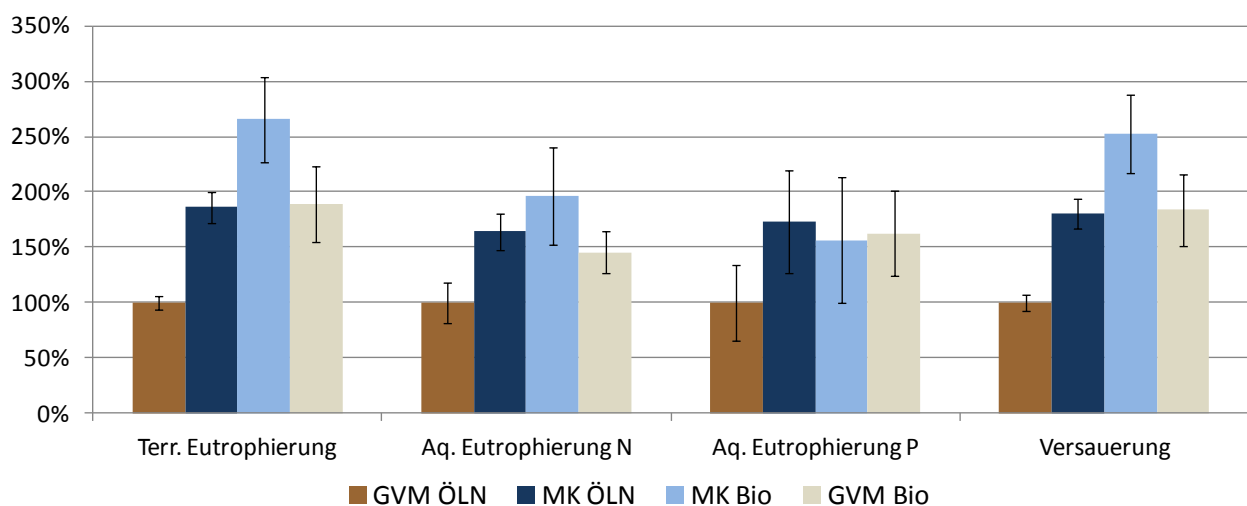


Abbildung 53: Vergleich der Schweizer Rindermastssysteme (Stufe Hoftor) im Bereich Nährstoffmanagement mit Angabe der doppelten Standardabweichung. Bei der aquatischen Eutrophierung P gibt es keine deutlichen Unterschiede zwischen den analysierten Systemen. In den anderen drei Umweltwirkungen unterscheidet sich das System GVM ÖLN deutlich von den übrigen drei untersuchten Systemen. Bei der terrestrischen Eutrophierung und der Versauerung ist zudem das System MK Bio deutlich höher als das System MK ÖLN.

Die Gültigkeit der Aussagen wurde dazu auch mittels einer Monte-Carlo-Analyse geprüft. Dabei werden die Parameter auf Stufe Sachbilanz, d. h. die Produktionsparameter sowie die berechneten direkten Emissionen, gemäss einer vorgegebenen Verteilung variiert. Bei jeder Variante wird für jede analysierte Umweltwirkung berechnet, ob ein bestimmtes System nun höher oder tiefer ist als ein anderes System. Ebenso wird für jede Umweltwirkung ihre Verteilung dargestellt. Die durchgeführten Monte-Carlo-Analysen bestätigten die Aussagen dieser Studie sowohl für die Schweizer Rinder- wie auch die Schweinemast.

Neben den Systemparametern können auch gewisse methodische Entscheidungen, wie etwa die Definition der Systemgrenzen und die Allokation zwischen ev. vorhandenen Koprodukten, einen grossen Einfluss auf die Resultate haben. Solche Entscheidungen können mittels Sensitivitätsanalysen untersucht und bei den Resultaten diskutiert werden. In dieser Studie spielt die Allokation zwischen verschiedenen Produkten hauptsächlich für die Rindermastsysteme eine Rolle, da in den Grossviehmastsystemen neben Fleisch auch noch Milch produziert wird, in den Mutterkuhsystemen hingegen nur Fleisch. Die Bedeutung der Wahl der Allokationsfaktoren für Milch und Fleisch auf die Resultate wird in Kapitel 3.8.2 diskutiert. Bei der Wahl der Systemgrenzen spielt in Fleischproduktionssystemen besonders die Aufteilung der Hofdünger (inklusive der entsprechenden Emissionen) zwischen Tier- und Pflanzenproduktion eine grosse Rolle. Dieser Aspekt wird am Beispiel der Ökotoxizität im Kapitel 6.3 diskutiert.

Am schwierigsten abzuschätzen ist die Unsicherheit in den angewandten Methoden, d. h. die Unsicherheit in den verwendeten Wirkungsabschätzungsfaktoren. Hier gibt es keine standardisierte Methode, um diese Unsicherheit zu qualifizieren. Die Aussagen in der Studie sind jedoch auch gültig, wenn man andere Ökobilanzmethoden wie Recipe oder UBP auf Stufe mid-point anwendet. Eine Ausnahme bildet der Bereich Ökotoxizität, wo je nach verwendeter Methode die Resultate unterschiedlich ausfallen. Die Unsicherheit im Bereich Ökotoxizität wurde in Kapitel 6.3 diskutiert.

6.5. Literatur

- ecoinvent Centre, 2007: ecoinvent Data - The Life Cycle Inventory Data. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, ISBN 3-905594-38-2, verfügbar unter www.ecoinvent.org.
- Foster, C., Green, K., Bleda, M., Dewick, P., Evans, B., Flynn, A. und Mylan, J., 2006: Environmental Impacts of Food Production and Consumption: A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Manchester Business School. Defra, London.
- Hersener *et al.*, 2011: Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betriebe (ZA-ÖB). Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich/Ettenhausen.
- Nemecek, T., Huguenin, O., Dubois, D. und Gaillard, G., 2011: Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming. *Agricultural Systems*, 104: 217-232.
- Reinhardt, G., Gärtner, S., Münch, J. und Häfele, S., 2009: Ökologische Optimierung regional erzeugter Lebensmittel: Energie- und Klimabilanzen. ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, Heidelberg.

7. Schlussfolgerungen

7.1. Wichtige Einflussfaktoren und Verbesserungsmassnahmen

In allen untersuchten Systemen werden die Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertigem Fleisch durch die landwirtschaftliche Produktion dominiert. Es ist daher entscheidend, **wie** produziert wird, und weniger **wo**. Eine Ausnahme bilden Flugtransporte, diese können gewisse Umweltwirkungen wie den nicht-erneuerbaren Energiebedarf und die Humantoxizität deutlich erhöhen. Flugtransporte sollten deshalb generell vermieden werden. Entweder können sie direkt durch Schiffstransporte ersetzt werden, oder es müssen andere Herkunftsländer gesucht werden, damit dies möglich ist.

Ein weiterer wichtiger Faktor innerhalb der nachgelagerten Stufen sind die Prozesse Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung wobei vor allem der Energieverbrauch, der Wasserverbrauch und das Verpackungsmaterial grosse Beiträge zu den Umweltwirkungen leisten. Verbesserungen wie beispielsweise ressourceneffizientere Techniken oder der Einsatz erneuerbarer Energien könnten hier wichtige Ansatzpunkte sein.

Innerhalb der landwirtschaftlichen Produktion gibt es drei entscheidende Faktoren:

- Systemgestaltung (Ko-Produkte, verwendete Genetik, Tierhaltung)
- Effizienz des Systems (Futtermittelverwertung, Ausbeute und Verluste auf allen Stufen)
- Zusammensetzung der Futtermittel und Produktion der Futter-Komponenten

Die Systemgestaltung bei der Geflügel- und Schweineproduktion ist über alle Systeme stark normiert und relativ ähnlich. Beim Geflügel gibt es einzig Unterschiede in der verwendeten Genetik, was sich auch in den Resultaten zeigt: Die langsamer wachsenden Tiere im System BTS RAUS haben durchwegs höhere Umweltwirkungen als die schneller wachsenden Tiere in BTS-System. Der Zugang zur Geflügelweide oder die geringere Besatzdichte haben nur marginalen Einfluss auf die Umweltwirkungen.

Bei der Schweinemast ist dies anders: Dort wird in allen Systemen die gleiche Genetik verwendet und die tierischen Leistungen sind relativ ähnlich, wodurch sich die Umweltwirkungen zwischen dem ÖLN und dem ÖLNetho-System praktisch nicht unterscheiden. Es ist also möglich, tierfreundliche Systeme ohne wesentlichen Einfluss auf die Umweltwirkungen zu betreiben. Einzig der Auslauf im ÖLNetho- und Bio-System führt zu erhöhten Ammoniakemissionen. Diese lassen sich aber durch technische Massnahmen sowohl im Stall- und Auslaufbereich wirkungsvoll reduzieren. Zudem bestehen auch bei der Ausbringung der Hofdünger noch Reduktionspotenziale.

Bei der Rindermast sind im Gegensatz zu Monogastriern grundsätzlich verschiedene Systeme möglich: Grossviehmast und Mutterkuhhaltung. Da bei der Grossviehmast die Mastkälber aus der Milchproduktion stammen, geht ein Grossteil der Umweltwirkungen des Muttertiers zu Lasten der Milchproduktion, während beim Mutterkuhsystem die gesamte Umweltwirkung der Mutterkuh der Fleischproduktion angerechnet wird. Dadurch sind die Umweltwirkungen pro kg Fleisch aus der Mutterkuhhaltung in vielen Kategorien erhöht. Die extensive Haltung der Mutterkühe konnte aber zumindest einen Teil dieses systembedingten Unterschieds ausgleichen, so z. B. beim Energiebedarf NE. Auch bestand der Flächenbedarf in der Mutterkuhhaltung hauptsächlich aus Grünland, dessen Nutzung einen wertvollen Beitrag zur Erhaltung von extensiven Wiesen und Weiden leisten kann und das im Gegensatz zu Ackerland nicht in direkter Konkurrenz zur pflanzlichen Nahrungsmittelproduktion steht. Bei der Systemgestaltung von Rindviehmastsystemen ist es deshalb wichtig, dass man sich genaue Vorstellungen macht über die Ziele, welche mit einem System erreicht werden sollten und das System dann dementsprechend ausgestaltet. Inwiefern sich die Umweltwirkungen der Mutterkuhhaltung weiter optimieren liessen, müsste in einer separaten Analyse untersucht werden.

Bezüglich Biodiversität hat sich gezeigt, dass es einen klaren Zielkonflikt zwischen hoher Biodiversität und maximaler Produktion gibt. Dies sollte bei der Zieldefinierung eines Systems berücksichtigt werden: Ist die Biodiversität ein wichtiges Ziel, ist darauf zu achten, dass für die Biodiversität wertvolle Flächen identifiziert und dementsprechend bewirtschaftet werden.

Die Effizienz eines Systems über die ganze Kette wird massgeblich durch die Ausbeute und den Verlust auf den einzelnen Stufen bestimmt.

Durch den grossen Stellenwert der Tierproduktion bei allen Umweltwirkungen sind die Ausbeute und der Verlust nach der landwirtschaftlichen Phase ein sehr wichtiger Faktor für die Umweltwirkungen auf Stufe Lader. Bei Rindfleisch wird z. B. pro 100 kg Lebendgewicht etwa 35 kg verkaufsfertiges Fleisch erzeugt. Die Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertigem Fleisch sind entsprechend etwa dreimal höher als pro kg Lebendgewicht. Es kann hingegen davon ausgegangen werden, dass die Verluste vom Hof bis zur Anlieferung bei der Verkaufsstelle gering sind.

