

Umwelt

Agroscope Science | Nr. 61 / 2018



# Ökobilanz von drei Milchproduktionssystemen unterschiedlicher Intensität auf Basis von Eingrasen und Vollweide

## Autoren

Joséphine Zumwald, Martin Braunschweig und Thomas Nemecek

## Partner

Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL)

Berufsbildungszentrum Natur und Ernährung Kanton Luzern (BBZN)

Fondation Sur-La-Croix, Basel

### Impressum

Herausgeber	Agroscope Strategischer Forschungsbereich Agrarökologie und Umwelt Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich Telefon +41 (0)44 377 71 11, Fax +41 (0)44 377 72 01 <a href="mailto:info@agroscope.ch">info@agroscope.ch</a> ; <a href="http://www.agroscope.ch">www.agroscope.ch</a>
Auskünfte	Thomas Nemecek ( <a href="mailto:thomas.nemecek@agroscope.admin.ch">thomas.nemecek@agroscope.admin.ch</a> )
Titelbild	Franziska Akert, HAFL & ETH
Download	<a href="http://www.agroscope.ch/science">www.agroscope.ch/science</a>
Copyright	© Agroscope 2018
ISSN	2296-729X
ISBN	978-3-906804-49-1

# Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>6</b>
<b>Résumé</b> .....	<b>10</b>
<b>Summary</b> .....	<b>15</b>
<b>Danksagung</b> .....	<b>19</b>
<b>1 Einleitung</b> .....	<b>20</b>
<b>2 Analyisierte Milchproduktionssysteme und Untersuchungsobjekte</b> .....	<b>21</b>
2.1 Die drei Produktionssysteme: VW, EGKF und EGKFplus .....	22
2.2 Gutsbetrieb Hohenrain .....	22
2.3 Pilotbetriebe .....	24
<b>3 Ökobilanzanalyse</b> .....	<b>25</b>
3.1 Untersuchungsrahmen .....	25
3.1.1 Ziel der Studie und funktionelle Einheit .....	25
3.1.2 Systemgrenzen .....	25
3.1.3 Allokation .....	27
3.2 Sachbilanz mit SALCA .....	28
3.2.1 Berechnung des P- und K-Ressourcenbedarfs .....	28
3.2.2 Emissionsmodelle in SALCA .....	28
3.2.3 Spezifische Anpassungen für Ökobilanzen von graslandbasierter Milchproduktion .....	29
3.3 Wirkungsabschätzung mit SALCA und Simapro .....	30
3.4 SALCA Biodiversität und Bewertung Landschaftsbild .....	31
3.4.1 SALCA Biodiversität .....	31
3.4.2 SALCA Landschaftsbild .....	32
<b>4 Datenquellen und Datenaufbereitung</b> .....	<b>33</b>
4.1 Ergänzung von Daten durch Modellbetriebe .....	33
4.2 Futtermittel .....	34
4.2.1 Zusammensetzung der Ration .....	34
4.2.2 Nährwertinformationen .....	34
4.2.3 Futtermenge .....	34
4.2.4 Weideperiode .....	35
4.2.5 Weitere Daten Futtermittel Gutsbetrieb .....	35
4.3 Dünger .....	36
4.4 Infrastruktur .....	37
4.5 Umwelt .....	37
4.6 Tiere .....	38
4.7 Parzellen und Betriebsfläche .....	38
4.8 Weitere Outputs und Inputs .....	39
<b>5 Resultate</b> .....	<b>41</b>
5.1 Gutsbetrieb: Ressourcenbezogene Wirkungskategorien .....	41
5.2 Gutsbetrieb: Emissionsbezogene Wirkungskategorien .....	44

5.3	Gutsbetrieb: Biodiversität und Landschaftsbild .....	49
5.4	Pilotbetriebe: Ressourcenbezogene Wirkungskategorien .....	50
5.5	Pilotbetriebe: Emissionenbezogene Wirkungskategorien .....	53
5.6	Pilotbetriebe: Biodiversität und Landschaftsbild .....	57
5.7	Gutsbetrieb vs. Pilotbetriebe .....	59
5.7.1	Ressourcenbezogene Wirkungskategorien .....	59
5.7.2	Emissionsbezogene Wirkungskategorien .....	59
5.8	Sensitivitätsanalysen .....	61
5.8.1	Sensitivitätsanalyse A: Systemerweiterung Tier-Zukauf .....	61
5.8.2	Sensitivitätsanalyse B: N-Gehalt Futter .....	63
5.8.3	Sensitivitätsanalyse C: Verzehr TS Weidefutter .....	64
5.8.4	Sensitivitätsanalyse D: Funktionelle Einheit 1 m <sup>2</sup> .....	65
5.9	Zusammenfassung Resultate .....	66
<b>6</b>	<b>Diskussion</b> .....	<b>68</b>
6.1	Interpretation der Ergebnisse .....	68
6.2	Einflussfaktoren auf die Umweltwirkungen der Milch .....	69
6.3	Empfehlungen für Praxis und Forschung .....	70
6.4	Vergleich mit Literatur .....	72
6.5	Unsicherheiten .....	73
6.5.1	Datenunsicherheit .....	73
6.5.2	Modellierung und Einfluss auf Ergebnisse .....	74
<b>7</b>	<b>Fazit und Ausblick</b> .....	<b>76</b>
<b>8</b>	<b>Literatur</b> .....	<b>78</b>
<b>Anhang A: Berücksichtigte Infrastrukturdaten .....</b>		<b>81</b>
<b>Anhang B: Grafiken weitere Resultate .....</b>		<b>83</b>
<b>Anhang C: Details zu Zusammenstellung Inputgruppen .....</b>		<b>85</b>
<b>Anhang D: Allokationsfaktoren .....</b>		<b>86</b>
<b>Anhang E: Ausführliche Resultattabelle .....</b>		<b>87</b>
<b>Anhang F: Sensitivitätsanalysen: Tabellen .....</b>		<b>91</b>
<b>Anhang G: Futtermittelverwertung .....</b>		<b>97</b>

## Abkürzungsverzeichnis

<b>Abkürzung</b>	<b>Bedeutung</b>
1,4-DB	1,4-Dichlorbenzol
a	Jahr
aq.	aquatisch
BDP	Biodiversitätspunkte
BDP <sub>n</sub>	Biodiversitätspunkte, normiert und flächengewichtet
CFC	Fluorchlorkohlenwasserstoff
CH	Schweiz
CO <sub>2</sub>	Kohlendioxid
ECM	energiekorrigierte Milch
EG	Eingrasen
EGKF	Eingrasen mit tiefem Kraffutterniveau
EGKF <sub>plus</sub>	Eingrasen mit hohem Kraffutterniveau
EGKF+	Eingrasen mit hohem Kraffutterniveau
Eq.	Äquivalente
FiBL	Forschungsinstitut für biologischen Landbau
FPCM	fett- und proteinkorrigierte Milchmenge
FS	Frischsubstanz
g	Gramm
GRUD	Grundlagen für die Düngung aller landwirtschaftlicher Kulturen der Schweiz
GVE	Grossvieheinheit
H+	Proton
ha	Hektare
K	Kalium
KF	Kraffutter
kg	Kilogramm
LCA	Englisch für Life Cycle Assessment (Ökobilanz-Analyse)
LG	Lebendgewicht
LN	Landwirtschaftliche Nutzfläche
LSP	Landschaftspunkte
LW	Landwirtschaft
m	Meter
MJ	Megajoule
molc	Molare Konzentration
N	Stickstoff
NMVOC	Flüchtige Organische Verbindungen ohne Methan
ÖLN	ökologischer Leistungsnachweis
org.	organisch
P	Phosphor
RGVE	Rinder-Grossvieheinheit
RW	Referenzwert
SALCA	Swiss Agricultural Life Cycle Assessment
TAN	total ammoniacal N
terr.	terrestrisch
TS	Trockensubstanz
TVD	Tierverkehrsdatenbank
VW	Vollweide

# Zusammenfassung

### Problembeschrieb und Zielsetzung

Die Umweltwirkungen der Milchproduktion sind von zahlreichen Einflussfaktoren abhängig. Neben den Standortbedingungen (Klima, Boden, Topographie) spielt die Ausgestaltung des Produktionssystems eine entscheidende Rolle: Die Zusammensetzung der Futterration, die Haltung (Stall/Weide), die Milchleistung pro Kuh und das Hofdüngermanagement üben einen erheblichen Einfluss aus. Um Umweltwirkungen senken zu können, ist es wichtig, die jeweiligen Vor- und Nachteile der verschiedenen Milchproduktionssysteme in Anbetracht dieser Faktoren zu analysieren.

Verschiedene Ökobilanzstudien haben sich bereits mit diesem Thema auseinandergesetzt: Für graslandbasierte Milchproduktionssysteme mit Weidehaltung und geringen Kraffuttermengen wurde beispielsweise oft ein höherer Flächenbedarf und höhere Treibhausgasemissionen pro kg energiekorrigierte Milch (ECM) ermittelt als für Systeme mit weniger Weidehaltung und höherem Kraffuttereinsatz. Allerdings gibt es ebenfalls Studien, die bezüglich Flächenbedarf und Treibhausgasemissionen zu gegenteiligen Schlussfolgerungen kommen. Auch bezüglich Versauerung weisen die bisherigen Publikationen sowohl auf Vorteile wie auch auf Nachteile für graslandbasierte Systeme mit Weidehaltung hin. Laut einigen Untersuchungen schneiden Systeme mit einem höheren Anteil an Kraffutter und Stallhaltung hingegen bei Ökotoxizität, Phosphor(P)- und Kalium(K)-Ressourcenbedarf sowie Abholzung (für den Anbau von Soja) ungünstiger ab als solche ohne oder mit weniger Kraffutter und Weidehaltung.

Betreffend die Umweltwirkungen der Milchproduktion gibt es also kein durchwegs bestes System. Je nach betrachteter Umweltwirkung und konkreter Ausgestaltung schneiden Produktionssysteme unterschiedlich ab. Die genauen Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Charakteristiken der Produktionssysteme und die Umweltwirkungen sind deshalb vertieft zu untersuchen. Ausserdem wurden Systeme mit Eingrasen (hohe Frischgrasnutzung mit Teilweide und Grasfütterung im Stall), wie sie für die Schweiz typisch sind, bisher wenig untersucht. Als Teil des Projekts «Optimierung von graslandbasierten Milchproduktionssystemen auf Basis von Eingrasen (Hohenrain II)» hatte die vorliegende Studie zum Ziel, die Vor- und Nachteile folgender drei Fütterungssysteme bezüglich ihrer Umweltwirkungen anhand einer Ökobilanz zu ermitteln: Vollweide (VW), Eingrasen mit tiefem (EGKF) und mit hohem Kraffutterniveau (EGKFplus). Daraus sollten möglichst Schlussfolgerungen für Praxis und Forschung gezogen werden, um die Umweltwirkungen der Milchproduktion senken zu können.

### Methode

Der Systemvergleich erfolgte auf Basis von Pilotbetrieben sowie des Systemvergleichs auf dem Gutsbetrieb des Berufsbildungszentrums Natur und Ernährung (BBZN) in Hohenrain im Kanton Luzern. Untersucht wurden die Vollweide mit saisonaler Abkalbung (VW) und minimalem Kraffuttereinsatz (0-300 kg KF/Kuh/Jahr), sowie Eingrasen mit Teilweide und zwei unterschiedlichen Mengen an Kraffutter (EGKF: max. 500 kg/Kuh/Jahr; EGKFplus: 800-1200 kg/Kuh/Jahr). Pro System wurden vier Pilotbetriebe für das Jahr 2014 analysiert. Gleichzeitig wurden die drei Systeme auf dem Gutsbetrieb während drei Jahre (2014–2016) untersucht. Die Einschliessung dieser beiden Typen von Untersuchungsobjekten erlaubte, die Systeme sowohl unter gleichen Bedingungen und über mehrere Jahre (Gutsbetrieb), wie auch in der Vielfalt der Praxis miteinander zu vergleichen (Pilotbetriebe).

Die Datenerhebung erfolgte im Rahmen der Projektarbeiten von «Hohenrain II». Fehlende Daten liessen sich anhand von Daten aus Modellbetrieben abschätzen, die an den untersuchten Betrieb angepasst wurden. Die Modellbetriebe wurden aus verschiedenen Quellen zusammengestellt und repräsentieren jeweils den Durchschnitt einer Betriebsgruppe (z.B. Verkehrsmilchbetrieb, Tal, ÖLN). Mit dem Ziel des Vergleichs der Umweltwirkungen der Milch von unterschiedlichen Systemen wurde ein kg ECM ab Hof als funktionelle Einheit

gewählt. Die Systemgrenze umfasste die Viehhaltung (Milchkühe und Aufzucht), zugekaufte Tiere, Fütterungs- und Düngermanagement, Produktion und Bereitstellung von Futtermitteln, mineralischen Düngern, Energieträgern, Gebäuden und sonstiger Infrastruktur. Da in der Milchproduktion neben dem Hauptprodukt «Milch» automatisch auch das Nebenprodukt «Tiere» entsteht, müssen die anfallenden Umweltwirkungen zwischen diesen beiden Produkten aufgeteilt werden. In dieser Studie wurde hierzu eine physische Allokation basierend auf der Energie, die das Tier zur Produktion von 1 kg ECM und 1 kg Körpergewicht benötigt, verwendet. Weitere Produktionszweige, wie Ackerbau oder andere Viehbestände als Rinder lagen außerhalb der Systemgrenze.

Die direkten Emissionen wurden mit der SALCAfarm-Methode berechnet. Spezifische Merkmale der graslandbasierten Milchproduktion wurden berücksichtigt. So unterscheiden die angewandten Modelle zwischen den Stickstoff(N)-Ausscheidungen in Urin und Kot für Ammoniak, Lachgas und Nitrat auf der Weide, um den effektiven Emissionsprozessen gerecht zu werden. Die benötigten Inventare für Inputs und Prozesse auf dem Landwirtschaftsbetrieb (z.B. Futter, Mineraldünger, Diesel oder Gebäude) wurden aus der SALCA- und der ecoinvent-V3-Datenbank übernommen. Die Wirkungsabschätzung basierte auf der SALCA-Wirkungsabschätzungsmethode und schloss 15 verschiedene Wirkungskategorien ein.

## Ergebnisse

In den Ergebnissen dieser Studie werden die Systeme nicht nach einer eindeutigen Rangfolge bezüglich ihrer Umweltwirkungen eingeordnet. Vielmehr werden sie aus einer differenzierten Sicht nach den jeweiligen Wirkungskategorien und Typ des Untersuchungsobjekts beschrieben. Die folgenden Hauptergebnisse können aus dieser Studie abgeleitet werden:

- Für viele Wirkungskategorien gibt es pro kg ECM keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen. Insbesondere beim Energiebedarf, Wasserbedarf, Flächenbedarf, aquatische Eutrophierung P und Biodiversität überschneiden sich die Werte der einzelnen Systeme für den Gutsbetrieb wie auch für die Pilotbetriebe.
- EGKFplus erreicht in den Wirkungskategorien K-Ressourcenbedarf, sowie in aquatischer und terrestrischer Ökotoxizität ungünstigere Werte als die beiden anderen. Bei Abholzung und P-Ressourcenbedarf gilt dies nur für die Pilotbetriebe.
- Auf dem Gutsbetrieb fallen die Ergebnisse in den Kategorien aquatische Eutrophierung N zudem für VW günstiger aus als für EGKFplus und in beiden Kategorien Ökotoxizität, sowie für K-Ressourcenbedarf auch günstiger als für EGKF.
- EGKFplus erreicht auf den Gutsbetrieb beim Treibhauspotenzial, sowie in der Ozonbildung und Landschaftsbild tendenziell günstigere Werte als VW (und EGKF, aber nur fürs Treibhauspotenzial).
- EGKF schneidet bei den Pilotbetrieben tendenziell günstiger ab als EGKFplus in Humantoxizität, dafür ungünstiger beim Landschaftsbild.
- Widersprüchliche Resultate gibt es zwischen dem Gutsbetrieb und den Pilotbetrieben für das Versauerungspotenzial und die terrestrische Eutrophierung, was mit den grossen Unterschieden im N-Gehalt des Futters erklärt wird. Bei den Pilotbetrieben schneidet VW im Vergleich zu EGKFplus günstiger ab, beim Gutsbetrieb schneidet EGKFplus tendenziell günstiger ab.
- Zwischen VW und EGKF gibt es auf den Pilotbetrieben für keine Kategorie deutliche Unterschiede.
- Auf den Pilotbetrieben weist EGKFplus lediglich im Landschaftsbild deutliche Vorteile gegenüber eines der anderen Systeme auf (EGKF).

Eine der Sensitivitätsanalysen hat gezeigt, dass eine andere Modellierungsweise als die physiologische Allokation zwischen Milch und Tieren einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse hat. Zwei der anderen Sensitivitätsanalysen zeigten, dass die unsichere Menge an verzehrtem Grünfutter einen Einfluss auf gleichzeitig verschiedene, für die Emissionen wichtige Wirkungskategorien haben: Treibhauspotenzial, Versauerung, terr. Eutrophierung, aquatische Eutrophierung N und P, sowie Ozonbildung werden beeinflusst durch

die durchschnittlichen Nährstoffgehalte des Futters, sowie die Menge an Nährstoffen, die direkt durch Emissionen oder indirekt durch Aufbringung der Gülle anfallen.