Verluste auf Stufe Landwirtschaft entstehen bei der Produktion der Futtermittel (z. B. durch Schädlinge, Krankheiten und Unkräuter), bei der Futterernte bzw. beim Weidegang, bei der Futterkonservierung, in der Tierhaltung (durch Krankheit, Mortalität) und bei der Verarbeitung (Ausbeute, Verwertung der Nebenprodukte). Die Minimierung solcher Verluste kann die Effizienz der Tierproduktion beträchtlich steigern. Bei Monogastriern drückt sich die Effizienz direkt in der Futtermittelverwertung aus. Je besser diese ist, desto weniger Futtermittel werden für den Zuwachs gebraucht und desto niedriger sind die Umweltwirkungen durch den Futtermittelanbau. Da dieser der dritte zentrale Parameter für die Umweltwirkung pro kg Fleisch ist, führt eine Verbesserung der Futtermittelverwertung direkt zu einer geringeren Umweltwirkung. Dies lässt sich über Züchtung, aber auch über eine exakt dem Bedarf angepasste Fütterung, wie z. B. durch Mehrphasenfütterung, erreichen. Der Einsatz von Futter mit hoher Verdaulichkeit führt einerseits zu einer verbesserten Futtermittelverwertung, andererseits werden die Ausscheidungen und damit verbundene Stickstoff-, Phosphor- und Methanemissionen vermindert. Auch nährstoffreduzierte Futtermischungen und synthetische Aminosäuren könnten eine Möglichkeit zur Verbesserung der Umweltwirkung der Geflügel- und Schweinemast sein. Durch den Einsatz von Nebenprodukten der Lebensmittelverarbeitung lassen sich die Umweltwirkungen ebenfalls senken, da die Umweltwirkungen hauptsächlich zu Lasten der jeweiligen Lebensmittel gehen. Eine wirkungsvolle Massnahme zur Verbesserung der Umweltwirkung der Geflügel- und Schweineproduktion liegt in der Berücksichtigung ökologischer Kriterien bei der Rationszusammensetzung sowie in der ökologischen Optimierung des Futtermittelanbaus. Spezielle Beachtung muss dabei dem Einsatz von Soja geschenkt werden. Wird konventionelles Soja aus Brasilien verwendet, geht dies mit einer erhöhten Abholzung einher. Auf den Einsatz von Soja aus Abholzungsgebieten sollte demzufolge verzichtet werden.

Bei Wiederkäuern wie dem Rindvieh ist die Situation komplexer. Zwar gilt auch hier der Grundsatz, dass ein System umso effizienter ist, je höher die Zuwachsraten der Masttiere sind. Um sehr hohe Zuwächse zu erreichen, ist jedoch der Einsatz von Kraftfutter nötig, wodurch ein zentraler Vorteil der Wiederkäuer, nämlich die Grünlandnutzung ohne direkte Nahrungsmittelkonkurrenz zum Menschen, verloren geht. Dazu hat der Einsatz von Kraftfutter bei verschiedenen anderen Umweltwirkungen wie Ressourcen- und Energiebedarf eine nachteilige Wirkung. Eine grasbasierte Fütterung hat zwar einen höheren Flächenbedarf zur Folge, dieser besteht aber vor allem aus Grünland und ist deshalb nicht mit einem hohen Bedarf an Ackerland gleichzusetzen. Die Pflege extensiven Grünlands kann ein wichtiges Ziel eines Rindviehmastsystems sein. Eine grasbasierte Ration hat aber in der Regel eine geringere Energiedichte als eine Fütterung mit hohen Kraftfutteranteilen und führt somit zu geringeren Zuwächsen. Dem ist mit einer auf optimale Grasverwertung ausgelegte Züchtung entgegenzuwirken. Sehr extensive Systeme wie z. B. das Rindermastsystem Brasilien haben zwar einen geringen Einsatz externer Ressourcen (Energieträger, Mineraldünger, Pestizide), bringen durch die geringen Zuwächse und die dementsprechend lange Mastdauer aber sehr hohe Methanemissionen mit sich.

Im Vergleich zu ÖLN-Systemen wirkt sich der Verzicht auf Mineraldünger und Pestizide im Biolandbau positiv aus auf die Umweltwirkungen Ressourcenbedarf P und K und terrestrische und aquatische

Ökotoxizität. Einen negativen Einfluss haben hingegen die geringeren Erträge, dadurch erhöht sich die Umweltwirkung pro kg eingesetztem Futtermittel, was sich infolge des zentralen Einflusses der Futtermittelproduktion stark auf die Umweltwirkungen pro kg Fleisch auswirkt (insbesondere bei den Monogastriern).

Generell ist es bei der Definition von Verbesserungsmassnahmen in der Fleischproduktion wichtig, dass jeweils die gesamten Systeme betrachtet werden, da sonst die Gefahr besteht, dass Verbesserungen in einem Bereich zu Verschlechterungen in einem anderen Bereich führen.

7.2. Ausblick

Die vorliegende Studie beinhaltet die ökologische Bewertung der Rinder-, Schweine- und Geflügelproduktion in der Schweiz und ausgewählten Exportländern bis zur Verkaufsstelle. Hierzu wurden wertvolle Kenntnisse gewonnen und Ansatzpunkte für Verbesserungsmassnahmen definiert. Es zeigte sich auch, dass viele produktionstechnische Verbesserungsmassnahmen, die gegenwärtig bereits Ziel von Forschungs- und Beratungstätigkeit sind, auch auf Basis der hier gewonnen Erkenntnisse zukunftsweisend sind (z. B. Projekte zur Emissionsminderung von Stallungen, Bestrebungen zur Verbesserung der Versorgung mit Proteinfuttermitteln, etc.).

Methodischer Forschungsbedarf besteht noch in der Verbesserung der Datengrundlage für die eingesetzten Futtermittel, vor allem was die Produktion dieser Futtermittel im Ausland betrifft. Daneben muss im Bereich Ökotoxizität die methodische Entwicklung vorangetrieben werden. Ergänzungen sind vor allem im Bereich der Schwermetalle nötig, wo noch grosse Datenlücken bestehen. Ebenso besteht in den Bereichen Wasserverbrauch und Biodiversität noch Bedarf nach weiteren methodischen Entwicklungen. Eine Weiterentwicklung und Verfeinerung der Modelle zur Berechnung der direkten Emissionen würde zudem genauere Vergleiche auf einer detaillierteren Stufe erlauben.

Für eine nachhaltige Weiterentwicklung der untersuchten Systeme gehören neben den ökologischen Aspekten auch ökonomische und soziale Faktoren. Kosten und Wirtschaftlichkeit wie auch das Tierwohl, arbeitswirtschaftliche und landschaftsästhetische Aspekte sind dabei zentral.

Dazu müsste auch die Konsumphase und die End-of-Life-Phase (Entsorgungsprozesse und Recycling) mit einbezogen werden, da auch in diesen Phasen wichtige Umweltwirkungen entstehen können. Zudem sind die Lebensmittelverluste im Haushalt während der Konsumentenphase vermutlich ein wichtiger Faktor. Eine Optimierung der Rindfleischproduktion muss in einer Gesamtanalyse der Rindviehproduktion (Milch und Fleisch) angegangen werden, da diese zwei Systeme stark miteinander verbunden sind und nur zusammen optimiert werden können. Sehr interessant wäre auch eine Studie zur optimalen Nutzung der landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Schweiz, insbesondere im Berggebiet. Dies war nicht Gegenstand der vorliegenden Studie.

Ein weiterer Aspekt ist der Einbezug von Praxisbetrieben. Wie in Kapitel 6.2 erwähnt, bestehen in der Praxis grosse Unterschiede zwischen den einzelnen Betrieben. Eine Wiederholung dieser Untersuchung mit einer grösseren Anzahl von realen Betrieben wäre in dieser Hinsicht sehr interessant. Im Hinblick auf die Verbesserung der Tierproduktion könnte es sehr wirkungsvoll sein, die jeweils schlechtesten Betriebe einer Gruppe zu verbessern und gewisse Benchmarks zu setzen, welche alle Betriebe erreichen sollten. Ebenso könnten aus einer Analyse der jeweils besten Betriebe wichtige Erfolgsfaktoren abgeleitet werden. Solche Ansätze könnten mit Modellbetrieben analysiert und bewertet werden, um daraus optimierte Produktionssysteme zu entwickeln (Öko-Design).

Als funktionelle Einheit für die Auswertungen auf Stufe Ladentor wurde in dieser Studie kg verkaufsfertiges Fleisch gewählt. Bezugsgrösse für die Umweltwirkungen ist das Produkt Fleisch, d.h. es wird nicht zwischen verschiedenen Fleischstücken unterschieden, Qualitäts- und Preisunterschiede werden somit nicht berücksichtigt. Diese funktionelle Einheit wurde gewählt, da das Ziel der Studie der Vergleich verschiedener Produktionssysteme in der Schweiz und im Ausland war und somit keine Unterscheidung zwischen verschiedenen Fleischstücken nötig war. Da aber zwischen den Fleischstücken grosse Qualitäts- und Preisunterschiede bestehen, wäre ein für zukünftige Studien ein Vergleich verschiedener Fleischstücke interessant. Dies wäre z.B. mittels ökonomischer Allokation möglich.

8. Anhang

8.1. Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

8.1.1. Abbildungen

| | |
|--|----|
| Abbildung 1: Die vier Phasen der Ökobilanzierung (Quelle: Hersener et al., 2011)..... | 13 |
| Abbildung 2: Systemgrenze der landwirtschaftlichen Produktion (Stufe HofTOR)..... | 15 |
| Abbildung 3: Abgrenzung von Tier- und Pflanzenproduktion: es wird jeweils nur derjenige Teil des Pflanzenbaus berücksichtigt, welcher Futtermittel für die untersuchten Masttiere liefert. | 16 |
| Abbildung 4: Abgrenzung bei den Hofdüngern zwischen Tierhaltung und Pflanzenbau. | 17 |
| Abbildung 5: Systemgrenze auf Stufe Verkaufsstelle. | 17 |
| Abbildung 6: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastsysteme Schweiz (Stufe HofTOR). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem GVM ÖLN bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. | 41 |
| Abbildung 7: Treibhauspotenzial pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastsysteme Schweiz (Stufe HofTOR)..... | 43 |
| Abbildung 8: Energiebedarf NE pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastsysteme Schweiz (Stufe HofTOR) aufgeteilt nach Inputgruppen..... | 43 |
| Abbildung 9: Flächenbedarf pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastsysteme Schweiz (Stufe HofTOR). | 45 |
| Abbildung 10: Terrestrische Eutrophierung pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindviehmastsysteme Schweiz (Stufe HofTOR). | 46 |
| Abbildung 11: Terrestrische Ökotoxizität pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindermastsysteme (Stufe HofTOR) aufgeteilt nach Pestiziden und übrigen Wirkstoffen..... | 47 |
| Abbildung 12: Anteil der Inputgruppen an den untersuchten Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht (LG) der vier Systeme Grossviehmast ÖLN (oben), Mutterkuh ÖLN (Mitte oben), Mutterkuh Bio (Mitte unten) und Grossviehmast Bio (unten)..... | 48 |
| Abbildung 13: Flächengewichtete Gesamte Artenvielfalt (GAV) in den vier betrachteten Betriebstypen für die Bereiche betriebseigene Flächen sowie Flächen, die der Mast über den Zukauf von Tieren, Milchpulver sowie Kraft- bzw. Raufutter zugeordnet wurden. Zu beachten ist, dass die GAV die Auswirkung der Bewirtschaftung auf die Biodiversität im jeweiligen Habitat in der jeweiligen Höhenstufe angibt und kein Indikator für die absolute Anzahl von Arten ist. KF = Krafffutter, MP = Milchpulver, RF = Raufutter, CH = Schweiz, EU = Europa. | 49 |
| Abbildung 14: Flächengewichtete Gesamte Artenvielfalt der Rindermast der vier betrachteten Betriebstypen sowie die für die Produktion von 1 kg LG notwendige Fläche. Zu beachten ist, dass die GAV die Auswirkung der Bewirtschaftung auf die Biodiversität im jeweiligen Habitat in der jeweiligen Höhenstufe angibt und kein Indikator für die absolute Anzahl von Arten ist. KF = Krafffutter, MP = Milchpulver, RF = Raufutter, CH = Schweiz, EU = Europa. | 50 |
| Abbildung 15: Gesamte Artenvielfalt (GAV) und Flächenproduktivität der vier betrachteten Betriebstypen im Vergleich zu zwei theoretischen Szenarien, die einer Fleischproduktion auf sehr extensiven Wiesen (Max GAV), bzw. auf einer rein auf Ackerfutter basierten Ration (Max Produktion pro ha) entsprechen. | 51 |
| Abbildung 16: Umweltwirkungen der untersuchten Rindermastsysteme Schweiz (GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR) pro kg Lebendgewicht (Stufe HofTOR, 100 % = GVM ÖLN)..... | 52 |
| Abbildung 17: Treibhauspotenzial pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Rindermastsysteme GVM ÖLN, Deutschland (DE) und Brasilien (BR, Stufe HofTOR). | 53 |
| Abbildung 18: Flächennutzung pro kg Lebendgewicht (LG) in den Grossviehmastsystemen Schweiz und Deutschland..... | 54 |
| Abbildung 19: Aquatische Eutrophierung N pro kg Lebendgewicht (LG) für die Rindermastsysteme GVM Schweiz (CH), Deutschland (DE) und Brasilien (BR). | 54 |