### Fazit und Empfehlungen

Alle untersuchten Systeme zeigen spezifische Vor- und Nachteile bezüglich ihrer Umweltwirkungen, und es gibt kein System, welches bei sämtlichen Wirkungskategorien überlegen ist. Ein Grund dafür ist, dass sich die drei untersuchten Systeme mit ihrer graslandbasierten Fütterung ähnlich sind. Innerhalb der Systeme besteht offensichtlich ein beträchtliches Optimierungspotenzial: In den meisten Wirkungskategorien ist es mit allen Systemen grundsätzlich möglich, ähnlich günstig abzuschneiden. Ausnahmen bilden dabei die Kategorien, die stark vom Kraftfutterzukauf beeinflusst werden.

Die wichtigsten Einflussfaktoren für die untersuchten Umweltwirkungen der Milchproduktion sind die Zusammensetzung der Futtermischung (Zufuhr von Kraftfutter wirkt sich negativ auf den K-Ressourcenbedarf und die Ökotoxizität aus; Nährstoffüberschüsse im Futter führen zu höheren Treibhausgasemissionen, Versauerung, terrestrischer Eutrophierung, aquatischer Eutrophierung N sowie Ozonbildung), die Futtermittelverwertung (tiefe Futtermittelverwertung, ausgedrückt in kg Futter/kg Milch, führt zu höheren direkten Treibhausgasemissionen), die Remontierung von Tieren (Einfluss auf alle Wirkungskategorien) sowie die Düngung (N-Überschüsse in der Tierhaltung und hohe Düngergaben führen zu hoher aquatischer Eutrophierung N).

Anhand der Erkenntnisse in dieser Studie, bieten sich folgende Ansatzpunkte an, um die Umweltwirkungen der Milch zu senken:

- Betreffend Abholzung, P- und K-Ressourcenbedarf sowie Ökotoxizität erweisen sich Systeme mit geringerem Kraftfuttereinsatz als vorteilhafter gegenüber Systemen mit mehr Kraftfutter. Sind diese Kategorien im Fokus, sollten Systeme mit weniger Kraftfutter bevorzugt werden.
- Eine bessere Kenntnis der Futterzusammensetzung und –Nährstoffe, speziell betreffend Wiesenfutter würde eine Optimierung der Ration erlauben. Beispielsweise können mit gezielter Zufütterung von energiereichem Futter (z.B. Silomais) Nährstoffverluste und Umweltwirkungen vermindert und die Milchleistung erhöht werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass eine solche Zufütterung bei Weidehaltung den Futterverzehr auf der Weide beeinträchtigen kann.
- Eine längere Nutzungsdauer der Kühe, die sich in einer geringeren Remontierung von Rindern pro kg ECM auswirkt, hat eine sehr günstige Wirkung auf viele Wirkungskategorien und ist anzustreben.
- Ein gezielter Einsatz der Hofdünger, zusammen mit ggf. genaueren Kenntnissen der Nährstoffgehalte, soll zu geringeren Nährstoffverlusten führen.

Für die weitere Forschung im Bereich der Ökobilanzierung von graslandbasierten Milchproduktionssystemen können folgende Empfehlungen gemacht werden:

- Der Trade-Off zwischen den negativen und positiven Auswirkungen des Kraftfuttereinsatzes auf gewisse Wirkungskategorien sollte mittels umfassenderen Untersuchungen weiter analysiert werden, um den optimalen Einsatz kontext-spezifisch zu ermitteln.
- Weiter hat diese Studie gezeigt, dass es von Bedeutung ist, die genaue Zusammensetzung und -menge von Futter und Hofdünger bei Ökobilanzanalysen spezifisch zu erfassen und zu berücksichtigen.
- Dies gilt ebenso für die Remontierung von Tieren (durch eigene Aufzucht oder Zukauf), die generell ein wichtiger Faktor für die Umweltwirkungen der Milch darstellt und bei Ökobilanzen berücksichtigt werden sollte.



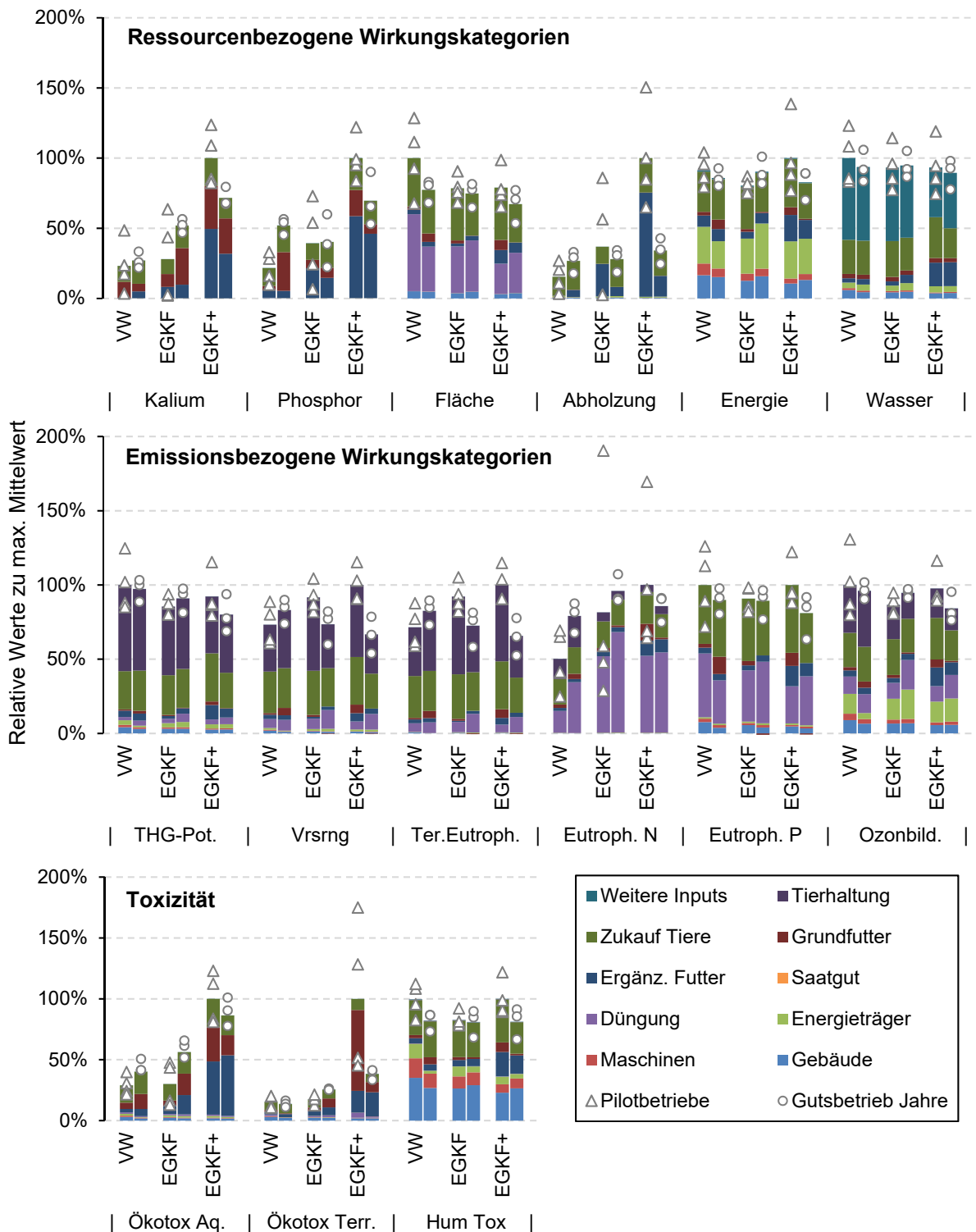


Abbildung 1: Vergleich aller Wirkungskategorien für die verschiedenen Systeme. Säulen stellen die Mittelwerte dar (linke Säule: Mittelwert der vier Pilotbetriebe, rechte Säule: Mittelwert der drei Jahre des Gutsbetriebs). Dreiecke zeigen Werte der einzelnen Pilotbetriebe, Kreise stellen Werte der einzelnen Jahre des Gutsbetriebs dar. Kalium = Kalium-Ressourcenbedarf, Phosphor = Phosphor-Ressourcenbedarf, Fläche = Flächenbedarf, Abholzung = potenziell abgeholzte Fläche, Energie = nicht-erneuerbarer Energiebedarf, Wasser = Wasserbedarf, THG-Pot. = Treibhauspotenzial, Vrsrng = Versauerungspotenzial, ter. Eutroph. = terrestrisches Eutrophierungspotenzial, Eutroph. N = aquatisches Eutrophierungspotenzial N, Eutroph. P = aquatisches Eutrophierungspotenzial P, Ökotox Aq. = aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, Ökotox Terr. = terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial, Hum Tox = Humantoxizitätspotenzial. VW = Vollweide, EGKF = Eingrasen mit wenig Kraftfutter, EGKFplus = Eingrasen mit viel Kraftfutter.

## Résumé

### Description du problème et objectif

Les impacts de la production laitière sur l'environnement dépendent de nombreux facteurs. Outre les conditions locales (climat, sol, topographie), la conception du système de production joue un rôle décisif: la composition de la ration fourragère, le mode de détention (étable/pâturage), la production laitière par vache et la gestion des engrais de ferme exercent une influence considérable. Pour réduire les impacts environnementaux, il est important d'analyser les avantages et inconvénients des différents systèmes de production laitière en tenant compte de ces facteurs.

Différentes études à partir d'analyses de cycle de vie ont déjà été effectuées sur ce sujet. Pour les systèmes de production laitière basés sur les herbages avec détention au pâturage et apports réduits en aliments concentrés, les calculs ont souvent montré que le besoin en surface ainsi que les émissions de gaz à effet de serre étaient plus élevés par kg de lait corrigé par rapport à sa teneur en énergie (ECM), comparé aux systèmes avec moins d'herbages et apports élevés en aliments concentrés. Il existe néanmoins d'autres études qui arrivent aux conclusions opposées en ce qui concerne le besoin en surface et les émissions de gaz à effet de serre. En matière d'acidification aussi, les publications à ce sujet présentent à la fois les avantages et les inconvénients des systèmes basés sur les herbages avec détention au pâturage. En revanche, selon quelques études, les systèmes utilisant une plus forte proportion d'aliments concentrés et avec détention du bétail à l'étable ont tendance à produire de moins bons résultats en termes d'écotoxicité, de besoins en phosphore (P), en potassium (K), en ressources ainsi qu'au niveau de la déforestation (pour la mise en place de cultures de soja) que ceux sans ou avec moins d'aliments concentrés et détention au pâturage.

Concernant les impacts de la production laitière sur l'environnement, aucun système n'est meilleur qu'un autre. Les résultats des systèmes de production diffèrent en fonction de l'impact considéré et de leur conception concrète. Les liens exacts entre les différentes caractéristiques des systèmes de production et les impacts environnementaux doivent faire l'objet d'études approfondies. Par ailleurs, les systèmes basés sur la récolte de l'herbe (utilisation importante d'herbe fraîche avec pâture partielle et affouragement d'herbe à l'étable), qui sont typiques de la Suisse, ont été peu étudiés jusqu'ici. C'est pourquoi, le présent travail, qui fait partie du projet «Optimisation des systèmes de production laitière basés sur les herbages et la distribution d'herbe fraîche (Hohenrain II)» avait pour but d'analyser les avantages et les inconvénients des trois systèmes d'affouragement suivants en termes d'impacts environnementaux au moyen d'une analyse du cycle de vie: pâture intégrale (PI), distribution d'herbe fraîche avec peu d'aliments concentrés (HFC) et beaucoup d'aliments concentrés (HFCplus). Il s'agit donc de tirer des conclusions pour la pratique et la recherche dans le but de réduire les impacts environnementaux de la production laitière.

Les impacts de la production laitière sur l'environnement dépendent de nombreux facteurs. Outre les conditions locales (climat, sol, topographie), la conception du système de production joue un rôle décisif: la composition de la ration fourragère, le mode de détention (étable/pâturage), la production laitière par vache et la gestion des engrais de ferme exercent une influence considérable. Pour réduire les impacts environnementaux, il est important d'analyser les avantages et inconvénients des différents systèmes de production laitière en tenant compte de ces facteurs.

Différentes études à partir d'analyses de cycle de vie ont déjà été effectuées sur ce sujet. Pour les systèmes de production laitière basés sur les herbages avec détention au pâturage et apports réduits en aliments concentrés, les calculs ont souvent montré que le besoin en surface ainsi que les émissions de gaz à effet de serre étaient plus élevés par kg de lait corrigé par rapport à sa teneur en énergie (ECM), comparé aux systèmes avec moins d'herbages et apports élevés en aliments concentrés. Il existe néanmoins d'autres études qui arrivent aux conclusions opposées en ce qui concerne le besoin en surface et les émissions de gaz à effet de serre. En matière d'acidification aussi, les publications à ce sujet présentent à la fois les avantages et les inconvénients des systèmes basés sur les herbages avec détention au pâturage. En revanche,

selon quelques études, les systèmes utilisant une plus forte proportion d'aliments concentrés et avec détention du bétail à l'étable ont tendance à produire de moins bons résultats en termes d'écotoxicité, de besoins en phosphore (P), en potassium (K), en ressources ainsi qu'au niveau de la déforestation (pour la mise en place de cultures de soja) que ceux sans ou avec moins d'aliments concentrés et détention au pâturage.

Concernant les impacts de la production laitière sur l'environnement, aucun système n'est meilleur qu'un autre. Les résultats des systèmes de production diffèrent en fonction de l'impact considéré et de leur conception concrète. Les liens exacts entre les différentes caractéristiques des systèmes de production et les impacts environnementaux doivent faire l'objet d'études approfondies. Par ailleurs, les systèmes basés sur la récolte de l'herbe (utilisation importante d'herbe fraîche avec pâture partielle et affouragement d'herbe à l'étable), qui sont typiques de la Suisse, ont été peu étudiés jusqu'ici. C'est pourquoi, le présent travail, qui fait partie du projet «Optimisation des systèmes de production laitière basés sur les herbages et la distribution d'herbe fraîche (Hohenrain II)» avait pour but d'analyser les avantages et les inconvénients des trois systèmes d'affouragement suivants en termes d'impacts environnementaux au moyen d'une analyse du cycle de vie: pâture intégrale (PI), distribution d'herbe fraîche avec peu d'aliments concentrés (HFC) et beaucoup d'aliments concentrés (HFCplus). Il s'agit donc de tirer des conclusions pour la pratique et la recherche dans le but de réduire les impacts environnementaux de la production laitière.

## Méthode

Les systèmes ont été comparés à partir d'exploitations pilotes et de l'exploitation du Centre de formation professionnelle Nature et alimentation (BBZN) à Hohenrain, canton de Lucerne. Les systèmes étudiés étaient les suivants: pâture intégrale avec vèlage saisonnier (PI) et utilisation minimale d'aliments concentrés (0-300 kg AC/vache/an) ainsi que deux systèmes avec distribution d'herbe fraîche à l'étable, pâture partielle et quantités différentes d'aliments concentrés (HFC: max. 500 kg C/vache/an; HFCplus: 800-1200 kg C/vache/an). En 2014, quatre exploitations pilotes ont été analysées par système. Parallèlement, les trois systèmes ont été étudiés pendant trois ans (2014-2016) dans l'exploitation du centre de formation. L'intégration de ces deux variantes a permis de comparer les systèmes non seulement dans les mêmes conditions et sur plusieurs années (exploitation agricole), mais aussi en tenant compte de la diversité de la pratique (exploitations pilotes).

Le relevé des données a été effectué dans le cadre des travaux du projet «Hohenrain II». Les données manquantes ont été estimées à partir des données provenant d'exploitations modèles et qui ont été adaptées à l'exploitation étudiée. Les exploitations modèles ont été constituées à partir de différentes sources et représentent toujours la moyenne d'un groupe d'exploitations (p. ex. exploitation de lait commercialisé, exploitations de plaine, PER). Dans le but de comparer les impacts environnementaux du lait produit dans différents systèmes de production, un kg d'ECM à partir de la ferme a été sélectionné en tant qu'unité fonctionnelle. La limite du système comprenait la détention de bétail (vaches laitières et élevage), les animaux achetés, la gestion de l'affouragement et des engrais, la production et la mise à disposition d'aliments pour animaux, d'engrais minéraux, de sources énergétiques, de bâtiments et de diverses infrastructures. Étant donné que dans la production laitière, outre le produit principal «lait», le sous-produit «animaux» est également produit automatiquement, les impacts environnementaux qui en résultent doivent être répartis entre ces deux produits. A cet effet, une allocation physique basée sur l'énergie nécessaire pour produire 1 kg ECM et 1 kg de poids corporel a été utilisée dans cette étude. D'autres branches de production, comme les grandes cultures ou les effectifs de bétails autres que les bovins, se situaient en dehors de la limite du système.

Les émissions directes ont été calculées avec la méthode SALCAfarm. Des caractéristiques spécifiques de la production laitière basée sur les herbages ont été pris en compte. Ainsi, les modèles utilisés font la distinction entre les excréments d'azote (N) dans l'urine et les fèces au pâturage pour l'ammoniac, le protoxyde d'azote et les nitrates afin de représenter les processus effectifs d'émissions. Les inventaires nécessaires pour les intrants et les processus dans l'exploitation agricole (p. ex. fourrages, engrais minéraux, diesel ou bâtiments) sont tirés des bases de données SALCA et ecoinvent-V3. L'évaluation des impacts était basée sur la méthode SALCA et comprenait quinze catégories d'impact différentes.