| | |
|---|-----|
| Abbildung 20: Anteile der Inputgruppen an den untersuchten Umweltwirkungen der Rindermastssysteme GVM ÖLN (oben), Deutschland (Mitte) und Brasilien (unten). | 56 |
| Abbildung 21: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (Stufe Verkaufsstelle, 100 % = GVM ÖLN). | 57 |
| Abbildung 22: Rindfleischproduktion (GVM ÖLN) Schweiz. Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle). Anteile der Tierproduktion und der nachgelagerten Prozesse. | 58 |
| Abbildung 23: Rindfleischproduktion Schweiz. Umweltwirkungen der Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung. Anteile der verschiedenen Inputs und Entsorgungsprozesse. | 58 |
| Abbildung 24: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (CH, GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR), Stufe Verkaufsstelle. 100 % = GVM ÖLN). | 59 |
| Abbildung 25: Energiebedarf NE pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (CH, GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR), (Stufe Verkaufsstelle). | 60 |
| Abbildung 26: Treibhauspotenzial pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Rindfleischproduktion Schweiz (CH, GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR), (Stufe Verkaufsstelle). | 60 |
| Abbildung 27: Varianten für verschiedene Anteile an Abholzungsflächen an der Weidefläche im System BR (Umweltwirkungen der Variante mit Bezug auf die gesamte Rinderproduktion in Brasilien = 100 %).. 66 | 66 |
| Abbildung 28: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der untersuchten Schweinemastssysteme Schweiz (Stufe HofTOR). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem ÖLN bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. | 82 |
| Abbildung 29: Terrestrische Eutrophierung pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Schweinemastssysteme (Stufe HofTOR). | 83 |
| Abbildung 30: Terrestrische Ökotoxizität pro kg Lebendgewicht (LG) der untersuchten Schweinemastssysteme Schweiz (Stufe HofTOR) aufgeteilt nach dem Beitrag durch Pestizide (Terr. Ökotox. Pest) und dem Beitrag von übrigen Substanzen (Terr. Ökotox. o. Pest., meist Schwermetalle). | 84 |
| Abbildung 31: Anteil der Inputgruppen an den betrachteten Umweltwirkungen der Systeme ÖLN (oben), ÖLNetho (Mitte) und Bio (unten). | 85 |
| Abbildung 32: Umweltwirkungen der untersuchten Schweinemastssysteme in der Schweiz (ÖLN), Deutschland (DE) und Dänemark (DK) pro kg Lebendgewicht (Stufe HofTOR, 100 % = ÖLN). | 86 |
| Abbildung 33: Anteil der Inputgruppen an den betrachteten Umweltwirkungen der Schweinemast-Systeme ÖLN (oben), DE (Mitte) und DK (unten). | 88 |
| Abbildung 34: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Schweinefleischproduktion Schweiz (Stufe Verkaufsstelle, 100 % = ÖLN). | 89 |
| Abbildung 35: Anteile der Tierproduktion und der nachgelagerten Prozesse an den Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle) für die Schweinefleischproduktion (ÖLN) Schweiz. 90 | 90 |
| Abbildung 36: Anteile der verschiedenen Inputs und Entsorgungsprozesse an den Umweltwirkungen von Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung in der Schweizer Schweinefleischproduktion. | 90 |
| Abbildung 37: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Schweinefleischproduktion Schweiz (CH ÖLN), Deutschland (DE) und Dänemark (DK), Stufe Verkaufsstelle. 100 % = ÖLN). | 91 |
| Abbildung 38: Energiebedarf NE der untersuchten Systeme Schweinefleischproduktion Schweiz (ÖLN), Deutschland (DE) und Dänemark (DK) pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle. 100 % = ÖLN). | 92 |
| Abbildung 39: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der Pouletproduktionssysteme in der Schweiz (Stufe HofTOR). Die Graphik zeigt pro Umweltwirkung die relativen Unterschiede zwischen den untersuchten Systemen, jeweils auf das Referenzsystem BTS bezogen (= 100 %). Eine Gewichtung der Umweltwirkungen wurde nicht vorgenommen, die absolute Höhe der Balken sagt demzufolge nichts aus über die Wichtigkeit einer einzelnen Umweltwirkung. | 105 |
| Abbildung 40: Anteile der Inputs an den Umweltwirkungen der Pouletmast bei den Systemen BTS (oben) und BIO (unten). | 107 |
| Abbildung 41: Umweltwirkungen der Pouletproduktionssysteme in der Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (BR) je kg Lebendgewicht (Stufe HofTOR, BTS = 100 %). | 108 |

| | |
|--|-----|
| Abbildung 42: Anteile der Treibhausgase am Treibhauspotenzial pro kg LG (Stufe Hofdor) der untersuchten Systeme in der Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (Produktion im Süden BR_S und Produktion im Mittelwesten BR_CW). | 110 |
| Abbildung 43: Terrestrische Eutrophierung pro kg LG (Stufe Hofdor) der untersuchten Systeme in der Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (Produktion im Süden BR_S und Produktion im Mittelwesten BR_CW)..... | 111 |
| Abbildung 44: Anteile der Inputs an den Umweltwirkungen der Pouletmast bei den Systemen BTS, FR, BR_CW und BR_S. | 112 |
| Abbildung 45: Umweltwirkungen pro kg LG (Stufe Hofdor) im Bereich Schadstoffmanagement der Pouletproduktionssysteme Schweiz (BTS), Frankreich (FR), und Brasilien (BR). | 113 |
| Abbildung 46: Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch der untersuchten Systeme Geflügelfleischproduktion Schweiz (Stufe Verkaufsstelle, 100 % = BTS)..... | 114 |
| Abbildung 47: Anteile der Tierproduktion und der nachgelagerten Prozesse an den Umweltwirkungen pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle) in der Geflügelproduktion (BTS) Schweiz. | 115 |
| Abbildung 48: Anteile der verschiedenen Inputs und Entsorgungsprozesse an den Umweltwirkungen von Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung der Schweizer Geflügelfleischproduktion. | 115 |
| Abbildung 49: Umweltwirkungen der untersuchten Systeme Geflügelfleischproduktion Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (BR Schiff) pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle. 100 % = CH BTS). | 116 |
| Abbildung 50: Treibhauspotenzial pro kg verkaufsfertiges Fleisch (Stufe Verkaufsstelle) der untersuchten Systeme Geflügelfleischproduktion Schweiz (CH BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (BR, Schiff). | 116 |
| Abbildung 51: Umweltwirkungen im Bereich Schadstoffmanagement für die Futtermittel Winterweizen, Wintergerste und Körnermais mit Wirkstoffeinsatz gemäss der originalen Ecoinvent-Daten (original) und mit aktualisiertem Einsatz von PSM-Wirkstoffen (aktualisiert) (Quelle: AUM-Netzwerk Schweiz, Daten 2009-2010, S. Spycher ACW, persönliche Mitteilung, Januar 2012). | 125 |
| Abbildung 52: Streuung der Messwerte für Blei und Kupfer in Rindvieh-Vollgülle (Quelle: Erhebung auf 89 Betrieben 2010, pers. Mitteilung C. Bosshard, ART, Dezember 2011)..... | 126 |
| Abbildung 53: Vergleich der Schweizer Rindermastssysteme (Stufe Hofdor) im Bereich Nährstoffmanagement mit Angabe der doppelten Standardabweichung. Bei der aquatischen Eutrophierung P gibt es keine deutlichen Unterschiede zwischen den analysierten Systemen. In den anderen drei Umweltwirkungen unterscheidet sich das System GVM ÖLN deutlich von den übrigen drei untersuchten Systemen. Bei der terrestrischen Eutrophierung und der Versauerung ist zudem das System MK Bio deutlich höher als das System MK ÖLN. | 127 |
| Abbildung 54: Maximale und minimal erreichbare Gesamte Artenvielfalt der wichtigsten betrachteten Kulturen. | 139 |
| Abbildung 55: Gesamte Artenvielfalt für einzelne Kulturen in den vier betrachteten Betriebstypen im Vergleich zur maximalen bzw. minimalen GAV, die in dieser Kultur erreicht werden kann. Zu beachten ist, dass die GAV die Auswirkung der Bewirtschaftung auf die Biodiversität im jeweiligen Habitat in der jeweiligen Höhenstufe angibt und kein Indikator für die absolute Anzahl von Arten ist. | 140 |
| Abbildung 56: Resultate pro kg Lebendgewicht (LG) Rindermast Schweiz (Stufe Hofdor) unter Verwendung eines Allokationsfaktors von 0 % für die zugekauften Kälber. | 150 |
| Abbildung 57: Resultate pro kg Lebendgewicht (LG) Rindermast Schweiz (Stufe Hofdor) unter Verwendung eines höheren Endgewichtes (388 kg) für die Mutterkuhhaltung (übrige Parameter bleiben gleich). | 150 |