### Résultats

Dans les résultats de cette étude, les systèmes ne sont pas classés selon un ordre précis, en fonction de leur impact sur l'environnement. Ils sont plutôt décrits d'un point de vue différencié selon les catégories d'impacts et le type d'objet d'étude. On peut tirer de cette étude les principaux résultats suivants:

- Pour de nombreuses catégories d'impacts, il n'y a pas de différences claires par kg d'ECM entre les trois systèmes. En particulier en ce qui concerne les besoins en énergie, en eau, en surface, l'eutrophisation aquatique P et la biodiversité, les valeurs des différents systèmes se chevauchent aussi bien pour l'exploitation du BBZN que pour les fermes pilotes.
- Le système HFCplus atteint des valeurs moins favorables que les deux autres systèmes dans les catégories d'impacts besoins en K et écotoxicité aquatique et terrestre. Dans le cas de la déforestation et des besoins en P, cela ne s'applique qu'aux fermes pilotes.
- Dans l'exploitation du BBZN, les résultats dans les catégories eutrophisation aquatique N sont également plus favorables pour la PI que pour le système HFCplus et dans les deux catégories écotoxicité et besoins en K, ils sont aussi plus favorables que dans le système HFC.
- Dans l'exploitation du BBZN, la variante HFCplus a tendance à afficher des résultats plus favorables que la PI pour les catégories potentiel de gaz à effet de serre, formation d'ozone et esthétique du paysage (et que la variante HFC, mais dans ce cas seulement pour le potentiel de gaz à effet de serre).
- Le système HFC a tendance à surpasser dans les fermes pilotes le système HFCplus dans la catégorie toxicité humaine, mais est moins favorable dans la catégorie esthétique du paysage.
- Les résultats sont contradictoires entre l'exploitation du BBZN et les fermes pilotes en ce qui concerne le potentiel d'acidification et l'eutrophisation terrestre, ce qui s'explique par les grandes différences dans la teneur en azote des aliments pour animaux. Dans les fermes pilotes, la PI obtient de meilleurs résultats par rapport au système HFCplus ; dans l'exploitation du BBZN, le système HFCplus a tendance à obtenir des résultats plus favorables.
- Il n'y a pas de différences claires entre la PI et le système HFC dans les fermes pilotes, quelle que soit la catégorie.
- Dans les fermes pilotes, la variante HFCplus présente des avantages évidents par rapport à l'un des autres systèmes (HFC) uniquement dans la catégorie esthétique du paysage.

L'une des analyses de sensibilité a montré qu'une autre méthode que celle de l'allocation physiologique entre le lait et les animaux a une influence considérable sur les résultats. Deux des autres analyses de sensibilité ont montré que la quantité imprécise de fourrage vert consommé a une influence simultanément sur différentes catégories d'impacts importantes pour les émissions: le potentiel de gaz à effet de serre, l'acidification, l'eutrophisation terrestre, l'eutrophisation aquatique N et P de même que la formation d'ozone sont influencés par les teneurs moyennes en nutriments du fourrage et la quantité de nutriments, qui sont produites directement par les émissions ou indirectement par l'épandage du fumier.

### Conclusions et recommandations

Tous les systèmes étudiés ont des avantages et des inconvénients spécifiques en termes d'impacts environnementaux. Aucun système n'est supérieur dans toutes les catégories d'impacts. L'une des raisons en est que les trois systèmes étudiés sont similaires avec leur alimentation basée sur les herbages. Au sein des systèmes, il y a apparemment un potentiel d'optimisation considérable : dans la plupart des catégories d'impacts, il est fondamentalement possible avec tous les systèmes d'obtenir des résultats favorables. Les catégories qui sont fortement influencées par l'achat d'aliments concentrés pour animaux font exception.

Les principaux facteurs influençant les impacts de la production laitière sur l'environnement sont la composition de la ration fourragère (l'apport d'aliments concentrés a un effet négatif sur les besoins en potassium et l'écotoxicité; les excédents d'éléments nutritifs dans le fourrage entraînent des émissions de gaz à effet de serre plus élevées, l'acidification, l'eutrophisation terrestre, l'eutrophisation aquatique par N ainsi que la formation d'ozone) ; la valorisation du fourrage (une faible valorisation du fourrage exprimée en kg de fourrage/kg de lait se traduit par une augmentation des émissions directes de gaz à effet de serre) ; la remonte

du bétail (influence toutes les catégories d'impacts) ainsi que la fumure (des excédents azotés dans la production animale et des apports élevés d'engrais conduisent à une eutrophisation aquatique élevée par N).

Sur la base des résultats de cette étude, les solutions suivantes peuvent être recommandées pour réduire l'impact de la production laitière sur l'environnement:

- En matière de déforestation, en matière de besoins en P et en K et d'écotoxicité, les systèmes qui utilisent peu d'aliments concentrés s'avèrent plus avantageux que les systèmes qui en utilisent davantage. Si l'on se concentre sur ces catégories, il est recommandé de privilégier les systèmes utilisant peu de d'aliments concentrés.
- Une meilleure connaissance de la composition du fourrage et des éléments nutritifs qu'il contient, notamment pour l'herbe des pâtures, permettrait d'optimiser la ration. Un apport plus ciblé en aliments énergétiques (comme l'ensilage de maïs) permettrait par exemple de réduire les pertes en éléments nutritifs et les impacts environnementaux et d'augmenter la production laitière. Il faut prendre en compte à ce sujet le fait qu'un tel apport d'aliments complémentaires peut perturber la consommation d'herbe au pâturage.
- Il est conseillé de prolonger la durée d'utilisation des vaches, car cela se traduit par une baisse du taux de remonte des bovins par kg d'ECM avec un effet très favorable sur de nombreuses catégories d'impacts.
- Une utilisation ciblée des engrais de ferme ainsi que des connaissances éventuellement plus pointues des teneurs en éléments nutritifs peuvent permettre de réduire les pertes.

Les recommandations suivantes peuvent être utiles aux recherches futures dans le domaine de l'analyse du cycle de vie des systèmes de production laitière basés sur les herbages :

- La corrélation entre les effets négatifs et positifs de l'utilisation des aliments concentrés sur certaines catégories d'impacts devrait continuer à être analysée au moyen d'études plus complètes afin de déterminer l'utilisation optimale dans chaque contexte.
- En outre, la présente étude a montré qu'il est important de déterminer spécifiquement et de prendre en compte la composition et la quantité exactes des fourrages et des engrais de ferme dans les analyses du cycle de vie.
- Cela s'applique également à la remonte du bétail (par élevage sur l'exploitation ou achat d'animaux supplémentaires), qui représente généralement un facteur important pour les impacts de la production laitière sur l'environnement et qui devrait être pris en compte dans les analyses de cycle de vie.

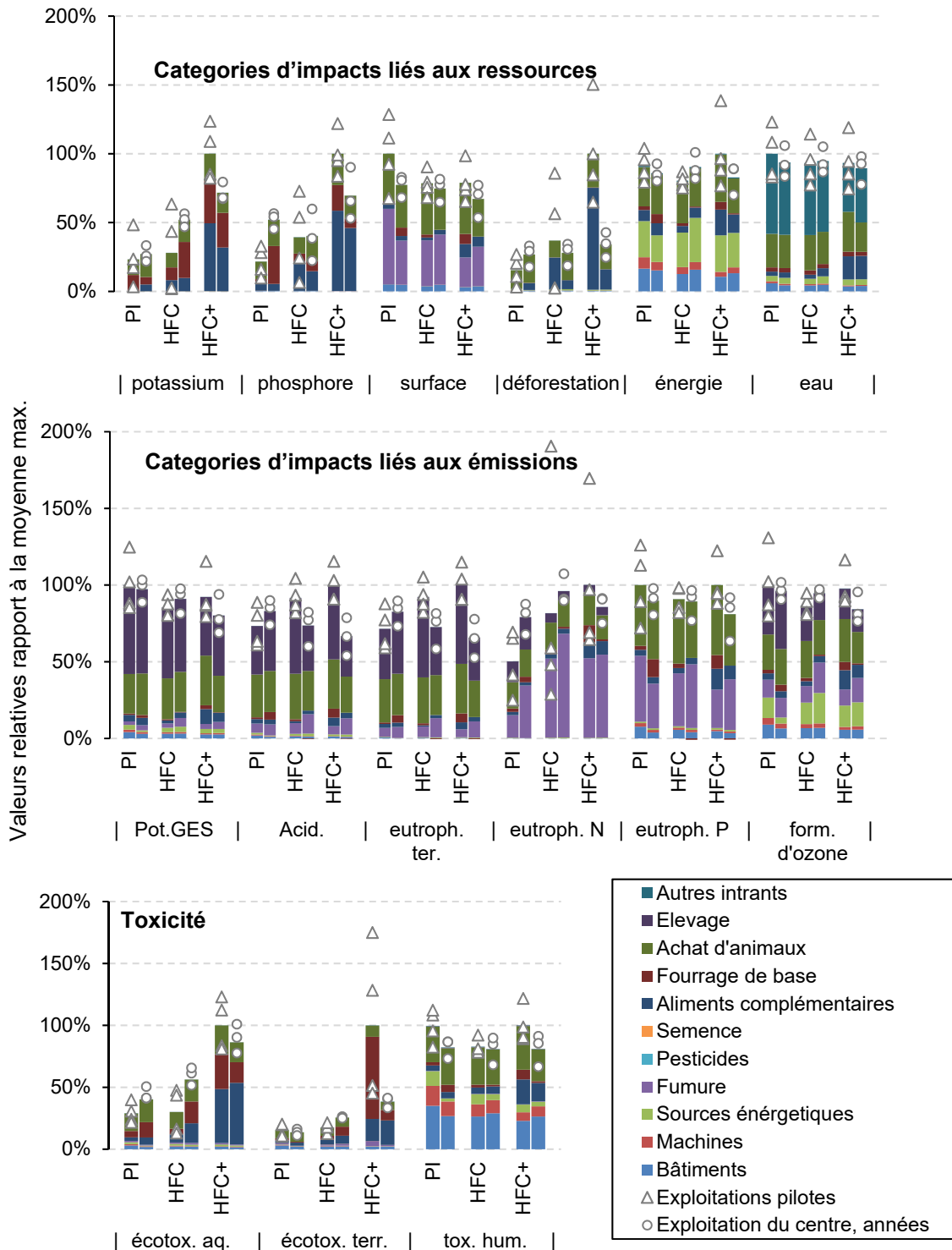


Figure 1 | Comparaison de toutes les catégories d'impacts (à l'exception du paysage et de la biodiversité) pour les différents systèmes. Les colonnes représentent les moyennes (colonne de gauche: moyenne des quatre exploitations pilotes, colonne de droite: moyenne des trois années de l'exploitation du centre). Les triangles indiquent les valeurs des différentes exploitations pilotes, les points indiquent les valeurs des différentes années de l'exploitation du centre de formation. Potassium = besoins en potassium, phosphore = besoins en phosphore, surface = besoins en surfaces, déforestation = surface potentiellement déboisée, énergie = besoin en énergie non renouvelable, eau = besoins en eau, Pot.GES = potentiel de gaz à effet de serre, Acid. = potentiel d'acidification, eutroph. ter. = potentiel d'eutrophisation terrestre, eutroph. N = potentiel d'eutrophisation aquatique par N, eutroph. P = potentiel d'eutrophisation aquatique par P, form. D'ozone = formation d'ozone, écotox. aq. = potentiel d'écotoxicité aquatique, écotox. terr. = potentiel d'écotoxicité terrestre, tox. hum. = potentiel de toxicité humaine. PI = pâture intégrale, HFC = herbe fraîche avec peu de concentrés, HFCplus = herbe fraîche avec beaucoup de concentrés.

---

## Summary

### Problem Description and Objective

The environmental impacts of dairy production are dependent upon numerous influencing factors. In addition to site conditions – climate, soil and topography – the design of the production system plays a crucial role: composition of the feed ration, husbandry system (indoor feeding/grazing), milk yield per cow, and farmyard manure management all exercise a considerable influence. To enable environmental impacts to be reduced, it is important to analyse the relevant advantages and disadvantages of the various milk-production systems whilst considering these factors.

Various life-cycle analysis (LCA) studies have already dealt with this topic: for grassland-based milk-production systems with grazing and low amounts of concentrates, for example, a higher land requirement and higher greenhouse-gas emissions per kg of energy-corrected milk (ECM) were often determined compared to systems with less grazing and higher use of concentrates. However, there are also studies that come to the opposite conclusion concerning land requirement and greenhouse emissions. In terms of acidification as well, the literature published to date points to advantages as well as disadvantages for grassland-based systems with grazing. By contrast, according to several studies, systems with a higher proportion of concentrates and indoor feeding perform less favourably with regard to ecotoxicity, phosphorus (P) and potassium (K) resource use, and deforestation (for growing soy) than those that make no or little use of concentrates and grazing.

Hence, in terms of the environmental impacts of dairy production, there is no out-and-out best system. Depending on the environmental impact considered and the concrete system design, production systems perform differently. It is therefore important to investigate the exact correlations between the various characteristics of the production systems as well as the environmental impacts in greater detail. In addition, systems with indoor feeding of fresh herbage (high use of fresh grass combined with partial grazing and the indoor feeding of grass), which are typical for Switzerland, have been little studied to date. As part of the project 'Optimisation of Grassland-Based Milk-Production Systems Based on Indoor Feeding of Fresh Herbage (Hohenrain II)' the present study aimed to determine the pros and cons of the following three feeding systems in terms of their environmental impacts by LCA; Full grazing (FG), Indoor feeding of fresh herbage with low concentrate use (FrHC) and indoor feeding of fresh herbage with high concentrate use (FrHCplus). A further goal is to yield conclusions for practice and research that will help reduce the environmental impacts of dairy production.

### Method

The system comparison was based on pilot farms, as well as on the estate farm of the Vocational Education and Training Centre for *Nature and Nutrition* BBZN Hohenrain (canton of Lucerne). The systems investigated were full grazing with seasonal calving (FG) and minimal concentrate use (0-300 kg conc/cow/year) as well as indoor feeding of fresh herbage with partial grazing and two differing quantities of concentrates (FrHC: max. 500 kg conc/cow/year; FrHCplus: 800-1200 kg conc/cow/year). Four pilot farms per system were analysed for 2014. By contrast, the three systems on the estate farm were studied for three years (2014–2016). The inclusion of these two types of study objects allowed the systems to be compared with one another under the same conditions and over several years (estate farm), as well as in terms of the diversity of practice (pilot farms).

The data survey was conducted as part of the 'Hohenrain II' project work. Missing data could be estimated using data from model farms that were adapted to the farm being studied. The model farms were compiled from various sources, and in each case represented the average of a farm category (e.g. commercial dairy farm; lowlands; PEP). With the aim of comparing the environmental impacts of milk from different systems,

we chose one kg ECM ex farm gate as the functional unit. The system boundary encompassed cattle husbandry (dairy cows and rearing), purchased animals, feeding and manure management, production and provision of feedstuffs, mineral fertilisers, energy sources, buildings and other infrastructure. Since dairy production automatically yields the by-product 'animals' in addition to the main product 'milk', the accruing environmental impacts must be split between these two products. In this study, a physical allocation was used for this, based on the energy required by the animal to produce 1 kg ECM and 1 kg body weight. Further branches of production such as arable farming or other livestock populations besides cattle lay outside of the system boundary.

The direct emissions were calculated via the SALCAfarm method, taking specific characteristics of grassland-based dairy production into account. The models used therefore distinguish between the nitrogen (N) excretions in urine and dung for ammonia, nitrous oxide and nitrate on pasture, in order to take account of the effective emission processes. The required inventories for inputs and processes on the farm (e.g. feed, mineral fertilisers, diesel or buildings) were adopted from the SALCA and ecoinvent 3 databases. The impact assessment was based on the SALCA impact assessment method, and included 15 different impact categories.

### Results

The results of this study do not give a clear ranking of the systems in terms of their environmental impacts; rather, the latter are described from a differentiated viewpoint according to the respective impact categories and type of object under investigation. The following main results can be deduced from this study:

- For many impact categories, there are no clear differences per kg ECM between the three systems. Particularly for energy requirement, water requirement, land requirement, aquatic P eutrophication and biodiversity, the scores of the individual systems overlap for the estate farm as well as for the pilot farms.
- FrHCplus achieves less favourable scores in the impact categories of K resource use, aquatic ecotoxicity and terrestrial ecotoxicity than the other two systems. For deforestation and P resource use, this is only true for the pilot farms.
- Moreover, on the estate farm, the results in the 'aquatic N eutrophication' categories are more favourable for FG than for FrHCplus, and those in the two 'ecotoxicity' categories as well as for K resource use are also more favourable than for FrHC.
- On the estate farm, FrHCplus tends to score more favourably for greenhouse potential, ozone formation and landscape evaluation than FG (and FrHC, for greenhouse potential only).
- With the pilot farms, FrHC tends to perform more favourably than FrHCplus in human toxicity, but less favourably in landscape aesthetics.
- The results for the estate farm and the pilot farms regarding acidification potential and terrestrial eutrophication are mutually contradictory, which is explained by the large differences in N content of the feed. For the pilot farms, FG performs better than FrHC plus; for the estate farm, FRHCplus tends to perform more favourably than FG.
- On the pilot farms, there are no clear differences between FG and FrHC for any categories.
- On the pilot farms, FrHCplus only exhibits clear advantages over one of the other systems (FrHC) in the 'appearance of the landscape' category.

One of the sensitivity analyses has shown that the choice of another modelling approach besides physiological allocation between milk and animals has a significant influence on the results. Two other sensitivity analyses have shown that the uncertain quantity of consumed green fodder can influence mutually differing impact categories that are important for emissions: 'greenhouse potential', 'acidification', 'terrestrial eutrophication', 'aquatic N and P eutrophication', and 'ozone formation' are influenced if the average nutritional content of the feed, as well as the quantity of nutrients produced directly through emissions or indirectly through slurry spreading are altered.



## Conclusions and Recommendations

All of the investigated systems exhibit specific advantages and disadvantages in terms of their environmental impacts, and there is no one system that comes out best in all impact categories. One reason for this is the similarity of the three systems, especially concerning their grassland-based feed. There is obviously considerable potential for optimisation within the systems: In the majority of impact categories, it is in principle possible to achieve similarly good results with all systems. The categories that are strongly influenced by the purchase of concentrates are the exceptions here.

The most important influencing factors for the investigated environmental impacts of dairy production are composition of feed ration (concentrate intake negatively affects K resource requirement and ecotoxicity); nutrient surpluses in the feed lead to higher greenhouse-gas emissions, acidification, terrestrial eutrophication, aquatic eutrophication with N, and ozone formation), feed conversion (low feed conversion, expressed in kg feed/kg milk, leads to higher direct greenhouse-gas emissions), the restocking of animals (influence on all impact categories) and manuring (N surpluses in livestock husbandry and high fertiliser applications lead to high aquatic N eutrophication).

Based on the findings of this study, the following starting points for lowering the environmental impacts of dairy production suggest themselves:

- In terms of deforestation, P and K resource requirements and ecotoxicity, systems making low use of concentrates prove more advantageous than systems using more concentrates. Where the focus is on these categories, systems using less concentrated feed should be preferred.
- A better knowledge of feed composition and -nutrients, particularly as regards grassland forage, would allow for optimisation of the ration. To give an example, targeted supplementation with high-energy feed (e.g. silage maize) can reduce nutrient losses and environmental impacts whilst increasing milk yield. Here, it must be borne in mind that such supplementation alongside pasture grazing can have a negative impact on forage intake on the pasture.
- A longer useful life of the cows, which is reflected in a lower restocking of cattle per kg ECM, has a highly favourable effect on many impact categories, and is to be actively sought.
- A targeted use of farmyard manure, together with more-precise knowledge regarding nutrient content, if necessary, should lead to lower losses.

For further research into LCAs of grassland-based dairy production systems, the following recommendations may be made:

- The trade-offs between the negative and positive effects of concentrate use on certain impact categories should be further analysed through more-comprehensive studies, in order to determine optimum use in a context-specific manner.
- In addition, this study has shown the importance of specifically recording and bearing in mind the exact composition and quantity of feed and farmyard manure in life-cycle assessments.
- This also applies for the restocking of animals (through own rearing or purchase), which in general represents an important factor for the environmental impacts of the milk, and should be taken into account in LCAs.

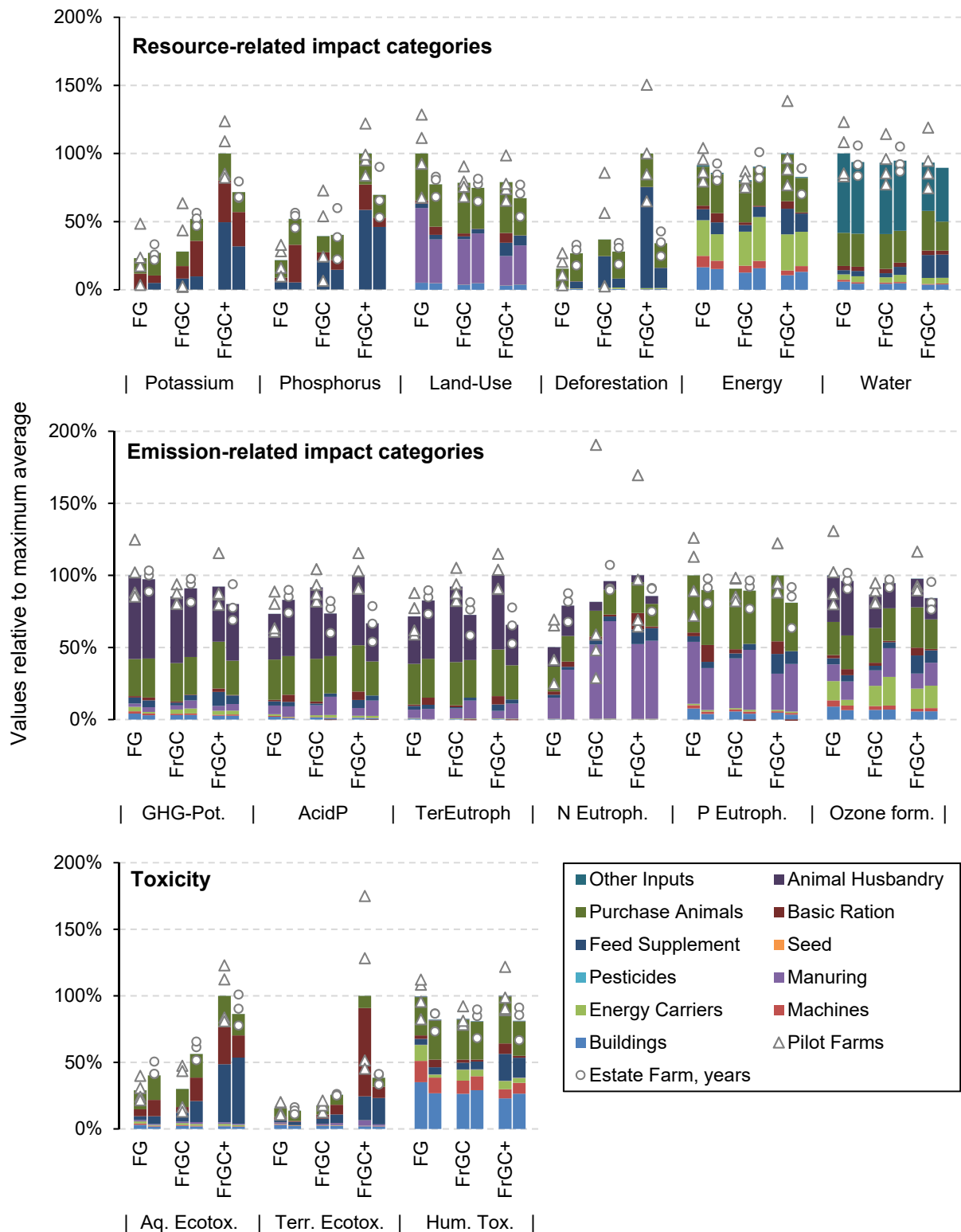


Figure 1: Comparison of the results of all impact categories for the different systems. Columns represent the averages (left column: average of the four pilot farms; right column: three-year average for the estate farm). Triangles give scores for the individual pilot farms. Circles represent scores for the individual years of the estate farm. Potassium = Potassium resource requirement; Phosphorus = Phosphorus resource requirement; Land = Land requirement; Deforestation = Potentially logged area; Energy = Non-renewable-energy requirement; Water = Water requirement; GHG-Pot. = Greenhouse potential; AcidP = Acidification potential; TerEutroph = Terrestrial eutrophication potential; N Eutroph. = Aquatic eutrophication potential N; P Eutroph. = Aquatic eutrophication potential P; Ozone form. = Photochemical ozone formation; Aq. Ecotox = Aquatic ecotoxicity potential; Terr. Ecotox = Terrestrial ecotoxicity potential; Hum. Tox = Human toxicity potential. FG = Full grazing; FrGC = Indoor feeding of fresh herbage with low concentrate use; FrGC+ = Indoor feeding of fresh herbage with high concentrate use.

## Danksagung

Wir danken der Stiftung Sur-la-Croix, welche den Ökobilanz-Teil des Projekts Hohenrain, und somit die vorliegende Studie finanziell ermöglicht hat.

Weiter danken wir den Partner im Projekt Hohenrain II: Pius Hofstetter, Hans-Jörg Frey (BBZN), Beat Reidy, Franziska Akert, Pascale Sperling, Katharina Dorn und Sebastian Ineichen (HAFL). Zudem möchten wir uns bei den Mitgliedern der Expertengruppe 4 des Projekt Hohenrain II bedanken, die die vorliegende Studie in Form von regelmässigem Austausch zwischen den verschiedenen Nachhaltigkeits-Teilprojekten bereichert haben: Pius Hofstetter (BBZN), Beat Reidy (HAFL), Harald Menzi (Agroscope), Jan Grenz (HAFL).

Ebenfalls danken möchten wir Beatrice Schüpbach (Agroscope) und Andreas Roesch (Agroscope) für die Berechnungen zu SALCA Landschaftsbild, sowie Philippe Jeanneret (Agroscope) für die Arbeit bei der Entwicklung des Indikators SALCA Biodiversität.

Danke auch an Gérard Gaillard (Agroscope) für die Rückmeldungen zum Bericht.

# 1 Einleitung

Die Umweltwirkungen der Milchproduktion sind von zahlreichen Einflussfaktoren abhängig. Neben den Standortbedingungen (Klima, Boden, Topographie) spielt die Ausgestaltung des Produktionssystems eine entscheidende Rolle: Die Zusammensetzung der Futtermittel, die Haltung (Stall/Weide), die Milchleistung pro Kuh und das Hofdüngermanagement üben einen erheblichen Einfluss aus. Um Umweltwirkungen senken zu können, ist es wichtig, die jeweiligen Vor- und Nachteile der verschiedenen Milchproduktionssysteme in Anbetracht dieser Faktoren zu analysieren.

Verschiedene Ökobilanzstudien haben sich bereits mit diesem Thema auseinandergesetzt: Für graslandbasierte Milchproduktionssysteme mit Weidehaltung und mit geringen Kraftfuttermengen wurde beispielsweise oft ein höherer Flächenbedarf und höhere Treibhausgasemissionen pro kg energiekorrigierte Milch (ECM) ermittelt als für Systeme mit weniger Weidehaltung und höherem Kraftfuttereinsatz (Arsenault *et al.* 2009; Sutter *et al.* 2013; Thi Tuyet Hanh *et al.* 2013; Bystricky *et al.* 2015). Allerdings gibt es auch Studien, die bezüglich Flächenbedarf und Treibhausgasemissionen zu gegenteiligen Schlussfolgerungen kommen, wie O'Brien *et al.* (2012). Auch bezüglich Versauerung weisen die bisherigen Publikationen sowohl auf Vorteile wie auch auf Nachteile für graslandbasierte Systeme mit Weidehaltung hin (Arsenault *et al.* 2009; Sutter *et al.* 2013; Bystricky *et al.* 2015). Laut einigen Untersuchungen schneiden Systeme mit einem höheren Anteil an Kraftfutter und Stallhaltung hingegen bei Ökotoxizität, Phosphor(P)- und Kalium(K)-Ressourcenbedarf sowie Abholzung (für den Anbau von Soja) ungünstiger ab, als solche ohne oder mit weniger Kraftfutter und Weidehaltung (Sutter *et al.* 2013; Bystricky *et al.* 2015). Betreffend die Umweltwirkungen der Milchproduktion gibt es also kein durchwegs bestes System. Je nach betrachteter Umweltwirkung und konkreter Ausgestaltung schneiden Produktionssysteme unterschiedlich ab, wie auch die Studie von Haupt *et al.* (2018) zusammenfasst. Die genauen Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Charakteristiken der Produktionssysteme und die Umweltwirkungen sind deshalb weiter zu untersuchen.

Zudem wurden Systeme mit Eingrasen (EG, hohe Frischgrasnutzung mit Teilweide und Grasfütterung im Stall), bisher wenig untersucht. Da nicht allen Betrieben betriebsnahe Weideflächen für eine Vollweidehaltung zur Verfügung stehen, bietet sich – damit Grasland trotzdem als Futterquelle genutzt werden kann - Eingrasen als Alternative an. Eingrasen wird deshalb in der Schweiz häufig praktiziert (Reidy *et al.* 2017). Während der Vegetationszeit weiden die Kühe meist halbtags auf hofnahen Flächen, weitere Grünflächen werden gemäht und das frische Gras im Stall verfüttert. Je nach Futterangebot wird das frische Grünfutter im Stall mit Silage und Kraftfutter ergänzt. Als Teil des Projekts «Optimierung von graslandbasierten Milchproduktionssystemen auf Basis von Eingrasen (Hohenrain II)» hatte die vorliegende Studie deshalb zum Ziel, die Vor- und Nachteile folgender drei Fütterungssysteme bezüglich ihrer Umweltwirkungen zu analysieren: Vollweide (VW), Eingrasen mit tiefem (EGKF) und mit hohem Kraftfutterniveau (EGKFplus). Daraus sollten möglichst Schlussfolgerungen für Praxis und Forschung gezogen werden, um die Umweltwirkungen der Milchproduktion senken zu können.

Diese Ökobilanzstudie ist Gegenstand des vorliegenden Berichts, welcher folgendermassen aufgebaut ist: In Kapitel 2 beschreiben wir die drei untersuchten Milchproduktionssysteme und ihre Ausgestaltung für das Experiment auf dem Gutsbetrieb, sowie die Auswahlkriterien für die Pilotbetriebe. Kapitel 3 beschreibt das Vorgehen für die Ökobilanzanalyse, d.h. der Untersuchungsrahmen, sowie das Vorgehen für die Sachbilanz und die Wirkungsabschätzung. Da die Beschreibung der Datensammlung und –Aufbereitung umfangreich ist, wird diese als separates Kapitel (Kapitel 4) aufgeführt. In Kapitel 5 werden die Ergebnisse der Ökobilanzanalyse dargestellt, im darauffolgenden Kapitel 6 werden diese interpretiert und diskutiert. Der Bericht wird mit einem Fazit in Kapitel 7 abgerundet.

## 2 Analyisierte Milchproduktionssysteme und Untersuchungsobjekte

In diesem Kapitel wird auf die drei untersuchten Milchproduktionssysteme (2.1), sowie auf die zwei Typen von Untersuchungsobjekten eingegangen: der Gutsbetrieb in Hohenrain (2.2) und die Pilotbetriebe (2.3).

Zur Analyse der Umweltwirkungen der verschiedenen Milchproduktionssysteme wurden zwei verschiedene Typen von Untersuchungsobjekten herangezogen: Zum einen wurden je System vier Schweizer Pilotbetriebe analysiert (Jahr 2014), zum anderen wurden die drei Systeme auf dem Gutsbetrieb des BBZN in Hohenrain (LU) (Gutsbetrieb) während drei Jahren getestet (2014-2016). Dies erlaubte, die Umweltwirkungen der drei Systeme aus zwei Perspektiven zu analysieren: zum einen aus dem experimentellen Setting auf dem Gutsbetrieb, zum anderen aus der Praxis, wo noch weitere Faktoren wie beispielsweise andere Produktionszweige berücksichtigt werden müssen. Auf dem Gutsbetrieb waren alle drei Systeme vergleichbaren Bedingungen ausgesetzt und hatten folglich die gleichen Voraussetzungen. Da nur ein Betrieb analysiert wurde, konnte die Datenerhebung mit grösserer Genauigkeit und die Analyse über drei Jahre erfolgen. Der Gutsbetrieb erlaubt also auch einen Einblick in die zeitliche Variabilität der Ergebnisse. Die Pilotbetriebe zeigen andererseits die Variabilität zwischen unterschiedlichen Betrieben und somit den Einfluss der Standortfaktoren, betrieblichen Voraussetzungen und des Managements. Diese zwei Typen von Untersuchungsobjekten ergänzen im Projekt Hohenrain II (Abbildung 2).

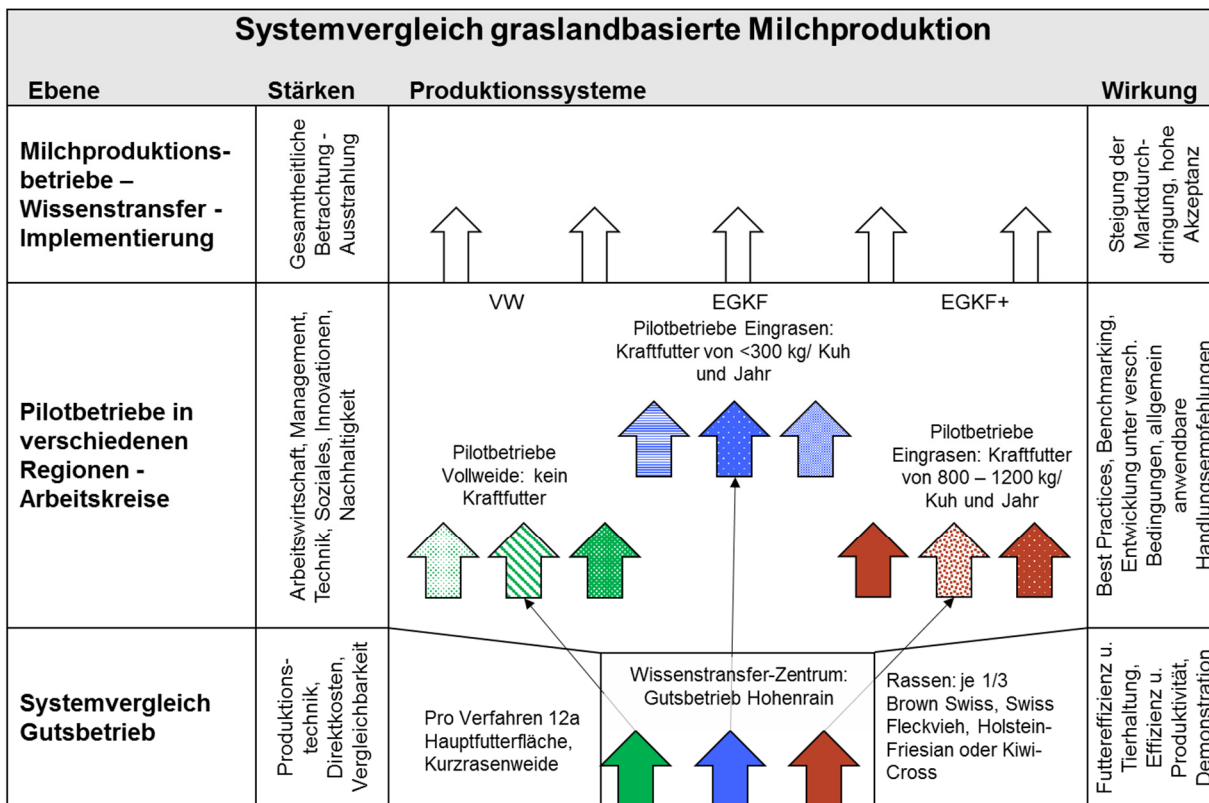





Abbildung 2: Schematische Darstellung des Projekts Hohenrain II, Platzierung der drei Systeme und den beiden Typen von Untersuchungsobjekten Gutsbetrieb und Pilotbetriebe, angepasst aus Hofstetter et al. (2014)

## 2.1 Die drei Produktionssysteme: VW, EGKF und EGKFplus

Zwar ist die Fütterung ein wichtiger Bestandteil eines bestimmten *Milchproduktionssystems*, die Wahl der Fütterungsweise kommt aber auch mit weiteren Merkmalen als der Futterzusammensetzung einher, welche die Umweltwirkungen eines Systems beeinflussen können. Das Fütterungssystem hängt also mit einem übergreifenden Milchproduktionssystem zusammen, welches durch weitere Aspekte wie Düngermanagement, Tierhaltung und weiteres wie beispielsweise die Befruchtung der Kühe zusammenhängt. Es gibt auch Kuhrasen, die eher für das eine oder für das andere Produktionssystem geeignet sind. Die Wahl der Rasse kann demnach auch zu den Merkmalen eines solchen Produktionssystems dazugezählt werden.