8.1.2. Tabellen

| | |
|--|-----|
| Tabelle 1: Untersuchte Systeme und verwendete Namen und Abkürzungen. | 14 |
| Tabelle 2: Übersicht über die analysierten Umweltwirkungen und die verwendeten Kurzformen. | 20 |
| Tabelle 3: Übersicht über die verwendeten Inputgruppen. | 25 |
| Tabelle 4: Ausgewählte Modellbetriebe zur Analyse der Rindermastsysteme. Die Nummerierung der Modellbetriebe folgt der FAT99-Typologie S4 (Meier, 2000). | 30 |
| Tabelle 5: Wichtigste Produktionsparameter der untersuchten Rindviehmastsysteme. | 31 |
| Tabelle 6: Zusammensetzung des Grundfutters (Anteile an der Gesamtration in kg TS) und Grundfutterverzehr. | 32 |
| Tabelle 7: Eingesetzte Krafffuttermischungen (Anteile an der Krafffuttermischung in kg TS) in den Rindviehmastsystemen. | 32 |
| Tabelle 8: Annahmen zur Berechnung der Tieremissionen von Stall, Laufhof und Weide. | 33 |
| Tabelle 9: Kennzahlen der Rindfleischproduktion in den mit SALCA-Biodiversität betrachteten Modellbetriebe. | 34 |
| Tabelle 10: Zugeordnete Modellbetriebe für den Zukauf von Milchpulver bzw. Tieren. | 35 |
| Tabelle 11: Produktionskennzahlen Modellbetrieb Rindermast Deutschland. | 36 |
| Tabelle 12: Futtration und Futtermittelaufwand für die Rindermast Deutschland. | 37 |
| Tabelle 13: Stallgebäude und weiterer Ressourceneinsatz Rindermast Deutschland. | 37 |
| Tabelle 14: Kennzahlen für die Rinderproduktion in Brasilien. | 38 |
| Tabelle 15: Daten Schlachthof Rind. | 39 |
| Tabelle 16: Wichtige Inputs und Outputs bei Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung Rind. | 39 |
| Tabelle 17: Transportdistanzen Rind. | 40 |
| Tabelle 18: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der Schweizer Rindermast (Stufe Hoftor). | 42 |
| Tabelle 19: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht (LG, Stufe Hoftor) der Rindermastsysteme Schweiz (GVM ÖLN), Deutschland (DE) und Brasilien (BR). | 52 |
| Tabelle 20: Übersicht über die Allokationsfaktoren für Milch, abgehende Kühe und Kälber gemäss drei verschiedenen Allokationsmethoden. | 64 |
| Tabelle 21: Varianten für die Landnutzungsänderung für Weideflächen. | 65 |
| Tabelle 22: Vergleiche zwischen den Umweltwirkungen von Rindfleisch pro kg Lebendgewicht (LG) zwischen dieser Studie und verschiedenen ausländischen Studien. | 67 |
| Tabelle 23: Ansatzpunkte für Verbesserungen und mögliche Massnahmen von zwei verschiedenen Rindermastsystemen. | 70 |
| Tabelle 24: Ausgewählte Modellbetriebe zur Analyse der Schweinemastsysteme. Die Nummerierung der Modellbetriebe folgt der FAT99-Typologie S4 (Meier, 2000). | 75 |
| Tabelle 25: Wichtigste Produktionsparameter der untersuchten Schweinemastsysteme. | 76 |
| Tabelle 26: Eingesetzte Krafffuttermischung in den Schweinemastsystemen. | 77 |
| Tabelle 27: Produktionsdaten für Schweinemastbetriebe in Deutschland und Dänemark im Vergleich zum Schweizer Standardsystem ÖLN. | 78 |
| Tabelle 28: Futtrationen für die Schweinemast in Deutschland und Dänemark. | 79 |
| Tabelle 29: Daten Schlachthof Schwein. | 79 |
| Tabelle 30: Wichtige Inputs und Outputs bei Schlachtung, Verarbeitung und Verpackung Schwein. | 80 |
| Tabelle 31: Daten Schlachthof und Verarbeitung. Vergleich Schweiz (CH) und Dänemark (DK). | 80 |
| Tabelle 32: Transportdistanzen Schwein. | 81 |
| Tabelle 33: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht der Schweizer Schweinemast (Stufe Hoftor). | 83 |
| Tabelle 34: Umweltwirkungen pro kg Lebendgewicht (LG, Stufe Hoftor) der Schweinemastsysteme Schweiz (ÖLN), Dänemark (DK) und Deutschland (DE). | 87 |
| Tabelle 35: Mögliche Verbesserungsmassnahmen in der Schweinemast. | 96 |
| Tabelle 36: Kennzahlen zur Pouletproduktion in den Schweizer Systemen. | 99 |
| Tabelle 37: Stallgebäude, Auslauf und Inputs der Schweizer Pouletmast. | 100 |
| Tabelle 38: Futtrationen Pouletmast Schweiz (Anteile an der Gesamtration in kg TS, Durchschnitt über alle Fütterungsphasen). | 101 |

| | |
|---|-----|
| Tabelle 39: Daten zur Kükenproduktion. | 101 |
| Tabelle 40: Kennzahlen zu den Pouletproduktionssystemen in Brasilien, Frankreich und Deutschland. .. | 102 |
| Tabelle 41: Futtrationen für die Pouletmast in Brasilien und Frankreich (Anteile an der Gesamtration in kg TS, Durchschnitt über alle Fütterungsphasen). | 103 |
| Tabelle 42: Transportdistanzen Geflügel. | 104 |
| Tabelle 43: Umweltwirkungen je kg Lebendgewicht (LG) für die Schweizer Pouletproduktion (Stufe Hofdor). | 106 |
| Tabelle 44: Umweltwirkungen der Pouletmast je kg Lebendgewicht (LG, Stufe Hofdor) in der Schweiz (BTS), Frankreich (FR) und Brasilien (BR)..... | 109 |
| Tabelle 45: Mögliche Verbesserungsmassnahmen in der Geflügelmast..... | 120 |
| Tabelle 46: Definition der Betriebstypen gemäss Typologie FAT99 S4. (Quelle: Meier, 2000). | 137 |
| Tabelle 47: Kennzahlen der Ferkelproduktion für das dänische Ferkelinventar. | 138 |
| Tabelle 48: Zusammensetzung der Futtrationen für Sauen und Ferkel (Anteil an der Gesamtration in kg TS, Durchschnitt über alle Produktionsphasen). | 138 |
| Tabelle 49: Der Rindviehmast zugeordnete betriebseigene Fläche in ha für die Betriebe GVM ÖLN Tal (5611), MK ÖLN Tal (2211), MK Bio Tal (2221), GVM Bio Berg (2323). | 141 |
| Tabelle 50: In der Rindviehmast eingesetzte Kraffttermischungen. Berücksichtigt wurden alle Komponenten ausser Kohlensaurer Kalk (KSK). | 142 |
| Tabelle 51: Über den Kraffttereinsatz der Rindviehmast zugeordnete Fläche in m ² | 143 |
| Tabelle 52: Über den Zukauf von Tieren bzw. Milchpulver der Rindviehmast zugeordnete Fläche in m ² . Zukauf erfolgt für 5611 aus Verkehrsmilch ÖLN Hügel, für 2211 aus Mütterkühe ÖLN Hügel, für 2221 aus Mutterkühe Bio Berg und für 2323 aus Verkehrsmilch Bio Berg. | 144 |
| Tabelle 53: Anbaudauer der einzelnen Kulturen in den verschiedenen Höhenlagen der Schweiz sowie in Deutschland, Frankreich und Brasilien. | 145 |
| Tabelle 54: Maximal und minimal erreichbare Gesamte Artenvielfalt der wichtigsten betrachteten Kulturen. | 146 |
| Tabelle 55: GAV der Kulturen in den Betriebstypen GVM ÖLN Tal, MK ÖLN Tal, MK Bio Tal, GVM Bio Berg. | 147 |
| Tabelle 56: GAV der Kulturen, die durch den Zukauf von Remonten und Milchpulver den Betriebstypen GVM ÖLN Tal, MK ÖLN Tal, MK Bio Tal und GVM Bio Berg zuzuordnen sind. Die zuliefernden Betriebe sind Verkehrsmilch ÖLN Hügel (2112), MK ÖLN Hügel (2212), MK Bio Berg (2223), Verkehrsmilch Bio Berg (2123). | 148 |
| Tabelle 57: GAV der über Krafftter- bzw. Raufutterzukauf der Mast zugeordneten Kulturen. | 149 |

8.2. FAT-Typologie

Die Betriebstypologie dient dazu, Betriebe mit ähnlicher Produktionsausrichtung in Gruppen zusammenzufassen. Bei der Betriebstypologie FAT99 erfolgt die Einteilung der Betriebe ausschliesslich auf der Basis von physischen Kriterien (Meier, 2000), wie Flächenanteile und Grossvieheinheiten (GVE) verschiedener Tierkategorien. In Tabelle 46 ist die Typologie in der Variante S4 dargestellt.

Tabelle 46: Definition der Betriebstypen gemäss Typologie FAT99 S4. (Quelle: Meier, 2000).

| S4 | Betriebstyp | GVE/ LN | OA/ LN | SKul/ LN | Gemüse/ LN | Obst/ LN | Reben/ LN | RiGVE/ GVE | VMiK/ RiGVE | MAK/ RiGVE | PSZ/ GVE | SG/ GVE | Schweine- GVE/ GVE | Geflügel- GVE/GVE | Andere |
|----|-----------------------------------|------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|---------------|----------------|---------------|--------------|--------------|-----------------------|----------------------|--------------|
| 11 | Ackerbau | max. 1 | über 70 % | max. 10 % | | | | | | | | | | | |
| 13 | Gemüse-/Gartenbau | max. 1 | | | über 10 % | max. 10 % | max. 10 % | | | | | | | | |
| 14 | Obstbau | max. 1 | | | max. 10 % | über 10 % | max. 10 % | | | | | | | | |
| 15 | Weinbau | max. 1 | | | max. 10 % | max. 10 % | über 10 % | | | | | | | | |
| 16 | Andere Spezialkulturen | max. 1 | | über 10 % | | | | | | | | | | | Nicht 13-15 |
| 21 | Verkehrsmilch | | max. 25 % | max. 10 % | | | | über 75 % | über 25 % | max. 25 % | | | | | |
| 22 | Mutterkühe | | max. 25 % | max. 10 % | | | | über 75 % | max. 25 % | über 25 % | | | | | |
| 23 | Anderes Rindvieh | | max. 25 % | max. 10 % | | | | über 75 % | | | | | | | Nicht 21, 22 |
| 31 | Pferde/Schafe/Ziegen | | max. 25 % | max. 10 % | | | | | | | über 50 % | | | | |
| 42 | Schweine | | max. 25 % | max. 10 % | | | | | | | | | über 50 % | | |
| 43 | Geflügel | | max. 25 % | max. 10 % | | | | | | | | | | über 50 % | |
| 44 | Andere Veredlung | | max. 25 % | max. 10 % | | | | | | | | über 50 % | max. 50 % | max. 50 % | |
| 51 | Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau | | max. 40 % | | | | | über 75 % | über 25 % | max. 25 % | | | | | Nicht 11-44 |
| 52 | Kombiniert Mutterkühe | | | | | | | über 75 % | max. 25 % | über 25 % | | | | | Nicht 11-44 |
| 53 | Kombiniert Veredlung | | | | | | | | | | | über 25 % | | | Nicht 11-44 |
| 55 | Kombiniert Andere/Verkehrsmilch | | | | | | | über 75 % | über 25 % | max. 25 % | | | | | Nicht 11-53 |
| 56 | Kombiniert Andere/Rindvieh | | | | | | | über 75 % | max. 25 % | max. 25 % | | | | | Nicht 11-53 |
| 57 | Kombiniert nicht zuteilbar | | | | | | | | | | | | | | Nicht 11-53 |

Die Kriterien in einer Zeile müssen alle gleichzeitig erfüllt sein.

Abkürzungen:

| | |
|------------------|--|
| GVE | Grossvieheinheiten |
| LN | Landwirtschaftliche Nutzfläche |
| GVE/LN | Viehbesatz je ha LN |
| OA/LN | Anteil offene Ackerfläche an LN |
| SKul/LN | Anteil Spezialkulturen an LN |
| Gemüse/LN | Anteil Gemüse- und Gartenbaufläche an LN |
| Obst/LN | Anteil Obstfläche an LN |
| Reben/LN | Anteil Rebfläche an LN |
| RiGVE/GVE | Anteil Rindvieh-GVE am Gesamtviehbestand |
| VMiK/RiGVE | Anteil Verkehrsmilchkühe in GVE am Rindviehbestand |
| MAK/RiGVE | Anteil Mutter-/Ammenkühe in GVE am Rindviehbestand |
| PSZ/GVE | Anteil Pferde-, Schaf- und Ziegen-GVE am Gesamtviehbestand |
| SG/GVE | Anteil Schweine- und Geflügel-GVE am Gesamtviehbestand |
| Schweine-GVE/GVE | Anteil Schweine-GVE am Gesamtviehbestand |
| Geflügel-GVE/GVE | Anteil Geflügel-GVE am Gesamtviehbestand |

Literatur

Meier B., 2000: Neue Methodik für die Zentrale Auswertung der FAT. Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART (ehemals Agroscope FAT). www.agroscope.admin.ch/zentrale-auswertung unter Publikationen, Methodische Grundlagen.

8.3. Ferkelproduktionsinventar Dänemark

Für das erstellte Ferkelproduktionsinventar wurden die Daten des dänischen kombinierten Betriebes herangezogen. Zusätzlich zur Mastschweineproduktion hält dieser Betrieb 184 Zuchtsauen, deren Ferkel einerseits im eigenen Betrieb gemästet und andererseits zur Mast weiterverkauft werden. Wichtige Kennzahlen der Ferkelproduktion finden sich in Tabelle 47.

Tabelle 47: Kennzahlen der Ferkelproduktion für das dänische Ferkelinventar.

| Produktionsparameter | | Produktionsparameter | |
|-----------------------------------|------|--------------------------------|----------|
| Anzahl Sauen | 184 | Säugezeit | 4 Wochen |
| Remontierungsrate | 54 % | Absetzgewicht Ferkel [kg LG] | 7,2 |
| Anzahl Würfe je Sau und Jahr | 2,2 | Verkaufsgewicht Ferkel [kg LG] | 30,3 |
| Abgesetzte Ferkel je Sau und Wurf | 12 | Verluste in der Aufzucht [%] | 3,1 |
| Abgesetzte Ferkel je Sau und Jahr | 26,4 | | |

Quelle: Halberg und Nielsen, 2003; Nguyen und Hermansen, 2010; Danish Pig Production, 2008

Während der Trächtigkeit werden die Sauen in Gruppen gehalten, zum Abferkeln werden sie eine vor Geburt in einen Abferkelstall mit Kastenständen verbracht. Die Ferkel werden vier Wochen nach der Geburt abgesetzt und bei Erreichen von rund 30 kg LG für die Mast eingestallt.

Die Futterrationen für Sauen und Ferkel finden sich in Tabelle 48. Sie bilden jeweils den Durchschnitt aller an die Sauen und Ferkel verfütterten Rationen.

Tabelle 48: Zusammensetzung der Futterrationen für Sauen und Ferkel (Anteil an der Gesamtration in kg TS, Durchschnitt über alle Produktionsphasen).

| Komponente | Sauen | Ferkel |
|--------------------------|-------|--------|
| Weizen | 32 % | 47 % |
| Gerste | 40 % | 20 % |
| Sojaschrot | 8 % | 21 % |
| Sonnenblumenkuchen | 3 % | - |
| Rapsschrot | 3 % | - |
| Weizenkleie | 5 % | - |
| Fischmehl | 1 % | 4 % |
| Palmöl | 3 % | 4 % |
| Aminosäuren | 0,2 % | 0,8 % |
| Futterkalk und -phosphor | 2,8 % | 2,2 % |
| Melasse | 2 % | 1 % |

Quelle: Nguyen und Hermansen, 2010

Literatur

- Danish Pig Production, 2008: Annual Report 2008. www.danishpigproduction.dk/Annual_reports/%20Annual_Reports.html, besucht am 23.08.2011.
- Halberg, N. und Nielsen, P.H., 2003: Pig farm Production. www.lcafood.dk/processes/agriculture/pigfarms.html, besucht am 23.08.2011.
- Nguyen, T.L. und Hermansen, J.E., 2010: persönliche Mitteilung.

8.4. Anhang SALCA-Biodiversität

Auf Ebene Kultur waren vor allem die unterschiedlichen Habitate entscheidend für die GAV. Dies betrifft sowohl das in SALCA-Biodiversität definierte Habitat I (z. B. Ackerland bzw. Grünland) als auch das Habitat II, das der jeweiligen Ackerkultur z. B. Winterweizen bzw. auf Wiesland der Bewirtschaftungsintensität z. B. intensiv entspricht. Vereinfacht gesagt wiesen die Ackerkulturen tendenziell eine niedrigere Artenvielfalt auf als das Wiesland. Innerhalb der Ackerkulturen erreichten die Getreide und Leguminosen sowie Raps vergleichbare Werte, wohingegen die potentielle Artenvielfalt in Hackfrüchten deutlich niedriger war (Tabelle 54 und Abbildung 54). Das Potenzial der GAV im Ackerfutter lag zwischen Getreide und Hackfrüchten. Bei einer intensiven Produktion lag die GAV nur unwesentlich über dem Potenzial der Hackfrüchte. Wird hingegen weniger intensiv produziert, so kann die GAV durchaus dem Getreide vergleichbare Werte erreichen. Im Wiesland ergab sich mit steigender Intensität ein niedrigeres Potenzial der Artenvielfalt. Im Fall einer sehr intensiven Wiese/Weide mit einer hohen Nutzungszahl, bei hoher Düngung und intensiver Pflege erreichte die GAV Werte, die im Bereich der Hackfrüchte lagen, wohingegen extensives Wiesland eine gesamte Artenvielfalt aufweisen kann, die höher ist als jene von Buntbrachen.

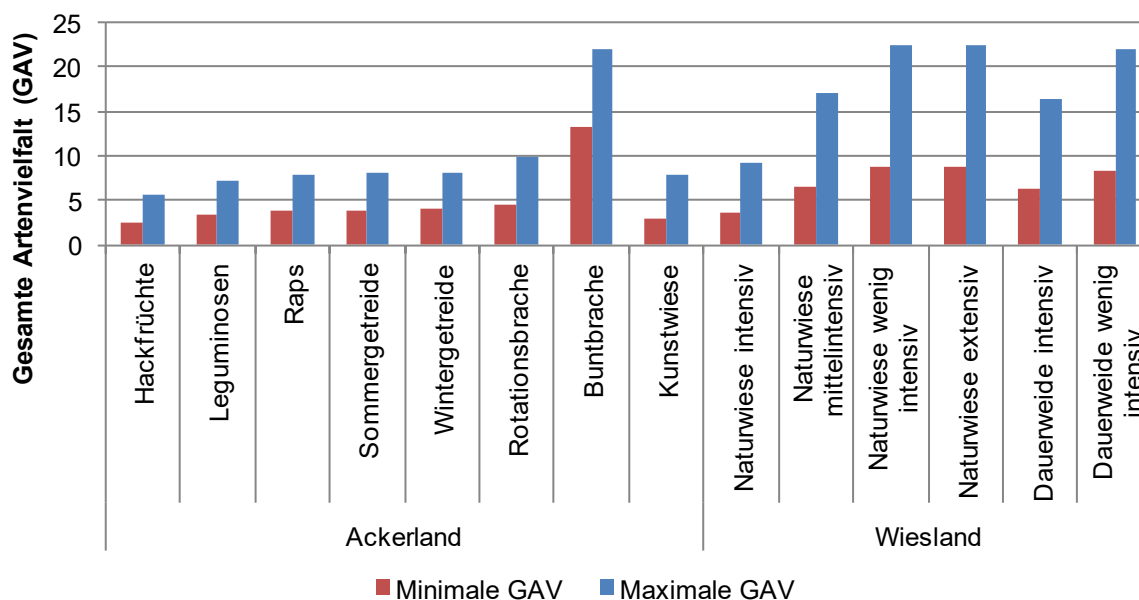


Abbildung 54: Maximale und minimal erreichbare Gesamte Artenvielfalt der wichtigsten betrachteten Kulturen.

Vergleicht man die Differenz zwischen den Betriebstypen mit der möglichen Spannweite der GAV für diese Kultur, so fällt auf, dass die unterschiedliche Bewirtschaftung, mit zwei Ausnahmen, nur geringfügige Auswirkungen auf die GAV im jeweiligen Habitat hatte (Abbildung 55). Dies lässt sich teilweise dadurch erklären, dass eine durchschnittliche Bewirtschaftung angenommen wurde. Auf Praxisbetrieben können die Werte durchaus stärker streuen. Tendenziell erreichte die Landbauform Bio in den Ackerkulturen, aufgrund der geringeren Anzahl von Überfahrten für Düngung und Pflanzenschutz, aufgrund eines niedrigeren Niveaus der Düngung und aufgrund der rein organischen Düngung eine leicht höhere GAV. Für die Naturwiesen ergab sich ein anderes Bild. Der Betriebstyp GVM BIO Berg weist in der wenig intensiven und mittelintensiven Variante in beiden Kulturen jeweils eine deutlich niedrigere GAV auf. In den Ursprungsdaten sind die Kulturen zwar als wenig- bzw. mittelintensive Naturwiesen modelliert, nach den Kriterien von SALCA Biodiversität entspricht die Anzahl der Nutzungen bzw. der Ertrag in diesen Kulturen jedoch der nächst höheren Intensitätsstufe. Folglich wurden die Varianten in SALCA-Biodiversität auch als mittel bzw. intensive Naturwiesen betrachtet, aus Konsistenzgründen jedoch die ursprüngliche Bezeichnung beibehalten.

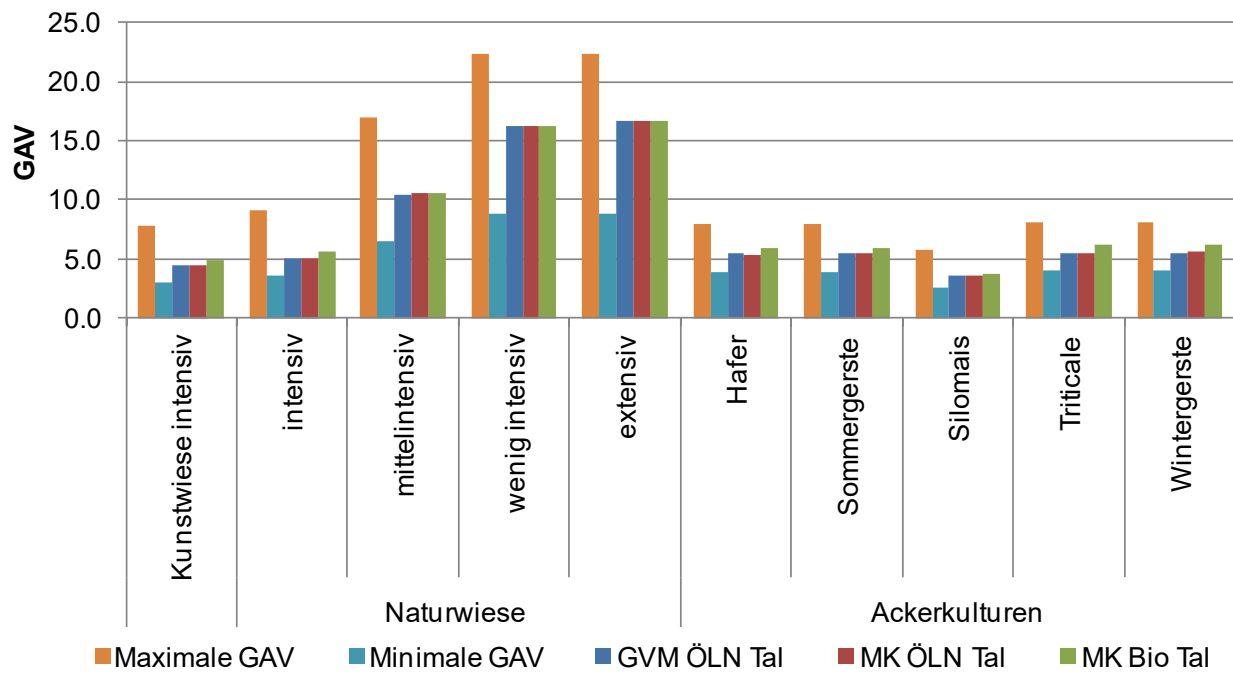


Abbildung 55: Gesamte Artenvielfalt für einzelne Kulturen in den vier betrachteten Betriebstypen im Vergleich zur maximalen bzw. minimalen GAV, die in dieser Kultur erreicht werden kann. Zu beachten ist, dass die GAV die Auswirkung der Bewirtschaftung auf die Biodiversität im jeweiligen Habitat in der jeweiligen Höhenstufe angibt und kein Indikator für die absolute Anzahl von Arten ist.