Es wurden drei Milchproduktionssysteme untersucht (Tabelle 1): Im System *Vollweide* (VW) wird mit der saisonalen Abkalbung im Februar-März der Verlauf der Milchleistung der Kühe möglichst dem Graswachstum angepasst. Somit wird die Futterquelle Grasland optimal ausgenutzt. Das untersuchte VW-System hatte Kraftfuttergaben bis max. 300 kg/Kuh/Jahr. Bei den beiden Systemen *Eingrasen* (EG) wird frisch gemähtes Gras im Stall verfüttert und mit Kraftfutter ergänzt. Die Tiere werden in Teilweide gehalten. Zwei EG-Systeme wurden analysiert: Das System *Eingrasen mit tiefem Kraftfutterniveau* (EGKF) erhielt einen niedrigen Kraftfutterzusatz (bis 500 kg/Kuh/Jahr), während das System *Eingrasen mit hohem Kraftfutterniveau* (EGKFplus oder EGKF+) einen höheren Kraftfutterzusatz erhielt (von 800 bis 1'200 kg/Kuh/Jahr).

Tabelle 1: Untersuchte Systeme, verwendete Namen und Abkürzungen

Abkürzung	Farb-Code	Systembezeichnung	Beschreibung
VW		Vollweide mit saisonaler Abkalbung	<ul style="list-style-type: none"> <li>Gras-basierte Fütterung</li> <li>Vollweidehaltung (242 bis 265 Tage/Jahr)</li> <li>ggf. kleine Kraftfuttergaben bis max. 300 kg pro Kuh und Jahr bei Pilotbetrieben, kein Kraftfutter bei Gutsbetrieb</li> </ul>
EGKF		Eingrasen mit tiefem Kraftfutterniveau	<ul style="list-style-type: none"> <li>Gras-basierte Fütterung</li> <li>Teilweidehaltung mit Eingrasen</li> <li>Geringe Kraftfuttergaben bis 500 kg pro Kuh und Jahr</li> </ul>
EGKFplus		Eingrasen mit hohem Kraftfutterniveau	<ul style="list-style-type: none"> <li>Gras-basierte Fütterung</li> <li>Teilweidehaltung mit Eingrasen</li> <li>Kraftfuttergaben von 800 bis 1'200 kg pro Kuh und Jahr</li> </ul>

## 2.2 Gutsbetrieb Hohenrain

Auf dem Gutsbetrieb des BBZN in Hohenrain, Kanton Luzern, wurden zeitgleich und während drei Jahren (2014-2016) drei Herden gehalten, die jeweils einem der drei Milchproduktionssysteme zugeordnet waren. Der Gutsbetrieb hatte bereits in der vorgängigen Studie (Hohenrain I) als Untersuchungsobjekt gedient (Sutter *et al.* 2013). Damals waren ein Vollweidesystem mit Silofütterung und ein System mit 100% Stallhaltung und Kraftfuttergaben von 1'1000 kg kg/Kuh/Jahr miteinander verglichen worden. Die VW Herde im vorliegenden Experiment bestand deshalb zu Beginn des Experiments für die vorliegende Studie aus einem Teil der VW Herde aus dem Experiment Hohenrain I. Der Rest der Kühe wurde auf die zwei anderen Systeme aufgeteilt (EGKF und EGKFplus).

Die wichtigsten Punkte des Experimentaufbaus in Bezug auf die drei untersuchten Systeme können Tabelle 2 entnommen werden. Im Unterschied zu gewissen Pilotbetrieben erhielt das VW-System auf dem Gutbetrieb keine Kraftfütterergänzung. Mit 1/3 Kiwi Cross<sup>1</sup> statt Holstein Friesian wies die VW Herde eine etwas andere Rassenzusammensetzung auf als die beiden anderen Systeme. Alle Weideflächen wurden im Frühjahr und nach Möglichkeit im Herbst einmal mit ca. 30 m<sup>3</sup> Rindervollgülle gedüngt. Zusätzlich auf gleiche Weise gedüngt wurden die Flächen mit Mähnutzung nach jedem Schnitt. Mineraldünger wurde auf den Kurzrasenweiden viermal jährlich, jeweils Ende Mai, Juni, Juli und August ausgebracht (100 kg Ammonsalpeter (27% N) pro ha) (Reidy *et al.* 2017). Der Standort Hohenrain hat mittelschwere und teilweise staunasse Böden (schwach humoser sandiger Lehm) und meist südöstlicher Exposition. Die Böden erbringen sehr gute Raufuttererträge (bis 140 dt TS/Jahr) (Reidy *et al.* 2017).

Tabelle 2: Einige Eigenschaften der auf dem Gutsbetrieb in Hohenrain untersuchten Systeme, Werte über die drei Untersuchungsjahre gemittelt (2014 – 2016), angepasst aus Hofstetter *et al.* (2014) und Reidy *et al.* (2017). min.=mineralisch, org.=organisch

		VW	EGKF	EGKFplus
Kraftfutter (kg FS*Kuh <sup>-1</sup> *Jahr <sup>-1</sup> )	SOLL	0	150	1000
	IST ø	0	181	856
	IST 2014	0	170	747
	IST 2015	0	209	1'025
	IST 2016	0	164	795
Sommerfütterung		Vollweide	Tag- oder Nachtweide und Eingrasen mit Ausgleichsfütterung in der Startphase	Tag- oder Nachtweide und Eingrasen mit Ausgleichsfütterung
Winterfütterung		Ökoheu und Dürrfutter (Zukauf), (Galtzeit Dez.-Jan.), Grassilage bis Weidebeginn	Mais-/Grassilage, Dürrfutter und 0.5 kg Proteinausgleich-Futter	Mais-/Grassilage, Dürrfutter und 1.5 kg Proteinausgleich-Futter, bis 5 kg Leistungsfutter pro Kuh und Tag
Anzahl Kühe (GVE)	SOLL	26	21	23
	IST ø	25.1	21.5	24.1
Düngung ø (kg N/ha)	min.	52	19	19
	org.	110	219	219
Kuhrasen (je 1/3)		Brown Swiss, Swiss Fleckvieh, Kiwi Cross	Brown Swiss, Swiss Fleckvieh, Holstein Friesian	
Abkalbung		Saisonal, Frühling	Ganzjährig	
Fläche (ha)		12	11 (+1 Silomais, außerhalb Systemgrenze)	11 (+1 Silomais, außerhalb Systemgrenze)
Milchleistung (kg ECM*Kuh <sup>-1</sup> *Jahr <sup>-1</sup> )	ø	5'098	6'101	7'046
	2014	5'249	6'478	6'664
	2015	4'935	5'983	7'234
	2016	5'111	5'842	7'241

<sup>1</sup> Eine aus Neuseeland stammende Kreuzung von Jersey und Holstein.

## 2.3 Pilotbetriebe

Im Rahmen des Projekts Hohenrain II wurden neben dem Experiment auf dem Gutsbetrieb Analysen auf 36 Pilotbetrieben im Schweizer Mittelland durchgeführt. Die Pilotbetriebe wurden so ausgewählt, dass sie je zu einem Drittel einem der drei untersuchten Fütterungssysteme zugeordnet werden konnten und sich in einer der drei Regionen West-, Mittel- und Ostschweiz befanden. Die weiteren Auswahlkriterien können der Tabelle 3 entnommen werden.

Aufgrund von fehlenden Ressourcen wurden in dieser Studie nicht alle Pilotbetriebe analysiert: 12 der für die Produktionssysteme repräsentative Pilotbetriebe wurden ausgewählt und für das Jahr 2014 analysiert, je vier für jedes System. Dieselben Betriebe wurden auch im weiteren Teilprojekt RISE (Sperling *et al.* 2017) analysiert. Einige wichtige Daten der analysierten Betriebe können der Tabelle 3 entnommen werden. Die Pilotbetriebe wurden in die Studie miteinbezogen, um die bisher erarbeiteten Grundlagen zu verifizieren und sie mit Erkenntnissen aus der Praxis ergänzen zu können. Nebst der für die diversen Analysen benötigten Datenverzehr beteiligten sich die Pilotbetriebe auch im Rahmen von Arbeitskreisen am Projekt. Rekrutiert wurden die Pilotbetriebe über Ausschreibungen in der landwirtschaftlichen Presse und die lokalen Beratungsdienste.

Tabelle 3: Kriterien für die Auswahl und Eigenschaften der analysierten Systeme auf der 12 Pilotbetriebe angepasst aus Hofstetter *et al.* (2014)

System	VW	EGKF	EGKFplus	Zwingend	
Geographische Lage	Je 4 pro Region	Je 4 pro Region	Je 4 pro Region	Ja	
<b>Betriebsstruktur</b>					
Anzahl Kühe	Optimal 6 Betriebe pro Produktionssystem je Grössenkategorie A (22-49 Kühe/Betrieb) und B (>50 Kühe/Betrieb)			Ja	
Abkalbung	Saisonal (min. 80% im Frühling)	ganzjährig		Ja	
<b>Fütterung</b>					
Wiesenbestände	Natur- und Kunstwiesen			Ja	
Krafftfutteranteil (kg pro Tier und Jahr)	SOLL	bis max. 300	< 500	800 – 1'200	Ja
	IST	46	345	1'007	
Sommerfütterung	Vollweide, kein Krafftfutter	Halbtagsweide/ Eingrasen/ Ergänzungsfutter	Halbtagsweide/ Eingrasen/ Ergänzungsfutter	Ja	
Winterfütterung	Keine Einschränkungen			Ja	
<b>Betriebswirtschaftliche Kriterien</b>					
	Buchhaltung vorhanden und einsehbar			Ja	
<b>Arbeitstechnische Kriterien</b>					
Mähsystem	Frontmäherwerk			Nein	
Stallung	Laufstall			Nein	
Melkstand	Melkstand oder automatisches Melksystem			Nein	



## 3 Ökobilanzanalyse

Dieses Unterkapitel beschreibt das Vorgehen für die Ökobilanzierungsanalyse der Milch für die drei Systeme auf dem Gutsbetrieb, sowie für die Pilotbetriebe. Im ersten Unterkapitel (3.1) definieren wir das Ziel der Studie: Wir beschreiben, wie die Systemgrenzen für die Ökobilanzanalyse gezogen und wie die Allokation zwischen der Milchproduktion und der Aufzucht/Mast durchgeführt worden ist. Danach wird das Vorgehen für die Sachbilanz (3.2) und die Wirkungsabschätzung (3.3) anhand des Tools SALCA (Nemecek *et al.* 2010), sowie der Software Simapro (Pré Consultants 2013) beschrieben und die Methoden der einzelnen Wirkungskategorien zur Berechnung der Umweltwirkungen kurz erläutert. Im letzten Kapitel (3.4) beschreiben wir die Methode für die angewendeten Analysen SALCA Biodiversität und SALCA Landschaftsbild.

### 3.1 Untersuchungsrahmen

Im diesem Kapitel wird der Untersuchungsrahmen der Studie definiert: das Ziel der Studie: Wir beschreiben, wie die Systemgrenzen für die Ökobilanzanalyse gezogen und wie die Allokation zwischen der Milchproduktion und der Aufzucht/Mast durchgeführt worden ist.

#### 3.1.1 Ziel der Studie und funktionelle Einheit

Diese Ökobilanzanalyse erfolgte mit dem Ziel, die Umweltwirkungen von drei Milchproduktionssystemen miteinander zu vergleichen. Deren Hauptfunktion im Sinne einer Ökobilanz ist naturgemäss die Produktion von Milch. IDF (2015) empfiehlt, fett- und proteinkorrigierte Milchmenge (FPCM) als funktionelle Einheit zu wählen, um Unterschiede in der Zusammensetzung (v.a. Fettgehalt) zu berücksichtigen. Für die Berechnung der ECM gibt es verschiedene Formeln in der Literatur (Baldini *et al.* 2017). In dieser Studie wurde als funktionelle Einheit ein Kilogramm energiekorrigierte Milch ab Hoftor (kg ECM) gewählt, nach der Formel aus Jans *et al.* (2015) (*Formel 1*), weil diese in der Schweiz oft verwendet wird und auch in anderen Untersuchungen im Projekt zur Anwendung kam. Die Protein- und Fettgehalte der Milch wurden für jeden Betrieb/jedes System berücksichtigt. Aufgrund nicht immer vorhandenen Daten zum Laktosegehalt wurde dieser konstant als 48 g/kg Milch angenommen, gemäss Jans *et al.* (2015).

*Formel 1: Verwendete Formel zur Umrechnung von Milch in Energiekorrigierte Milch (ECM) nach Jans et al. (2015)*

$$(0.038 * \text{Rohfettgehalt [g/kg Milch]} + 0.024 * \text{Rohproteingehalt [g/kg Milch]} + 0.017 * \text{Laktosegehalt [g/kg Milch]}) / 3.14 * \text{Milchmenge [kg]} = \text{Milchmenge in ECM [kg]}$$

#### 3.1.2 Systemgrenzen

Die Systemgrenzen wurden so gezogen, dass nur die Milchproduktion in die Analyse einbezogen wird. Dies war vor allem für die Analyse auf den Pilotbetrieben von Bedeutung, da diese – im Gegensatz zum Gutsbetrieb in Hohenrain – diverse Produktionszweige aufweisen. Auf dem Gutsbetrieb mussten andererseits die drei Systeme und die entsprechenden Daten klar voneinander abgetrennt werden.

Abbildung 3 zeigt beispielhaft, wie die Systemgrenzen auf einem Betrieb mit verschiedenen Produktionszweigen gezogen wurden. Die Abgrenzung der Milchproduktion zu den übrigen Betriebszweigen bzw. Produktgruppen erfolgte in zwei Schritten:

1) Alle Aktivitäten und Inputs im Zusammenhang mit der Rindviehhaltung wurden vom übrigen Betrieb abgegrenzt: Es wurden alle Aspekte auf dem Betrieb berücksichtigt, welche mit der Rindviehhaltung zusammenhängen («Systemgrenze Ökobilanz»). Andere Tierarten, Wiesen und Weiden für andere Tierarten, sowie offene Ackerflächen und Spezialkulturen wurden nicht berücksichtigt. Futtermittel, welche auf den Ackerflächen des Betriebs für die Milchproduktion angebaut werden, wurden als Zufuhr modelliert (Ausnahme: Kunstwiesen).

2) Der Anteil der Milchproduktion wurde mittels Allokation vom Anteil der abgehenden Tiere abgegrenzt: Eine strikte Trennung der Milchproduktion und der Aufzucht/Mast war aufgrund der erhobenen Daten nicht möglich. Deshalb wurden die gesamte Rindviehhaltung in die Analyse eingeschlossen und Umweltwirkungen der Milchproduktion mittels Allokation berechnet (siehe weiter unten, Allokation).  
Im Folgenden werden die Systemgrenzen für den Gutsbetrieb sowie für die Pilotbetriebe näher erläutert.