Tabelle 49: Der Rindviehmast zugeordnete betriebseigene Fläche in ha für die Betriebe GVM ÖLN Tal (5611), MK ÖLN Tal (2211), MK Bio Tal (2221), GVM Bio Berg (2323).

| Kultur | | 5611 GVM ÖLN Tal | 2211 MK ÖLN Tal | 2221 MK Bio Tal | 2323 GVM Bio Berg |
|---|------------------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|
| WGN | Wintergerste | 0,48 | 0,02 | | |
| WGE | Wintergerste (extenso) | 0,41 | 0,05 | 0,20 | |
| SGN | Sommergerste | 0,05 | | | |
| SGE | Sommergerste (extenso) | 0,05 | 0,01 | 0,05 | |
| HAN | Sommerhafer | 0,01 | 0,01 | | |
| HAE | Sommerhafer (extenso) | | 0,01 | 0,15 | |
| TRN | Wintertriticale | 0,21 | 0,01 | | |
| TRE | Wintertriticale (extenso) | 0,17 | 0,02 | | |
| KM | Körnermais | 0,10 | | | |
| SM | Silomais | 3,86 | 0,78 | 0,10 | |
| FR | Futterrüben | 0,01 | 0,03 | | |
| EE | Sommereiwisserbsen | 0,16 | | | |
| SOB | Sonnenblumen für Speiseöl | 0,12 | | | |
| BB | Buntbrache | 0,03 | | 0,09 | |
| BR | Rotationsbrache | 0,05 | | | |
| KWS04 ¹ | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 0,19 | 0,33 | 0,39 | |
| KWI ² | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 1,72 | 1,73 | 2,13 | 0,01 |
| KWE09 ³ | Kunstwiese/Mähweide intensiv | | 1,28 | 1,40 | |
| NWI | Naturwiese/Mähweide intensiv | 1,56 | 1,07 | 2,75 | 1,46 |
| NWM | Naturwiese/Mähweide mittelintensiv | 0,94 | 0,64 | 1,65 | 1,95 |
| NWW | Naturwiese wenig intensiv | 0,47 | 0,32 | 0,82 | 1,22 |
| NWE | Naturwiese extensiv | 0,18 | 0,35 | 0,57 | 0,33 |
| WEI | Dauerweide intensiv | 0,34 | 3,26 | 2,96 | 0,64 |
| WEM | Dauerweide mittelintensiv | 0,21 | 1,96 | 1,78 | 0,86 |
| WEW | Dauerweide wenig intensiv | 0,10 | 0,98 | 0,89 | 0,54 |
| KWE03 ⁴ | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 0,27 | 0,02 | 0,25 | |
| GD0805 ⁵ | Gründüngung | 2,99 | 0,58 | | |
| GD0801 ⁶ | Gründüngung | 0,61 | 0,34 | 0,25 | |
| KWS08 ⁷ | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 0,67 | 1,12 | 1,37 | |
| Gesamtfläche [ha] | | 14,91 | 15,97 | 17,79 | 7,03 |
| Zukauf Raufutter | | | | | |
| NWI | Naturwiese/Mähweide intensiv | 0,51 | 0,78 | 1,04 | 0,08 |
| Betrachteter Zeitraum: ¹ Apr-Dez, ² Jan-Dez, ³ Sep-Dez, ⁴ Jan-Mar, ⁵ Aug-Mai, ⁶ Aug-Jan, ⁷ Aug-Dez | | | | | |

Tabelle 50: In der Rindviehmast eingesetzte Kraffttermischungen. Berücksichtigt wurden alle Komponenten ausser Kohlensaurer Kalk (KSK).

| Kultur | Ertrag kg/ha | Futtermischung Mastvieh zu Silage | | | | Futtermischung Milchvieh Getreide | | | |
|-------------------------|-----------------|--------------------------------------|-------------------|--------|-------------------|--------------------------------------|-------------------|--------|-------------------|
| | | ÖLN | | Bio | | ÖLN | | Bio | |
| | | Anteil | Fläche | Anteil | Fläche | Anteil | Fläche | Anteil | Fläche |
| | | % | m ² /t | % | m ² /t | % | m ² /t | % | m ² /t |
| Körnermais Bio | 7 777 | | | 16 % | 205,7 | 30 % | 385,8 | | |
| Soja Bio | 2 806 | | | 31 % | 1 104,8 | | | | |
| Wintergerste Bio | 4 551 | | | | | 33 % | 725,1 | | |
| Winterraps Bio | 2 023 | | | 11 % | 543,7 | 1 % | 49,4 | | |
| Winterroggen Bio | 4 542 | | | 10 % | 220,2 | | | | |
| Winterweizen Bio | 3 306 | | | 16 % | 484,0 | 30 % | 907,4 | | |
| Körnermais | 9 279 | 16 % | 172,4 | | | | | 30 % | 323,3 |
| Maisstärke (DE) | 7 364 | 7 % | 95,1 | 7 % | 95,1 | | | | |
| Molasse | 57 987 | 3 % | 5,2 | 3 % | 5,2 | 3 % | 5,2 | 3 % | 5,2 |
| Soja | 2 544 | 31 % | 1 218,6 | | | | | | |
| Wintergerste | 7 595 | | | | | | | 16 % | 208,6 |
| Wintergerste Extenso | 6 011 | | | | | | | 17 % | 285,5 |
| Winterraps | 3 113 | 6 % | 189,7 | | | | | | |
| Winterraps (FR) | 3 020 | 3 % | 92,7 | | | | | 1 % | 33,1 |
| Winterraps Extenso | 2 683 | 2 % | 85,6 | | | | | | |
| Winterroggen | 8 349 | 5 % | 57,5 | | | | | | |
| Winterroggen Extenso | 6 609 | 5 % | 78,7 | | | | | | |
| Winterweizen | 6 947 | 4 % | 54,2 | | | | | 7 % | 101,6 |
| Winterweizen (FR) | 6 753 | 8 % | 120,8 | | | | | 15 % | 226,6 |
| Winterweizen Extenso | 5 736 | 4 % | 71,1 | | | | | 8 % | 133,3 |
| Summe | | 94 % | 2 241 | 94 % | 2 659 | 97 % | 2 073 | 97 % | 1 317 |

Tabelle 51: Über den Kraffuttereinsatz der Rindviehmast zugeordnete Fläche in m².

| Kultur | 5611 GVM ÖLN Tal | 2211 MK ÖLN Tal | 2221 MK Bio Tal | 2323 GVM Bio Berg |
|----------------------|-----------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------------|
| Körnermais Bio | | | 901 | 104 |
| Soja Bio | | | | 558 |
| Wintergerste Bio | | | 1 693 | |
| Winterraps Bio | | | 115 | 275 |
| Winterroggen Bio | | | | 111 |
| Winterweizen Bio | | | 2 119 | 244 |
| Körnermais | 4 747 | 774 | | |
| Maisstärke (DE) | 2 617 | | | 48 |
| Molasse | 142 | 12 | 12 | 3 |
| Soja (BR) | 33 547 | | | |
| Wintergerste | | 499 | | |
| Wintergerste Extenso | | 683 | | |
| Winterraps | 5 221 | | | |
| Winterraps (FR) | 2 552 | 79 | | |
| Winterraps Extenso | 2 356 | | | |
| Winterroggen | 1 583 | | | |
| Winterroggen Extenso | 2 166 | | | |
| Winterweizen | 1 491 | 243 | | |
| Winterweizen (FR) | 3 327 | 542 | | |
| Winterweizen Extenso | 1 957 | 319 | | |
| Summe | 61 706 | 3 151 | 4 840 | 1 343 |

DE = Deutschland, FR = Frankreich, BR = Brasilien

Tabelle 52: Über den Zukauf von Tieren bzw. Milchpulver der Rindviehmast zugeordnete Fläche in m². Zukauf erfolgt für 5611 aus Verkehrsmilch ÖLN Hügel, für 2211 aus Mütterkühe ÖLN Hügel, für 2221 aus Mutterkühe Bio Berg und für 2323 aus Verkehrsmilch Bio Berg.

| Kultur | 5611 GVM ÖLN Tal | | 2211 MK ÖLN Tal | 2221 MK Bio Tal | 2323 GVM Bio Berg |
|---|---------------------|-------------|--------------------|--------------------|----------------------|
| | Tiere | Milchpulver | Tiere | Tiere | Tiere |
| <i>Eigene Betriebsflächen</i> | | | | | |
| Wintergerste | 147 | 13 | 14 | | |
| Wintergerste Extenso | 1274 | 112 | 243 | | |
| Sommergerste | 49 | 4 | | | |
| Sommergerste Extenso | 294 | 26 | 57 | 32 | 10 |
| Sommerhafer Extenso | 147 | 13 | 0 | 36 | |
| Wintertriticale | 98 | 9 | 29 | | |
| Wintertriticale Extenso | 686 | 60 | 329 | | 10 |
| Silomais | 4367 | 382 | 3197 | | 45 |
| Speisekartoffeln | | | | | 1 |
| Futtrüben | 312 | 27 | | | |
| Sommereiwisserbsen | 87 | 8 | | 57 | |
| Buntbrache | | | 61 | | |
| Rotationsbrache | | | 61 | | |
| Kunstwiese/Mähweide intensiv ¹ | 2209 | 193 | 1558 | 257 | 70 |
| Kunstwiese/Mähweide intensiv ² | 11446 | 1002 | 7948 | 1434 | 400 |
| Kunstwiese/Mähweide intensiv ³ | 8478 | 742 | 6142 | 880 | 225 |
| Naturwiese/Mähweide intensiv | 49016 | 4291 | 36461 | 36683 | 10313 |
| Naturwiese/Mähweide mittelintensiv | 29410 | 2575 | 21877 | 48910 | 13750 |
| Naturwiese wenig intensiv | 14705 | 1287 | 10938 | 30569 | 8594 |
| Naturwiese extensiv | 7417 | 649 | 5283 | 8625 | 2362 |
| Dauerweide intensiv | 26166 | 2291 | 17832 | 15375 | 4039 |
| Dauerweide mittelintensiv | 15699 | 1374 | 10699 | 20500 | 5386 |
| Dauerweide wenig intensiv | 7850 | 687 | 5349 | 12812 | 3366 |
| <i>Flächen aus dem Zukauf von Kraft- oder Raufutter</i> | | | | | |
| Körnermais Bio | | | | 901 | 470 |
| Soja Bio | | | | 3 | 1307 |
| Wintergerste Bio | | | | 1694 | 460 |
| Winterraps Bio | | | | 117 | 680 |
| Winterroggen Bio | | | | | 246 |
| Winterweizen Bio | | | | 2120 | 1071 |
| Körnermais | 650 | 568 | 2 | | 113 |
| NWI Zukauf | 1686 | 710 | 4851 | 12696 | 3618 |
| Soja (BR) | 1497 | 175 | 2 | | |
| Wintergerste | 222 | 362 | 1 | | |
| Wintergerste Extenso | 304 | 496 | 1 | | |
| Winterraps | 249 | 50 | 0 | | |
| Winterraps Extenso | 112 | 22 | | | |
| Winterraps (FR) | 132 | 46 | | | |
| Winterroggen | 89 | | | | |
| Winterweizen | 161 | 166 | | | |
| Winterweizen Extenso | 212 | 217 | 1 | | |
| Winterweizen (FR) | 360 | 369 | 1 | | |
| Zuckerrüben | 11 | 9 | 0 | 12 | 9 |
| Summe | 185542 | 18935 | 132937 | 193713 | 56545 |
| Betrachteter Zeitraum: ¹ Apr-Dez, ² Jan-Dez, ³ Sep-Dez. FR = Frankreich BR = Brasilien | | | | | |

Tabelle 53: Anbaudauer der einzelnen Kulturen in den verschiedenen Höhenlagen der Schweiz sowie in Deutschland, Frankreich und Brasilien.

| Kultur | | Anbaudauer in Tagen | | | | | | |
|--------|------------------------------------|---------------------|-------|------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|
| | | Betriebseigen | | | Zukauf | | | |
| | | Tal | Hügel | Berg | CH ¹ | DE ² | FR ³ | BR ⁴ |
| WWN | Winterweizen | 284 | 304 | 324 | 303 | | 303 | |
| WWE | Winterweizen Extenso | 284 | 304 | 324 | 303 | | | |
| WRN | Winterroggen | 304 | 304 | 324 | 303 | | | |
| WRE | Winterroggen Extenso | 304 | 304 | 324 | 303 | | | |
| WGN | Wintergerste | 293 | 313 | 313 | 303 | 303 | | |
| WGE | Wintergerste Extenso | 293 | 313 | 313 | 303 | | | |
| SGN | Sommergerste | 143 | 142 | 142 | | | | |
| SGE | Sommergerste Extenso | 143 | 142 | 142 | | | | |
| HAN | Sommerhafer | 143 | 142 | 142 | | | | |
| HAE | Sommerhafer Extenso | 143 | 142 | 142 | | | | |
| TRN | Wintertriticale | 304 | 304 | 324 | | | | |
| TRE | Wintertriticale Extenso | 304 | 304 | 324 | | | | |
| WRAN | Winterraps | 324 | 324 | 344 | 334 | | 334 | |
| WRAE | Winterraps Extenso | 324 | 324 | 344 | 334 | | | |
| KM | Körnermais | 173 | 173 | 173 | 152 | | | |
| SM | Silomais | 133 | 153 | 143 | | | | |
| KA | Speisekartoffeln | 153 | 163 | 163 | 152 | | | |
| ZR | Zuckerrüben | 193 | 193 | 193 | 212 | | | |
| FR | Futterrüben | 203 | 193 | 193 | | | | |
| SAB | Sommerackerbohne | 162 | 153 | 153 | 153 | | | |
| EE | Sommereiwisserbsen | 146 | 143 | 143 | 121 | | 273 ⁵ | |
| SO | Soja Bio | 137 | 133 | 133 | 121 | | | 105 |
| SOB | Sonnenblumen | 148 | 148 | 148 | | | | |
| BB | Buntbrache | 364 | 364 | 364 | | | | |
| BR | Rotationsbrache | 212 | 212 | 212 | | | | |
| KWS04 | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 259 | 249 | 239 | | | | |
| KWI | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 364 | 364 | 364 | | | | |
| KWE09 | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 267 | 262 | 257 | | | | |
| KWE03 | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 74 | 84 | 95 | | | | |
| NWI | Naturwiese/Mähweide intensiv | 364 | 364 | 364 | 364 | | | |
| NWM | Naturwiese/Mähweide mittelintensiv | 364 | 364 | 364 | | | | |
| NWW | Naturwiese wenig intensiv | 364 | 364 | 364 | | | | |
| NWE | Naturwiese extensiv | 364 | 364 | 364 | | | | |
| WEI | Dauerweide intensiv | 364 | 364 | 364 | | | | |
| WEM | Dauerweide mittelintensiv | 364 | 364 | 364 | | | | |
| WEW | Dauerweide wenig intensiv | 364 | 364 | 364 | | | | |
| ZW0805 | Zwischenfutter, überwintert | 273 | 273 | 273 | | | | |
| GD0805 | Gründüngung | 273 | 273 | 273 | | | | |
| ZW0801 | Zwischenfutter, n. überwintert | 153 | 153 | 153 | | | | |
| GD0801 | Gründüngung | 153 | 153 | 153 | | | | |
| KWS08 | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 138 | 138 | 138 | | | | |

¹ CH = Schweiz, ² DE = Deutschland, ³ FR = Frankreich, ⁴ BR = Brasilien
⁵ = Wintererbse

Tabelle 54: Maximal und minimal erreichbare Gesamte Artenvielfalt der wichtigsten betrachteten Kulturen.

| Habitat I und II | | Minimale GAV | Maximale GAV |
|------------------|---------------------------|--------------|--------------|
| Ackerland | Hackfrüchte | 2,5 | 5,7 |
| | Leguminosen | 3,4 | 7,1 |
| | Raps | 3,8 | 7,8 |
| | Sommergetreide | 3,8 | 8,0 |
| | Wintergetreide | 4,0 | 8,1 |
| | Rotationsbrache | 4,5 | 9,8 |
| | Buntbrache | 13,3 | 21,9 |
| | Kunstwiese | 2,9 | 7,8 |
| Wiesland | Naturwiese intensiv | 3,6 | 9,2 |
| | Naturwiese mittelintensiv | 6,5 | 17,0 |
| | Naturwiese wenig intensiv | 8,9 | 22,4 |
| | Dauerweide intensiv | 6,3 | 16,4 |
| | Dauerweide wenig intensiv | 8,3 | 22,1 |
| | Naturwiese extensiv | 8,9 | 22,4 |

Tabelle 55: GAV der Kulturen in den Betriebstypen GVM ÖLN Tal, MK ÖLN Tal, MK Bio Tal, GVM Bio Berg.

| Kultur | | 5611 GVM ÖLN Tal | 2211 MK ÖLN Tal | 2221 MK Bio Tal | 2323 GVM Bio Berg |
|--------|--------------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------|
| WWN | Winterweizen | 5,5 | 5,6 | 6,3 | 6,3 |
| WWE | Winterweizen Extenso | 5,5 | 5,5 | 5,8 | 5,7 |
| WRN | Winterroggen | 5,6 | 5,6 | 6,3 | 6,3 |
| WRE | Winterroggen Extenso | 5,6 | 5,7 | 5,8 | 5,7 |
| WGN | Wintergerste | 5,5 | 5,6 | 6,3 | 6,3 |
| WGE | Wintergerste Extenso | 5,5 | 5,5 | 5,7 | 5,7 |
| SGN | Sommergerste | 5,4 | 5,5 | 6,0 | 5,8 |
| SGE | Sommergerste Extenso | 5,2 | 5,2 | 5,4 | 5,3 |
| HAN | Sommerhafer | 5,4 | 5,4 | 6,0 | 5,9 |
| HAE | Sommerhafer Extenso | 5,2 | 5,2 | 5,4 | 5,4 |
| TRN | Wintertriticale | 5,4 | 5,5 | 6,3 | 6,3 |
| TRE | Wintertriticale Extenso | 5,5 | 5,5 | 5,7 | 5,7 |
| WRAN | Winterraps | 5,2 | 5,3 | 5,9 | 5,9 |
| WRAE | Winterraps Extenso | 5,6 | 5,6 | 5,5 | 5,5 |
| KM | Körnermais | 3,6 | 3,6 | 3,8 | 3,8 |
| SM | Silomais | 3,6 | 3,6 | 3,8 | 3,7 |
| KA | Speisekartoffeln | 3,7 | 3,8 | 3,8 | 3,8 |
| ZR | Zuckerrüben | 3,4 | 3,4 | 3,7 | 3,7 |
| FR | Futterrüben | 3,6 | 3,6 | 3,7 | 3,7 |
| SAB | Sommerackerbohne | 5,0 | 5,0 | 5,0 | 5,0 |
| EE | Sommereiwisserbsen | 4,8 | 5,0 | 5,0 | 5,0 |
| SO | Soja Bio | 5,3 | 5,3 | 5,1 | 5,1 |
| SOB | Sonnenblumen | 5,5 | 5,6 | 5,4 | 5,4 |
| BB | Buntbrache | 20,5 | 20,5 | 20,5 | 20,5 |
| BR | Rotationsbrache | 7,2 | 7,2 | 7,2 | 7,2 |
| KWS04 | Kunstwiese intensiv | 4,4 | 4,5 | 5,0 | 4,7 |
| KWI | Kunstwiese intensiv | 4,4 | 4,4 | 4,9 | 4,8 |
| KWE09 | Kunstwiese intensiv | 4,8 | 4,6 | 5,0 | 5,0 |
| KWE03 | Kunstwiese intensiv | 7,6 | 7,6 | 7,6 | 7,6 |
| NWI | Naturwiese intensiv | 5,0 | 5,0 | 5,6 | 5,6 |
| NWM | Naturwiese mittelintensiv | 10,4 | 10,5 | 10,5 | 5,9 |
| NWW | Naturwiese wenig intensiv | 16,3 | 16,3 | 16,3 | 11,6 |
| NWE | Naturwiese extensiv | 16,6 | 16,6 | 16,6 | 17,0 |
| WEI | Dauerweide intensiv | 8,2 | 8,2 | 9,2 | 5,1 |
| WEM | Dauerweide mittelintensiv | 9,9 | 10,0 | 9,9 | 9,3 |
| WEW | Dauerweide wenig intensiv | 15,7 | 15,7 | 15,7 | 16,2 |
| ZW0805 | Zwischenfutter, überwintert | 7,4 | 7,4 | 8,0 | 7,9 |
| GD0805 | Gründüngung | 6,9 | 6,9 | 6,8 | 6,8 |
| ZW0801 | Zwischenfutter, n. überwintert | 7,4 | 7,4 | 8,0 | 7,9 |
| GD0801 | Gründüngung | 6,9 | 6,9 | 6,8 | 6,8 |
| KWS08 | Kunstwiese/Mähweide intensiv | 5,1 | 5,1 | 5,4 | 5,3 |

Tabelle 56: GAV der Kulturen, die durch den Zukauf von Remonten und Milchpulver den Betriebstypen GVM ÖLN Tal, MK ÖLN Tal, MK Bio Tal und GVM Bio Berg zuzuordnen sind. Die zuliefernden Betriebe sind Verkehrsmilch ÖLN Hügel (2112), MK ÖLN Hügel (2212), MK Bio Berg (2223), Verkehrsmilch Bio Berg (2123).