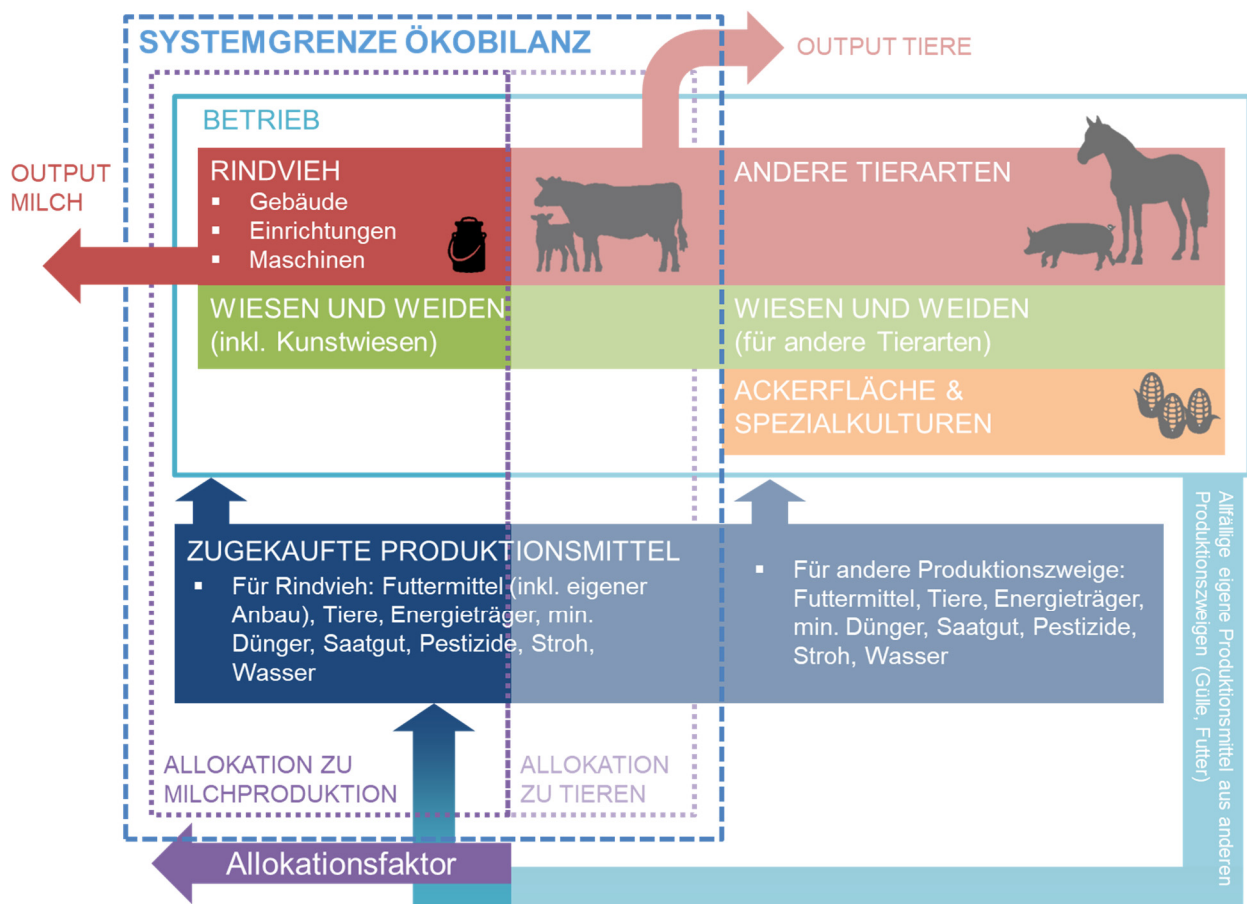


Abbildung 3: Systemgrenze für die Ökobilanzanalyse, eigene Abbildung.

### Systemgrenze Gutsbetrieb

Während der drei Versuchsjahre wurden die Tiere auf dem Gutsbetrieb in die drei Herden entsprechend den Systemen eingeteilt. Die Tiere wurden – bis auf ein paar wenige Ausnahmen in den Jahren 2014 und 2015 – immer klar einem System zugeteilt. Auch die Parzellen gehörten während dieser Zeit entweder klar dem VW-System oder einem der beiden EG-Systeme an. Der Anfall und Gebrauch von Futtermitteln und von Hofdünger stimmte jedoch nicht in jedem Jahr für jedes einzelne System überein. So kam es zum Beispiel dazu, dass Überträge zwischen den Systemen (Hofdünger, Dürrfutter), als Zufuhr und Wegfuhr modelliert werden mussten. Wo keine klare Trennung aufgrund der betrieblichen Daten möglich war, wurden die jeweiligen Daten für das gesamte System anhand von Annahmen auf die drei Systeme aufgeteilt. Der genaue Umgang mit dieser Aufteilung zwischen den drei Systemen, kann in den jeweiligen Abschnitten von Kapitel 4 nachgelesen werden. Die betroffenen Daten sind die folgenden:

- Die verbrauchte Futtermenge für die Kälber
- Die verbrauchte Menge an Dürrfutter für die Kühe
- Die anfallende Gülle (wurde von allen drei Systemen gemischt, nur ein Güllelager)
- Energie (Strom, Diesel und Benzinbedarf) sowie Wasserbedarf
- Gebäude und Infrastruktur (siehe Liste im Anhang A)
- Parzellen der EG-Systeme

Der Gutsbetrieb hat neben der Milchproduktion nur Reben und somit musste lediglich dieser eine Produktionszweig von der Milchproduktion abgetrennt werden. Dies war konkret der Fall für den Benzinbedarf, wo vom totalen Bedarf nur einen Teil der Milchproduktion angerechnet wurde (siehe 4.8), sowie für die Fläche. Die Fläche und die benötigten Inputs für den Silomaisanbau wurden nicht innerhalb der Milchproduktion berücksichtigt, sondern zählen zum Ackerbau. Das daraus entstehende Futter wurde berücksichtigt, indem es als Zufuhr modelliert wurde. Milch, welche innerhalb des Systems für die Kälberaufzucht verwendet wurde, ist nicht im Output berücksichtigt. So verhält es sich auch mit Ernteerträgen auf den Grasland-Parzellen, die direkt für die Tiere verwendet wurden. Für mehr Details können die entsprechenden Kapitel der Datenbearbeitung 4 herangezogen werden.

### Systemgrenze Pilotbetriebe

Die Mehrheit der Pilotbetriebe hatten nebst der Milchproduktion weitere Produktionszweige. Es wurden Anpassungen gemacht, um in der Analyse ausschliesslich die Milchproduktion zu berücksichtigen. Wo der für andere Betriebszweige bestimmte Anteil eines Inputs oder Outputs bekannt war, wurde dieser direkt abgezogen (z.B. Weidefläche für die Schafe). Wo keine genaue Angabe verfügbar war, wurde der Anteil anhand der Flächen oder GVE abgeschätzt. Beispielsweise wurde die Fläche eines Betriebs um die Fläche, welche weitere Tiere in der Regel pro GVE benötigen, gekürzt. Oder es wurde, wenn ein Betrieb Schweinehaltung hatte, der Gülleanfall anhand der GVE verkleinert. Der Diesel- und Strombedarf wurde für alle Betriebe der Fläche für die Milchproduktion angepasst (siehe 4.8, Energie). Die folgende Liste zeigt, für welche Betriebe welche Anpassungen gemacht wurden:

- **VW-Betrieb A:** Keine Anpassung
- **VW-Betrieb B:** Fläche um die Summe der GVE von Pferden, Esel und Ziegen korrigiert, Futtermittelverbrauch und Düngereinsatz wurden um Mastschweine korrigiert
- **VW-Betrieb C:** Fläche um Ackerland angepasst (nur Kunstwiesen inkl.)
- **VW-Betrieb D:** Fläche (Ackerland und Dauerwiese) um die Summe der GVE von Pferden, Ponys und Ziegen korrigiert.
- **EGKF-Betrieb E:** Fläche um Ackerland angepasst (nur Kunstwiesen inkl.) sowie um die Summe der GVE von Pferden korrigiert, Futtermittelverbrauch und Düngereinsatz wurden um Mast- und Zuchtschweine korrigiert
- **EGKF-Betriebe F und G:** Futtermittelverbrauch und Düngereinsatz wurden um Mastschweine korrigiert
- **EGKF-Betriebe H:** Fläche um Schafe korrigiert
- **EGKFplus-Betriebe I, K und L:** Fläche um Ackerland angepasst (nur Kunstwiesen inkl.)
- **EGKFplus-Betrieb J:** Fläche um Ackerland angepasst (nur Kunstwiesen inkl.), Fläche wurde um GVE von Pferd korrigiert

#### 3.1.3 Allokation

Die Umweltwirkungen der beiden Outputs innerhalb der Milchproduktion (Milch und Tiere) wurden per Allokation aufgeteilt. Wo möglich und sinnvoll (z.B. Milchtank), wurden die Umweltwirkungen zu 100% zu Lasten der Milch gerechnet. In den Ökobilanzstudien werden verschiedene Allokationsverfahren angewandt. Sutter *et al.* (2013) und Bystricky *et al.* (2014) beispielsweise verwendeten eine ökonomische Allokation anhand der Erlöse für die Milch und die Tiere. Der Nachteil dieser Methode ist allerdings, dass die Allokationsfaktoren von den schwankenden Preisen abhängen und ausserdem für ÖLN und Biolandbau unterschiedlich wären (aufgrund unterschiedlicher Preisverhältnisse zwischen Milch und Fleisch). Für die Aufteilung zwischen Milch und Fleisch empfiehlt IDF (2015) eine physiologische Allokation, welche mit einer linearen Regression angenähert wird. Eine nähere Untersuchung der Methodik von IDF (2015) zeigte allerdings, dass die Output-

Verhältnisse (kg ECM/kg Lebendgewicht (LG)) in der vorliegenden Studie weit ausserhalb des Gültigkeitsbereichs der Werte bei IDF (2015) liegen. Daher hätte die Anwendung der Formel von IDF (2015) zu einer Verzerrung der Ergebnisse geführt. Für diese Studie haben wir deshalb eine alternative Methode hergeleitet: Die physiologische Allokation zwischen den Outputs Milch in kg ECM und Lebendgewicht basiert auf der Energie, die jeweils vom Tier zur Produktion eines kg Körpergewichts und eines kg Milch benötigt wird. Dazu wurden Zahlen des IPCC verwendet (IPCC 2006). Nach Formel 10.8 wurde die Energie für ein kg Milch mit 4% Fett auf 3.1 MJ geschätzt, während die Energie für ein kg Körpermasse-Zunahme auf 14.1 MJ gerechnet wurde, anhand eines gewichteten Mittelwertes für Rinder verschiedener Gewichtsklassen.

Auf dem Gutsbetrieb wurde für den Output an Lebendgewicht für die Allokation nur diejenigen Tiere gezählt, welche auch tatsächlich weiterverwendet wurden (Aufzucht oder Schlachtung). Die verstorbenen oder eingeschlächterten Tiere wurden für die Allokation nicht dem Lebendgewicht Output hinzugefügt. Die Allokationsfaktoren, die schlussendlich verwendet wurden zwischen Milch und Lebendgewicht, liegen bei VW im Gutsbetrieb zwischen 76% und 86%, bei EGKF zwischen 75% und 88% und bei EGKFplus zwischen 78% und 87%. Im Vergleich zu einer ökonomischen Allokation wie bei früheren Studien liegen diese Werte etwas tiefer, es werden also etwas weniger Umweltwirkungen der Milch zugeschrieben. Auf dem Gutsbetrieb sind die verwendeten Allokationsfaktoren unterschiedlicher zwischen den Jahren als zwischen den Systemen. Dies, aufgrund der Standardisierung der Kuhverkauf- und Zukaufszahlen (siehe 4.6). Auf den Pilotbetrieben sind die Allokationsfaktoren aufgrund der Diversität der Betriebe und aufgrund der nicht vorhandenen Standardisierung unterschiedlicher (bei VW zwischen 71% und 82%, bei EGKF zwischen 72% und 83% und bei EGKFplus zwischen 65% und 71%). Die Allokationsfaktoren der einzelnen Betriebe und Systeme können im Anhang D nachgelesen werden.

## 3.2 Sachbilanz mit SALCA

In Kapitel 4 wird die Herleitung der Produktionsinventare beschrieben. Aus diesen wurde anhand des Tools SALCAfarm die mit der landwirtschaftlichen Produktion verbundenen Emissionen berechnet.

### 3.2.1 Berechnung des P- und K-Ressourcenbedarfs

Die Indikatoren der Wirkungskategorien P- und K-Ressourcenbedarf werden innerhalb der Sachbilanz in SALCA errechnet. Diese Indikatoren werden aufgrund einer einfachen Summe der Ressourcenextraktionsströme unter Berücksichtigung der jeweiligen P- und K-Inhalte berechnet. Diese Indikatoren quantifizieren somit die Entnahme von Phosphor und Kaliumsalzen zwecks Herstellung von P- und K-Mineraldüngern und sind nicht zu verwechseln mit dem P- und K-Bedarf von Kulturen oder von Tieren.

### 3.2.2 Emissionsmodelle in SALCA

Die Emissionen, welche direkt auf dem Landwirtschaftsbetrieb mit den bewirtschafteten Flächen oder im Stall anfallen, werden mittels Modellen in SALCAfarm ermittelt. Dies sind Emissionen von Phosphor, Schwermetallen, Nitrat, Lachgas, Stickoxiden, Ammoniak und Methan. Die Modelle, welche im Tool zur Berechnung der Emissionen verwendet werden, werden im Folgenden kurz erläutert, ausführlichere Beschreibungen gibt es in den jeweils angegebenen Quellen. Die Beschreibungen wurden mehrheitlich direkt aus Bystricky *et al.* (2017) übernommen.

**Phosphor:** Das Modell SALCA-Phosphor (Prasuhn 2006) berücksichtigt vier Austragswege: Phosphorausträge in Oberflächengewässer durch Bodenerosion, Abschwemmung und Drainage sowie Phosphorausträge ins Grundwasser durch Auswaschung. Einbezogen werden Art und Menge der ausgebrachten Phosphordünger, Bodeneigenschaften und die Topographie sowie die Bodenerosion. Diese wird ebenfalls in SALCA berechnet (nach der Methode Oberholzer *et al.* (2012)).

**Schwermetalle:** Nach dem Vorgehen in Freiermuth (2006) berechnet SALCAfarm eine Input-Output-Bilanz auf Betriebsebene. Dieses berücksichtigte Cadmium, Kupfer, Zink, Blei, Nickel, Chrom und Quecksilber. Als

Inputs finden Saatgut, Düngemittel, Pflanzenschutzmittel, zugekaufte Futtermittel, weitere zugekaufte Hilfsstoffe der Tierproduktion und die Deposition Eingang ins Modell. Als Outputs werden die Schwermetallgehalte der pflanzlichen und tierischen Produkte berücksichtigt, dazu noch die Schwermetallauswaschung ins Grundwasser und der Austrag mit erodiertem Bodenmaterial. Die Bilanz wird als Schwermetalleintrag in den Boden gewertet. Über einen Allokationsfaktor wird davon noch der Anteil abgezogen, welcher dem Schwermetalleintrag durch Deposition zuzurechnen ist und folglich nicht den landwirtschaftlichen Aktivitäten angelastet werden soll.

**Nitrat:** Der Nitrataustrag von Acker- und Grasland wurde mit dem Modell von Richner *et al.* (2014) ermittelt. Für jede Kultur wird eine monatliche N-Bilanz berechnet, welche den Eintrag durch Düngemittel und N-Mineralisierung des Bodens (unterschiedlich je nach Produktionsregion und Intensität der Bodenbearbeitung), sowie den Entzug durch das Erntegut berücksichtigt. Anschliessend wird der N-Überschuss noch über Korrekturfaktoren für den Ton- und Humusgehalt und die Gründigkeit des Bodens, den Viehbesatz, die Vorkultur und die Menge an Winterniederschlägen bereinigt. Der überschüssige Stickstoff wird als potenziell auswaschungsgefährdet betrachtet.

**Lachgas:** Die Lachgasemissionen aus dem Pflanzenbau setzen sich aus direkten und induzierten Lachgasemissionen zusammen. Gemäss IPCC (2006), Tier 1, werden 1 % des gedüngten Stickstoffs und des Stickstoffs in Ernterückständen als Lachgas emittiert. Zusätzlich werden 1 % des emittierten Ammoniak- und Stickoxid-N sowie 0.75 % des ausgewaschenen Nitrat-N in Lachgas umgewandelt. Für die Lachgasemissionen aus Hofdüngerlagerung und Weide gibt es Emissionsfaktoren von Eea (2013), welche auf dem Ammoniumgehalt des ausgeschiedenen Stickstoffs basieren. Das Vorgehen für alle Emissionen aus der Tierhaltung ist in Herndl *et al.* (2015) und Nemecek und Ledgard (2016) näher beschrieben.

**Stickoxide:** Die Emissionsfaktoren für Stickoxide stammen aus Eea (2013): 1.2 % des Stickstoffs aus mineralischen und Hofdüngern werden emittiert. Hinzu kommen Emissionen aus der Hofdüngerlagerung, nämlich 0.005 % des N-Gehaltes von flüssigen und 0.47 % des N-Gehaltes von festen Hofdüngern. Das Vorgehen für alle Emissionen aus der Tierhaltung ist in Herndl *et al.* (2015) näher beschrieben.

**Ammoniak:** Ammoniakemissionen aus den tierischen Ausscheidungen im Stall und auf der Weide sowie aus Hofdüngerlagerung und -ausbringung wurden mit dem Modell Agrammon berechnet (Hafl 2013b, 2013a). Die Ammoniakemissionen aus der Mineraldüngerabbringung stammen aus Eea (2013). Das Vorgehen für alle Emissionen aus der Tierhaltung ist in Herndl *et al.* (2015) näher beschrieben.