| Kultur | | 5611 | 2211 | 2221 | 2323 |
|--------|---------------------------|----------------|---------------|---------------|-----------------|
| | | GVM ÖLN Tal | MK ÖLN Tal | MK Bio Tal | GVM Bio Berg |
| | | VKM ÖLN H | MK ÖLN H | MK Bio B | VKM Bio B |
| WWN | Winterweizen | 6,0 | 6,0 | 6,8 | 6,8 |
| WWE | Winterweizen Extenso | 6,0 | 6,0 | 6,2 | 6,2 |
| WRN | Winterroggen | 6,1 | 6,1 | 6,8 | 6,8 |
| WRE | Winterroggen Extenso | 6,2 | 6,2 | 6,2 | 6,2 |
| WGN | Wintergerste | 6,0 | 6,0 | 6,8 | 6,8 |
| WGE | Wintergerste Extenso | 6,0 | 6,0 | 6,2 | 6,2 |
| SGN | Sommergerste | 5,9 | 5,9 | 6,4 | 6,4 |
| SGE | Sommergerste Extenso | 5,7 | 5,7 | 5,8 | 5,8 |
| HAN | Sommerhafer | 5,9 | 5,9 | 6,5 | 6,5 |
| HAE | Sommerhafer Extenso | 5,7 | 5,7 | 5,9 | 5,9 |
| TRN | Wintertriticale | 5,9 | 5,9 | 6,7 | 6,7 |
| TRE | Wintertriticale Extenso | 6,0 | 6,0 | 6,1 | 6,1 |
| WRAN | Winterraps | 5,9 | 5,9 | 6,4 | 6,4 |
| WRAE | Winterraps Extenso | 6,3 | 6,3 | 5,9 | 5,9 |
| KM | Körnermais | 4,0 | 4,0 | 4,0 | 4,0 |
| SM | Silomais | 3,8 | 3,8 | 3,9 | 3,9 |
| KA | Speisekartoffeln | 3,9 | 3,9 | 3,9 | 3,9 |
| ZR | Zuckerrüben | 3,7 | 3,7 | 3,9 | 3,9 |
| FR | Futterrüben | 3,8 | 3,8 | 3,9 | 3,9 |
| SAB | Sommerackerbohne | 5,4 | 5,4 | 5,4 | 5,4 |
| EE | Sommereiwisserbsen | 5,4 | 5,4 | 5,4 | 5,4 |
| SO | Soja Bio | 5,8 | 5,8 | 5,5 | 5,5 |
| SOB | Sonnenblumen | 6,1 | 6,1 | 5,9 | 5,9 |
| BB | Buntbrache | 21,4 | 21,4 | 21,4 | 21,4 |
| BR | Rotationsbrache | 7,4 | 7,4 | 7,4 | 7,4 |
| KWS04 | Kunstwiese intensiv | 4,2 | 4,2 | 4,6 | 4,6 |
| KWI | Kunstwiese intensiv | 4,3 | 4,3 | 4,7 | 4,7 |
| KWE09 | Kunstwiese intensiv | 4,4 | 4,4 | 4,7 | 4,7 |
| NWI | Naturwiese intensiv | 4,9 | 4,9 | 5,3 | 5,3 |
| NWM | Naturwiese mittelintensiv | 10,0 | 10,0 | 5,7 | 5,7 |
| NWW | Naturwiese wenig intensiv | 15,7 | 15,7 | 11,2 | 11,2 |
| NWE | Naturwiese extensiv | 16,1 | 16,1 | 16,5 | 16,5 |
| WEI | Dauerweide intensiv | 7,9 | 7,9 | 4,7 | 4,7 |
| WEM | Dauerweide mittelintensiv | 9,7 | 9,7 | 9,2 | 9,2 |
| WEW | Dauerweide wenig intensiv | 15,1 | 15,1 | 15,6 | 15,6 |

¹ VKM = Verkehrsmilch

Tabelle 57: GAV der über Kraftfutter- bzw. Raufutterzukauf der Mast zugeordneten Kulturen.

| | | ÖLN | | | Bio | Ausland | | |
|------|----------------------|-----|-------|------|-----|------------|-------------|-----------|
| | | Tal | Hügel | Berg | Tal | Frankreich | Deutschland | Brasilien |
| WWN | Winterweizen | 5,2 | 5,3 | 5,2 | 6,0 | 5,0 | | |
| WWE | Winterweizen Extenso | 5,6 | | | | | | |
| WRN | Winterroggen | 5,6 | | | | | | |
| WGN | Wintergerste | 5,2 | | | | | 5,3 | |
| WGE | Wintergerste Extenso | 5,6 | | | 6,0 | | | |
| KM | Körnermais | 3,6 | | | 3,7 | | | |
| KA | Speisekartoffeln | 3,5 | | | | | | |
| ZR | Zuckerrüben | 3,4 | | | 3,7 | | | |
| FR | Futterrüben | 3,4 | | | 3,7 | | | |
| SO | Soja | | | | 5,3 | | | n/a |
| EE | Sommereiwisserbsen | 4,5 | | | 5,2 | 4,6 | | |
| WRAN | Winterraps | 5,2 | | | 5,9 | 5,0 | | |
| WRAE | Winterraps Extenso | 5,6 | | | | | | |
| SAB | Sommerackerbohne | 5,0 | | | | | | |
| NWI | Naturwiese intensiv | 4,9 | | | | | | |

8.5. Anhang Sensitivitätsanalysen Rindermast

8.5.1. Umweltwirkungen je nach Wahl der Allokationsmethode

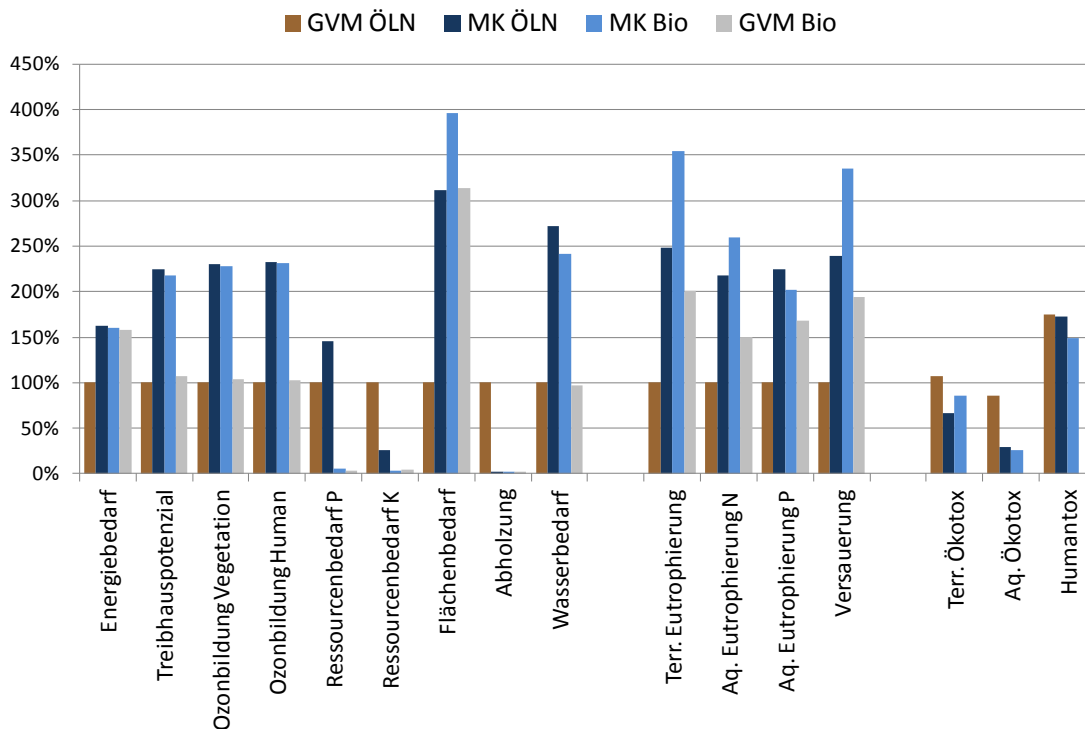


Abbildung 56: Resultate pro kg Lebendgewicht (LG) Rindermast Schweiz (Stufe Hoftor) unter Verwendung eines Allokationsfaktors von 0 % für die zugekauften Kälber.

8.5.2. Verbessertes Endgewicht Mutterkuhhaltung

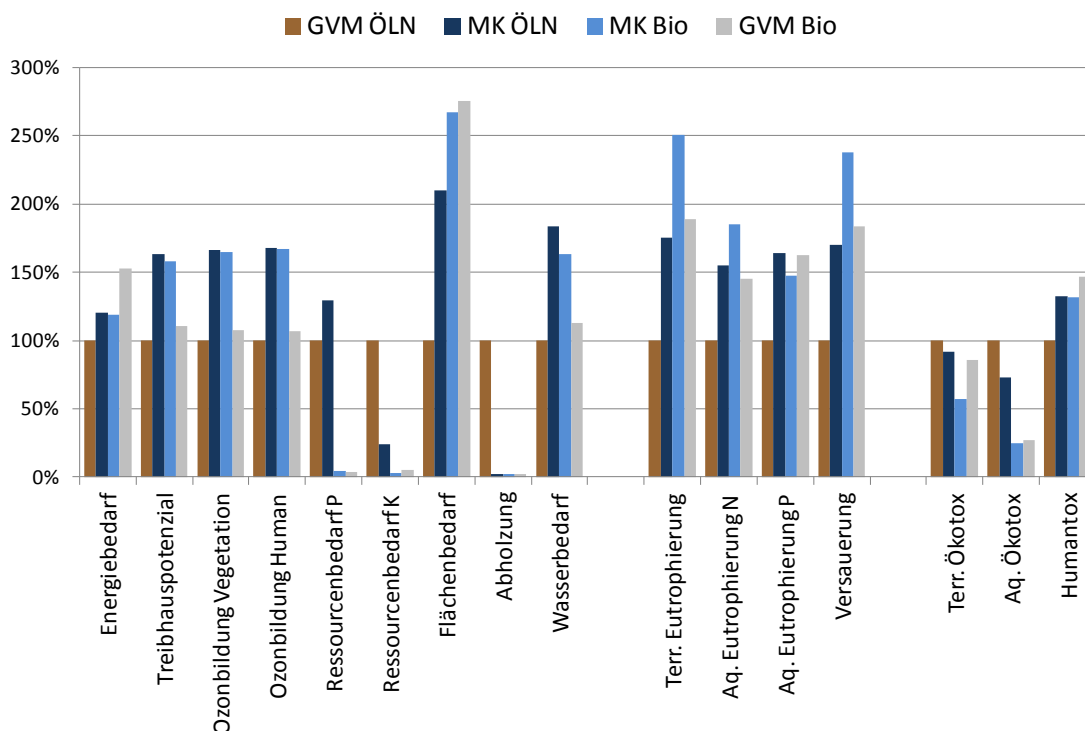


Abbildung 57: Resultate pro kg Lebendgewicht (LG) Rindermast Schweiz (Stufe Hoftor) unter Verwendung eines höheren Endgewichtes (388 kg) für die Mutterkuhhaltung (übrige Parameter bleiben gleich).

8.6. Anhang Begleitgruppen Forschungsinitiative Coop-ART

Projektausschuss

| | |
|--------------------|----------------------------------|
| Alig Martina | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |
| Allemann Philipp | Coop-Genossenschaft |
| Anwander Sybil | Coop-Genossenschaft |
| Cabernard Bruno | Coop-Genossenschaft |
| Gaillard Gérard | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |
| Grandl Florian | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |
| Messner Joachim | Bell Schweiz AG |
| Mieleitner Johanna | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |
| Mörkofer Basil | Coop-Genossenschaft |
| Nemecek Thomas | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |
| Weingartner Urs | Coop-Genossenschaft |
| Winzeler Michael | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |

Stakeholdergruppe

| | |
|------------------------|---|
| Althaus Peter | IP-Suisse |
| Bärtschi Daniel | BioSuisse |
| Binswanger Andreas | Interessengemeinschaft der Coop Label Porcs Produzenten |
| Dähler Josef | Bell Schweiz AG |
| Feitknecht Ulrico | SuissePorcs |
| Flückiger Daniel | Schweizerischer Bauernverband |
| Gafner Karin | Proviande |
| Huber Hansuli | STS |
| Küchler Paul | MOSEG |
| Neuenschwander Niklaus | BLW |
| Schatzmann Christoph | Bell Schweiz AG |
| Schlatter Christine | Bell Schweiz AG |
| Schneider Regula | Mutterkuh Schweiz |
| Stadler Thomas | BAFU |
| Weingartner Urs | Coop Genossenschaft |
| Werder Jakob | UFA AG |
| Zweifel Ruedi | Aviforum |

Wissenschaftliche Begleitgruppe Animalca

| | |
|---------------------|----------------------------------|
| Bachmann Hans-Peter | Agroscope Liebefeld-Posieux ALP |
| Dufey Pierre-Alain | Agroscope Liebefeld-Posieux ALP |
| Gazzarin Christian | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |
| Huguenin Olivier | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |
| Kreuzer Michael | ETH |
| Meier Matthias | FiBL |
| Schlegel Patrick | Agroscope Liebefeld-Posieux ALP |
| Stoessel Franziska | ETH |
| Stoll Walter | Agroscope Liebefeld-Posieux ALP |
| Thomet Peter | HAFL (ehem. SHL) Zollikofen |
| Winzeler Michael | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |
| Zähler Michael | Agroscope Reckenholz-Tänikon ART |