**Methan:** Das Emissionsmodell basiert auf IPCC (2006), Tier 2. Für alle Tierkategorien ausser Milchvieh werden die Methanemissionen unter Berücksichtigung der Bruttoenergie-Aufnahme, eines Methan-Konversionsfaktors (IPCC 2006; BAFU 2013) und des Energiegehaltes von Methan berechnet. Bei Milchkühen besteht in SALCA eine Auswahlmöglichkeit zwischen den Modellen IPCC (2006) und Kirchgessner *et al.* (1995). In dieser Studie wurde das letztere Modell gewählt. Dieses ist detaillierter und berücksichtigt den Verzehr von Rohprotein, Rohfaser, N-freien Extraktstoffen und Rohfett. Methanemissionen aus dem Hofdüngermanagement werden nach IPCC (2006) berechnet. Das Vorgehen für alle Emissionen aus der Tierhaltung ist in Herndl *et al.* (2015) näher beschrieben.

### 3.2.3 Spezifische Anpassungen für Ökobilanzen von graslandbasierter Milchproduktion

Für diese Studie wurde die Methodik zu Berechnung gewisser direkter Emissionen in der Sachbilanz anhand des SALCA-Tools weiterentwickelt, um spezifische Aspekte der graslandbasierten Produktion und insbesondere von Weidesystemen genauer zu beurteilen (vgl. Nemecek und Ledgard (2016), wo die Details dieser Anpassungen und die verwendeten Emissionsfaktoren und Gleichungen zu finden sind):

**N-Ausscheidungen bei Milchkühen:** Der Anteil des Stickstoffs, der im Kot und Harn ausgeschieden wird, ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Einer der wichtigsten Faktoren ist dabei der N-Gehalt (bzw. Proteingehalt) der Ration. Deshalb wurden die Anteile der N-Ausscheidungen im Kot und Harn in Funktion des N-Gehalts aufgrund von Untersuchungen aus der Schweiz modelliert. Dies ist insbesondere auf der Weide sehr wichtig, weil die Emissionen von Ammoniak, Lachgas und Nitrat aus Kot und Harn sehr unterschiedlich sind. Die Verhältnisse werden aber auch für die Schätzung der Anteile von TAN (total ammoniacal N) bei Ausscheidungen im Stall angewandt.

**Lachgasemissionen:** IPCC (2006) nennt einen höheren Default-Emissionsfaktor auf der Weide von Rindern (2.0% des ausgeschiedenen N) als bei der Ausbringung von Düngern (1 % des ausgebrachten N). Die Lachgas-Emissionen sind allerdings viel höher bei Harn als bei Kot, wie in zahlreichen Studien bestätigt wurde. Aufgrund der Literatur wurde der Emissionsfaktor von 2 % für Harn verwendet, während für Kot ein Faktor von lediglich 0.5% angewandt wurde. Die Emissionen nach der Ausbringung von Hofdüngern wurden ebenfalls angepasst, indem der Emissionsfaktor von 1 % nur für den Anteil TAN und für den übrigen Stickstoff ein Faktor von 0.25% angenommen wurde. Somit wurde das gleiche Verhältnis wie bei Harn und Kot angewandt. Schliesslich wurden Lachgasemissionen in Form einer quadratischen Regression von der N-Menge pro ha abhängig gemacht. Dies bedeutet, dass Düngergabe unter 146 kg N/ha zu tieferen, höhere Gaben hingegen zu überproportional höheren Emissionen führen.

**Ammoniak-Emissionen auf der Weide und bei Hofdüngerausbringung:** Aufgrund der Literatur wurden Emissionsfaktoren für Harn auf der Weide für die vier Jahreszeiten ermittelt. Bei Kot wurde 0% angenommen; da Kot fast kein TAN enthält sind keine Emissionen zu erwarten. Weiter wurden die Emissionsfaktoren nach Agrammon mit einem Faktor 0.5 multipliziert. Sintermann *et al.* (2012) haben gezeigt, dass die Emissionen in früheren Untersuchungen etwa um einen Faktor zwei überschätzt wurden.

**Nitratwaschungsrisiko von Weidetieren (Harn-Spots):** Auch die Emissionsfaktoren für Nitrat auf der Weide wurden angepasst. Die Emissionen sind fünf Mal höher bei Harn als bei Kot. Zudem sind sie je nach Jahreszeit unterschiedlich: die höchsten Verluste gibt es bei Herbstweide, gefolgt von Winter, Sommer und Frühling.

### 3.3 Wirkungsabschätzung mit SALCA und Simapro

Die Wirkungsabschätzung wurde im Simapro (Pré Consultants 2013) anhand der SALCA-Methode V.1.10 durchgeführt. Die Methode berechnet unterschiedliche, für die Landwirtschaft relevante Midpoint-Wirkungskategorien, basierend auf jeweils verschiedenen Wirkungsabschätzungsmethoden. Ausserdem wurden einige zusätzliche Umweltaspekte auf Stufe Sachbilanz berücksichtigt. Folgende Umweltwirkungen wurden berechnet:

#### Ressourcenbezogene Indikatoren:

- Bedarf an nicht-erneuerbaren Energieressourcen in MJ-Äquivalenten: nach Hirschier *et al.* (2010)
- Wasserbedarf in m<sup>3</sup>: blue water; gemässecoinvent-Kategorien (Hirschier *et al.* 2010).
- Flächenbedarf gesamt in m<sup>2</sup> Jahr: nach CML01 (Guinée *et al.* 2001) aufgeschlüsselt nach Ackerland, intensivem Grasland, extensivem Grasland, und übrigen Flächen.
- Abholzung in m<sup>2</sup>: Differenz aus Umwandlung von und zu Waldflächen und Buschland gemässecoinvent-Kategorien (Hirschier *et al.* 2010).
- Ressourcenbedarf Phosphor und Kalium in kg P und kg K (aus der Sachbilanz, siehe 3.2.1): quantifiziert die Entnahme von Phosphorerz und Kaliumsalzen zwecks Herstellung von P- und K-Mineraldüngern. Diese Indikatoren sind nicht zu verwechseln mit dem P- und K-Bedarf von Kulturen oder von Tieren.

**Emissionsbezogene Indikatoren:**

- Treibhauspotenzial in kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten: 100 Jahre Zeithorizont nach IPCC (2013).
- Terrestrisches Eutrophierungspotenzial in m<sup>2</sup>: EDIP03 nach Hauschild und Potting (2005). Werte angepasst an die Schweiz.
- Versauerungspotenzial in molc H<sup>+</sup>-Äquivalenten: nach ILCD 2011 (Ec-Jrc-les 2011), die Methode Accumulative Exceedance wird verwendet (Seppälä *et al.* 2006; Posch *et al.* 2008), Werte angepasst an die Schweiz.
- Aquatisches Eutrophierungspotenzial Stickstoff in kg N: nach EDIP03 (Hauschild und Potting 2005), Werte angepasst an die Schweiz.
- Aquatisches Eutrophierungspotenzial Phosphor in kg P: nach EDIP03, Hauschild und Potting (2005), Werte angepasst an die Schweiz.
- Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial in kg 1,4-DB-Äquivalenten: 100 Jahre Zeithorizont nach CML01 (Guinée *et al.* 2001) mit Ergänzungen für Pestizide nach Hayer *et al.* (2010)
- Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial in kg 1,4-DB-Äquivalenten: 100 Jahre Zeithorizont nach CML01 (Guinée *et al.* 2001), mit Ergänzungen für Pestizide nach Hayer *et al.* (2010).
- Humantoxizitätspotenzial in kg 1,4-DB-Äquivalenten: 100 Jahre Zeithorizont nach CML01 (Guinée *et al.* 2001), mit Ergänzungen für Pestizide nach Hayer *et al.* (2010).
- Ozonbildungspotenzial in kg CFC-Äquivalenten: nach ILCD 2011 (Ec-Jrc-les 2011), Werte angepasst an die Schweiz.

**3.4 SALCA Biodiversität und Bewertung Landschaftsbild**

Die Bewertung der Biodiversität und des Landschaftsbildes sind beides für die Nachhaltigkeit eines landwirtschaftlichen Produktionssystems wichtige Aspekte, welche bisher in Ökobilanzen nicht standardgemäss analysiert werden. Mit dieser Studie wurde ein wichtiger Schritt in die Richtung, diese Indikatoren standardgemäss in Ökobilanzen verwenden zu können, getan: SALCA Biodiversität wurde zum ersten Mal auf die funktionelle Einheit 1 kg ECM statt auf die Fläche bezogen und SALCA Landschaftsbild wurde zum ersten Mal in einer Studie angewendet.

Zur Berechnung der beiden Indikatoren SALCA Biodiversität und Landschaftsbild wurde folgendermassen vorgegangen: Für jedes betrachtete System ist mit Hilfe der Software Simapro berechnet worden, wieviel landwirtschaftliche Fläche von welchen Nutzungstypen für die Herstellung eines kg ECM benötigt wird. Dabei wurde zwischen unterschiedlichen Graslandtypen und Ackerkulturen unterschieden. Diese Daten dienen als Grundlage zur Berechnung beider Indikatoren. Diese einzelnen Flächen, die für die Herstellung eines kg ECM benötigt werden, wurden dann jeweils unterschiedlich bewertet. Bei beiden Methoden beruhen die Bewertungen der Flächen auf Schweizer Daten. Es wurde daher nicht berücksichtigt, dass gewisse Futtermittel aus dem Ausland importiert werden, sondern es wurde von einer Schweizer Produktion ausgegangen.

**3.4.1 SALCA Biodiversität**

Um die Milchproduktion der unterschiedlichen Systeme und Betriebe auf ihre potenzielle Auswirkung für die Biodiversität zu untersuchen, wurden Daten aus Alig *et al.* (2012) herangezogen, wo verschiedenen Flächennutzung auf ihre Biodiversität bewertet und anschliessend pro Einheitsfläche mit Punkten versehen worden sind. Die Analyse und Bewertung erfolgte in drei Schritten:

- 1) Jede Fläche aus den Ökobilanzergebnissen wurde einer der Kategorien aus Alig *et al.* (2012) zugewiesen und mit den entsprechenden Biodiversitätspunkten (BDP) multipliziert. Daraus wurde ein *gewichtetes Mittel* pro Kategorie berechnet.

- 2) Von diesem gewichteten Mittel wurden die durchschnittlichen Biodiversitätspunkte der landwirtschaftlichen Nutzfläche in der Schweiz subtrahiert, um die Werte in Relation zum Schweizer Durchschnitt zu setzen. Dadurch ergaben sich die *normierten Biodiversitätspunkte*. Ein positiver Wert bedeutet also, dass die Biodiversität durch das System gegenüber dem Durchschnitt der Schweizer Landwirtschaft potenziell erhöht würde, ein negativer Wert bedeutet entsprechend eine Verminderung der Biodiversität.
- 3) Die normierten Biodiversitätspunkte wurden mit der totalen landwirtschaftlichen Fläche multipliziert, die für das jeweilige Milchproduktionssystem pro kg ECM belegt wird. Dadurch wird bei einer positiven Punktzahl eine möglichst grosse Fläche günstig ist und umgekehrt. Dies ergibt die *normierten flächengewichteten Biodiversitätspunkte* (BDPn) und damit den finalen Indikator (Jeanneret *et al.* 2014).

### 3.4.2 SALCA Landschaftsbild

Für die Bewertung des Landschaftsbildes wurde ein kombinierter Indikator verwendet. Er besteht aus einem flächengewichteten Präferenzwert und einem Diversitätsindex basierend auf einem Shannon-Index. Die theoretische Grundlage dazu ist das Konzept von Tveit *et al.* (2006). Das Herzstück beider Indikatoren bilden Präferenzwerte für landwirtschaftliche Nutzungstypen, die in einer schriftlichen Befragung von 4000 Haushalten in der Schweiz erhoben wurden (Junge *et al.* 2015). Die Präferenzwerte existieren für verschiedene Entwicklungsstadien von Weizen, Mais, Raps, Zuckerrüben, Kunstwiese, intensiv genutzte Wiesen und Weide, Buntbrache, Hecke, Hochstammobstbäume Feuchtwiesen sowie extensiv genutzte Wiesen und Weiden. Sie liegen als Mittelwerte über die verschiedenen Stadien aber auch als Einzelwerte für jedes Entwicklungsstadium vor. Dadurch kann auch die saisonale Variabilität der landwirtschaftlichen Nutzung abgebildet werden. Generell werden abwechslungsreiche, farbige Nutzungstypen höher bewertet als monoton grüne oder gar braune Nutzungstypen (Schüpbach *et al.* 2016).

Beim *flächengewichteten Präferenzwert* wurden die einzelnen zu analysierenden landwirtschaftlichen Flächen mit dem jeweiligen quadrierten mittleren Präferenzwert multipliziert, aufsummiert und durch die gesamte bewertete Fläche des Betriebes dividiert. Flächennutzungen, für die kein Präferenzwert existiert (Soja) wurden nicht in die Bewertung einbezogen. Der *Diversitätsindex* enthält neben dem klassischen Element «Diversität» auch eine zeitliche Komponente (Saisonalität der Nutzungstypen). Zur Berechnung der beiden Shannon-Indices wurde der quadrierte Präferenzwert miteinbezogen. Die beiden Indikatoren wurden normiert mit den jeweiligen Mittelwerten der Indikatoren über alle Schweizer Milchproduktionsbetriebe (Ergebnisse über 1 weisen einen günstigeren Wert auf, als der Durchschnitt). Der normierte, flächengewichtete Präferenzwert und der normierte Diversitätsindex wurden zum *aggregierten Indikator* zusammengelegt, indem das arithmetische Mittel aus den beiden Teilindikatoren berechnet worden ist.



## 4 Datenquellen und Datenaufbereitung

Im Rahmen des übergreifenden Projekts Hohenrain II erfolgte eine Datensammlung für alle Teilprojekte. So wurden grundsätzlich auch die Daten für die Ökobilanzanalyse zusammengetragen. Anhand des speziell für dieses Projekt an die Milchproduktion angepassten Eingabetools von SALCA wurde für jedes analysierte System die notwendigen Daten aus dem Hohenrain Datenpool zusammengetragen. Falls nötig, wurden die Daten auf das Tool passend aufbereitet. Danach wurde mit SALCA das Produktionsinventar berechnet, dieses in die Software SimaPro übertragen und die Umweltwirkungen für jedes System berechnet. Das Vorgehen für die Ökobilanzierung ist in Kapitel 3 detailliert beschrieben.

Da auf den Pilotbetrieben mehrere andere Analysen durchgeführt wurden (unter anderem mit der Methode RISE (Sperling *et al.* 2017)), waren gewisse Daten bereits aufbereitet. Ausserdem standen Daten aus diversen Formularen wie Agrammon (Hafl 2013a) oder Suisse Bilanz (Agridea und Blw 2014) zur Verfügung. Auch auf dem Gutsbetrieb waren gewisse Daten aus anderen Analysen bereits aufbereitet. Die übrigen wurden von den Verantwortlichen für den Versuch (H.J. Frey, BBZN) zur Verfügung gestellt und selber für die Dateneingabe ins SALCA-Tool aufbereitet. Dieses Kapitel befasst sich mit den Datenquellen, sowie deren Auswahl und Aufbereitung für die Eingabe in das SALCA-Tool, beginnend mit der Ergänzung fehlender Daten (4.1).

### 4.1 Ergänzung von Daten durch Modellbetriebe

Daten, die nicht in direktem Zusammenhang mit der Milchproduktion stehen, oder keine entscheidende Rolle für die Ökobilanzanalyse spielen, wurden anhand von vier Modellbetrieben abgeschätzt, welche jeweils eine bestimmte Kombination aus Region (Tal, Hügel, Berg), Landbauform (ÖLN, Bio) und Betriebstyp repräsentieren (Tabelle 4). Die Daten sind Durchschnittswerte aus verschiedenen Betrieben der jeweiligen Gruppe von Betrieben. Für diese Studie war der Betriebstyp «Verkehrsmilch» relevant. Der am besten passende Modellbetrieb wurde jeweils zur Ergänzung der Daten eines bestimmten analysierten Betriebs gewählt. Für den Gutsbetrieb in Hohenrain wurden beispielsweise Daten des Modellbetriebs Tal-ÖLN ausgewählt. Weitere Informationen zu den Modellbetrieben finden sich in Alig *et al.* (2015).

Da die analysierten Betriebe nicht unbedingt von gleicher Grösse waren wie die Modellbetriebe, wurden die Daten der Modellbetriebe skaliert und damit den analysierten Betrieben angepasst und zwar nach drei Kriterien: nach produzierter Milchmenge, nach Rinder-Grossvieheinheit (RGVE) oder nach Landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN). Beispielsweise wurden Angaben zum Milchtank anhand des Verhältnisses der produzierten Milchmenge des Modellbetriebs, zur produzierten Milchmenge des analysierten Betriebes angepasst.

Tabelle 4: Die vier zur Datenergänzung verwendeten Modellbetriebe

System/ Lage	Verkehrsmilch ÖLN	Verkehrsmilch Bio
Tal	Tal-ÖLN	Tal-Bio
Hügel	Hügel-ÖLN	Hügel-Bio

Anhand der Modellbetriebe abgeschätzt wurden folgende Angaben:

- Saatgut Standardmischung (für Gutsbetrieb und Pilotbetrieb)
- Daten zur Verdaulichkeit des Futters (für Pilotbetriebe)
- Heizöl (für Pilotbetriebe)
- Stroheinsatz (für Pilotbetriebe)
- Maschinen (z.B. landwirtschaftliche Geräte, Traktor, Personenwagen) (für Gutsbetrieb und Pilotbetriebe)
- Wasserbedarf (nur Pilotbetriebe) (nach RGVE)
- Gesamte Infrastruktur ausser Güllesilo (für Pilotbetriebe)

### 4.2 Futtermittel

Für die vorliegende Ökobilanzanalyse sind drei verschiedene Angaben zu den Futtermitteln relevant: 1) Die Zusammensetzung der Ration (relevant für Kraftfutter, Aufzuchtfutter usw.), um die Inputs, welche als Futter in das System eingeführt werden, zu bestimmen. 2) Die Nährwertinformationen der einzelnen Futtermittel, da diese erlauben, für bestimmte Umweltwirkungen relevante Größen wie die N- und P-Ausscheidungen oder die Verdaulichkeit des Futters zu berücksichtigen. 3) Die verzehrten Mengen der einzelnen Futtermittel.

#### 4.2.1 Zusammensetzung der Ration

Grundsätzlich sind Angaben zur Zusammensetzung der verwendeten Futtermittel bei den Futtermittelherstellern erhältlich. Für diese Studie wurden diese Informationen zu zusammengesetzten Futtermittel projektübergreifend gesammelt und konnten unter anderem für die Ökobilanzanalyse verwendet werden. Die Daten wurden aus verschiedenen Quellen zusammengetragen (entweder von direkten Analysen durch Agroscope, aus der Futtermitteldatenbank (Agroscope 2017b), von Herstellerangaben auf den Verpackungen oder durch direkte Anfrage bei den Herstellern, aus Listen von FiBL oder von Agridea, vom Futterplan oder einem Lieferschein, oder durch Info vom BetriebsleiterIn). Die Inhaltsstoffe der Futtermittel können jedoch mit der Zeit variieren und daher sind auf den Packungen nicht immer eindeutige Angaben zu finden. Solche nicht-eindeutigen Angaben wurden bestmöglich umgesetzt: Beispielsweise wurde eine Angabe Soja/Getreide zur Hälfte als Soja, zur anderen als Getreide Input angegeben. Für Futtermittel, bei denen keine Angabe über die Zusammensetzung verfügbar war, wurde auf die Standardzusammensetzung innerhalb des SALCA-Tools (z.B. Leistungsfutter mit gleichem Proteingehalt) oder auf Daten eines ähnlichen Futters zurückgegriffen. Ergänzungsmittel wie Mineralstoffe, Vitamine, Futterkalk wurden – soweit ein passender Eintrag im SALCA-Tool vorhanden war – berücksichtigt.

#### 4.2.2 Nährwertinformationen

Für zusammengesetzte Futtermittel sind die Nährwertinformationen – gleich wie deren Zusammensetzung – generell bei den Herstellern und auf den Futtermittelpackungen erhältlich. Daten wurden ebenfalls projektübergreifend gesammelt und verwendet (aus gleichen Quellen wie im oberen Abschnitt bereits genannt). Doch auch bei den Nährwertinformationen der zusammengesetzten Futtermittel standen nicht für jedes Futter alle Informationen zu Verfügung. In diesen Fällen wurden ebenfalls die fehlenden Nährwertinformationen mit Angaben über ähnliche Futtermittel abgeschätzt (beispielsweise Werte für ein bestimmtes Leistungsfutter anhand von anderen Leistungsfuttermitteln).

Die Nährwertinformationen sind auch für Einzel-Futtermittel wie Gras, konserviertes Futter etc. für die Ökobilanz von Bedeutung. Auf dem Gutsbetrieb wurde das frische sowie konservierte Wiesenfutter mehrmals auf seine Nährwerte analysiert, dies teils spezifisch für die drei Systeme (z.B. für Weidegras). In diesen Fällen wurden die gemessenen Daten als Eingaben verwendet. Wenn keine Angaben verfügbar waren, wurde mit Daten aus der Futtermitteldatenbank oder mit Durchschnittswerten aus dem Projekt ergänzt (z.B. für Silomais) (Agroscope 2017b). Für die Pilotbetriebe wurden auch vereinzelt Messungen der Futtermittel durchgeführt. Die fehlenden Nährwertinformationen wurden mit den Daten vom Gutsbetrieb oder der Futtermitteldatenbank ergänzt. Einige Nährwertinformationen wie beispielsweise die Bruttoenergie oder der N-Gehalt des Futters lassen sich aus anderen Nährwertinformationen ableiten. So wurde die Bruttoenergie von Raufutter teilweise aus der organischen Substanz und dem Rohprotein berechnet oder der N-Gehalt anhand des Rohproteingehalts (dividiert mit dem Faktor 6.25 errechnet).

#### 4.2.3 Futtermenge

Das zugekaufte Futter lässt sich in der Regel gut erheben, da die Erfassung der Ausgaben häufig standardmässig erfolgt und somit auch die Menge bekannt ist. Schwieriger ist die Abschätzung für das selber-geerntete Wiesenfutter sowie geweidetes Gras. Um diese Daten abzuschätzen, wurden anhand der Anzahl Kühe in den verschiedenen Phasen der Laktation, deren Gewicht und Milchleistung ein totaler Bedarf in kg Tro-

ckenssubstanz (TS) errechnet. Die gesamte Menge an verzehrtem Futter in TS wurde anhand der Laktationsphasen und der jeweiligen durchschnittlichen Milchleistung der Tiere jeweils für die Sommer- und Winterfütterungsperiode abgeschätzt. Dazu wurden Formeln aus Jans *et al.* (2015) verwendet. Für die Pilotbetriebe wurden Angaben von den Zuchtverbänden und der Tierverkehrsdatenbank (TVD) verwendet, um abzuschätzen, in welcher Phase sich die Tiere befanden. Folglich wurden die Futtertage der Kühe in der Startphase als die Summe der Geburten in den Winter- bzw. Sommermonaten mal 70 Tage gerechnet. Für die Futtertage der Kühe in der Galtphase, wurde die mittlere Anzahl der Galtkühe in den Winter- bzw. Sommermonaten mit der Anzahl Tage in der Winter- bzw. Sommerperiode multipliziert. Für die Produktionsphase wurden die Futtertage Start- und Galtphase von den Gesamtfuttertagen (Anzahl Tage Winter- bzw. Sommerperiode \* mittlere Anzahl Kühe in den Winter- bzw. Sommermonaten) subtrahiert.

Die bekannten Futtermittelmengen wurden dem totalen geschätzten Verzehr abgezogen und der Rest wurde als geweidetes Gras angenommen. Auf dem Gutsbetrieb konnten alle Futtermittel einschliesslich dem Gras, welches durch Eingrasen verfüttert wurde, durch stichprobenartige Messungen des Ertrags hochgerechnet werden. Der Rest des totalen Futterbedarfs in TS wurde als geweidet angenommen.

Auf den Pilotbetrieben ist ähnlich vorgegangen worden, jedoch ohne, dass man Stichproben zur Eingrasenernte zur Verfügung hatte: Der Gesamtverzehr wurden die bekannten Mengen an Futter abgezogen (z.B. Kraftfutter, Rübenschnitzel). Die Restmenge wurde nach den Angaben der BetriebsleiterInnen (z.B. 2/3 Gras und 1/3 Heu) jeweils für eine typische Winter- und Sommerration aufgeteilt (Zahlenbeispiel: Gesamtverzehr = 19.8 kg TS – 2.6 kg Kraftfutter – 2.2 kg Rübenschnitzel = 15 kg TS, Rest → 1/3 Heu = 5kg; 2/3 Emd = 10 kg).

#### 4.2.4 Weideperiode

Eine weitere wichtige Grösse für die Ökobilanzanalyse ist die Weideperiode und die unterschiedlichen Rationen für Sommer- und Winterfütterung, bzw. der relative N-Gehalt der Sommerfütterung zur Winterfütterung. Für den Gutsbetrieb wurden die Weideperiode und die durchschnittliche Weidezeit pro Tag für die drei Systeme direkt erhoben. Anhand der Analyse zur Zusammenstellung des Futters konnten für den Gutsbetrieb die Unterschiede im Futtermittelverzehr und den N-Gehalten der Sommer- und Winterfütterung berechnet werden. Für die Pilotbetriebe wurde die Dauer der Fütterungen mit den Angaben aus den Wiesenjournalen ermittelt. Alle Tage mit Grünfütterung wurden zur Sommerration gezählt, während die restlichen Tage wurden zur Winterration gerechnet wurden. Für die Pilotbetriebe wurde die Menge und der N-Gehalt des Futters der Sommerration im Verhältnis zur Winterration mit 110%, der Futteraufnahme im Sommer vs. Winter mit 55% belassen (Standardwerte im SALCA-Tool).

#### 4.2.5 Weitere Daten Futtermittel Gutsbetrieb

Eine weitere Schwierigkeit in den Daten zu den Futtermitteln sind die Futterlager vom Vorjahr. Konkret war die gesamte verzehrte Menge an Kraftfutter für jedes System bekannt. Die Lagerbestände für die spezifischen Futtermittel jedoch waren aufgrund von undefinierten nicht immer bekannt. In diesen Fällen wurden entsprechende Annahmen gemacht (z.B. zu je 50% der beiden möglichen Futtermittel). Zudem wurde die Futtermittelmenge für die Kälber nicht komplett erhoben. So wurde die zusätzliche Menge an Dürrfutter, welche neben der von den Kühen verzehrten Menge für die Kälber benötigt wird, abgeschätzt (1 kg Frischsubstanz (FS) Dürrfutter pro Tag und Kalb für die Aufzuchtälber, und 0.5 kg FS Dürrfutter pro Tag und Kalb für die Mastälber). Während der Milchpulververzehr für jedes Kalb einzeln und somit nach System getrennt erhoben wurde, mussten die Mengen an Aufzuchtfutter und Vitaminpräparaten mit den Anzahl Tagen, welche die Kälber in einem bestimmten System verbracht haben, abgeschätzt werden.

Futtermittel, welche im SALCA-Tool fehlten, wurden durch das am besten passende vorhandene Futtermittel ergänzt. (z.B. Gerste für Hafer oder Weizen für Weizenkleie).

### 4.3 Dünger

Für die Dünger waren folgende Angaben nötig: Dünger Zu- und Wegfuhr vom Betrieb, sowie die Mengen, Art und Nährstoffgehalte der ausgebrachten Hof- und Mineraldünger. Bei der Gülle ist ausserdem der Verdünnungsgrad relevant.

#### Dünger Gutsbetrieb

Auf dem Gutsbetrieb werden die Parzellen mit eigener Gülle, welche mit Hühnermist angereichert wird, sowie mit Ammoniumnitrat gedüngt. Mist fällt nur wenig an und wird in dieser Analyse als «Wegfuhr» modelliert, da er für den Silomaisanbau verwendet wird (siehe 3.1). Die tatsächlich angefallene Menge an Hofdünger auf dem Gutsbetrieb ist unbekannt. Die anfallende Menge an Stickstoff in der Gülle wurde durch eine N-Bilanz, welche vor allem vom N-Input durch das Futter dominiert wird, berechnet. Dadurch hat man eine Abschätzung für den Gesamt Output an Stickstoff in den Exkrementen erhalten. Diese Zahl wurde aufgeteilt nach Anfall auf Weide (abhängig von Zeit auf Weide und N-Gehalt des Futters während Weideperiode) und Stall bzw. Laufhof, welcher - ohne den kleinen Anteil Stickstoff im Mist – als Abschätzung für den Stickstoff in der Gülle gedient hat. Der N-Output in Exkrementen der Kälber wurde anhand von Richner *et al.* (2017) abgeschätzt.

Da die Nährstoffgehalte der Gülle auf dem Gutsbetrieb 3-6 Mal jährlich getestet wurden, konnte die Verdünnung der Gülle im Vergleich zu Vollgülle zurückgerechnet werden. Für den Gutsbetrieb wurde der Strohinput als Stroheinlage im Stall abgeschätzt mit 1 kg/GVE und Tag. Dieser N-Input wurde dem Stickstoff im Mist abgezogen (für die obengenannte Güllbilanz). Der im Hühnermist zugeführte Stickstoff wurde für die N-Bilanz als zusätzliche Gülle modelliert (in der gleichen Verdünnung wie die Gülle der Gülle dazugerechnet und entsprechend dem berechneten Bedarf an Gülle den drei Systemen zugeteilt). Der Hühnermistzufuhr in die drei Systeme erfolgte also proportional dem jeweiligen abgeschätzten Bedarf an Hofdünger. Der Ressourcenbedarf und die Emissionen, welche zur Herstellung der zugeführten oder abgeführten Hofdünger nötig sind (Hühnermist und Übertragung zwischen den drei Systemen), wurden nicht berücksichtigt.

Der Anfall an org. Dünger stimmte innerhalb der drei Systeme nicht mit deren Bedarf überein. Um den Bedarf an org. Dünger der drei Systeme abzuschätzen, wurden die Wiesenjournale herangezogen. Die relativen Anteile des totalen Bedarfes laut diesen Wiesenjournalen wurden über die drei untersuchten Jahre gemittelt, weil die Angaben von Jahr zu Jahr schwankten, jedoch nicht mit Sicherheit vollständig ausgefüllt waren. Die aufgebrauchten Mengen an Ammoniumnitrat wurden hingegen für die Systeme separat erhoben und konnten durch die Angaben auf den Wiesenjournalen bestätigt werden.

#### Dünger Pilotbetriebe

Die Düngergaben für jede Parzelle wurden aus der Datenerhebung für die RISE Beurteilung (Sperling *et al.* 2017) sowie aus der Suisse-Bilanz übernommen. Die Daten für die RISE Beurteilung basieren auf Interviews der BetriebsleiterInnen, die Suisse-Bilanz Daten wurden ebenfalls vom BetriebsleiterIn eingegeben. Weitere Angaben wie Daten zur Gülletechnik konnten aus dem Formular für das Agrammon Modell entnommen werden, welches ebenfalls von den BetriebsleiterInnen ausgefüllt worden war. Die Verdünnungsgrade wurden auch über Agrammon oder RISE von den BetriebsleiterInnen angegeben. Die Nährstoffgehalte der Gülle wurde anhand der Angaben zur Vollgülle je nach Verdünnungsgrad nach des GRUD (Richner *et al.* 2017) abgeschätzt.

### **Aufbringung Gülle und Gülleinfrastruktur**

Im SALCA-Tool kann die Gülletechnik spezifiziert werden, da die Emissionen beim Auftragen der Gülle davon abhängig sind. Auf dem Gutsbetrieb wurde berücksichtigt, dass die Gülle zu 100% mit dem Schleppschauch aufgetragen wird. Ausserdem wurde berücksichtigt, dass nur ein kleiner Anteil der Gülle nach 18h aufgetragen wird. Auch bei den Pilotbetrieben wurde berücksichtigt, falls ein Schleppschauch benutzt wurde.

Im SALCA-Tool gibt es ausserdem die Möglichkeit, Korrekturfaktoren für die Ammoniak und Methan Emissionen aus der Gülle anzugeben, beispielsweise wenn das Güllesilo abgedeckt ist. Diese wurden für die Pilotbetriebe und für den Gutsbetrieb angewendet. So wurden bei Abdeckung des Güllesilos 50% verringerte Methan und 20% verringerte Ammoniak Emissionen aus der Güllelagerung modelliert nach Kupper (2016).

## **4.4 Infrastruktur**

Die Daten zur Infrastruktur werden verwendet, um die benötigten Gebäudeinputs und deren Vorketten in die Ökobilanz einzuschliessen. Eine Liste der berücksichtigten Infrastruktur befindet sich im Anhang A.

Die Daten zur Infrastruktur auf dem Gutsbetrieb Hohenrain aus dem Projekt Hohenrain I (Sutter et al., 2013) wurden überprüft und bei Bedarf aktualisiert. Die berücksichtigte Infrastruktur, deren angenommene Nutzungsdauer und die Kriterien für die Allokation zu den drei Milchproduktionssystemen sind in Anhang A aufgeführt.

Seit dem ersten Teil des Projekts Hohenrain, hat sich auf dem Gutsbetrieb in der Infrastruktur nicht viel verändert. Angepasst wurde die Abdeckung des Güllelagers, die neu dazugekommen ist. Diese wurde bei der Infrastruktur wie auch bei den direkten Emissionen (Korrekturfaktor) berücksichtigt. Zudem werden die Kälber neu zusammengehalten (kleinere Anzahl an Kälberiglus) und der Laufhof wurde vergrössert. Diese Veränderungen wurden im Infrastrukturdatensatz angepasst.

Die Infrastruktur der Pilotbetriebe wurde anhand der Modellbetriebe abgeschätzt (siehe Anhang A), ausgenommen des Güllesilos, welches gemäss des auf dem Betrieb vorhandenen Silos angegeben wurde. Wie beim Gutsbetrieb wurde für diese eine Nutzungsdauer von 40 Jahren angenommen.

## **4.5 Umwelt**

Verschiedene Umweltdaten werden in SALCA für die Berechnung von Emissionen benötigt. Das sind zum einen Klima, Daten zur Topologie, zum Boden und zur Erosionsgefahrenstufe.

### **Gutsbetrieb**

Die monatlichen Daten wurden Niederschlag, Temperatur und relative Luftfeuchtigkeit wurden von der Wetter Datenbank Agrometeo (monatliche Mittelwerte 2008-2017) übernommen (Agroscope 2017a). Die Datenquelle bietet keine vorgerechneten 10-Jahres Mittel. Die Klimadaten sind für alle drei analysierten Jahre identisch. Weitere Daten zu Boden (Art, Humusanteil), sowie Erosions-, Klima- und Topologiezone wurden dem Hohenrain I Projekt entnommen.

### **Pilotbetriebe**

Die Klimadaten für SALCAfarm der Pilotbetriebe stammen von MeteoSchweiz (2017). Die eingesetzten Werte sind die Klima-Normwerte verschiedener Messgrössen für die Normperiode 1981-2010 der Messstation, die am nächsten beim entsprechenden Pilotbetrieb liegt. Weitere Werte wie zum Beispiel die Bodenwerte konnten den von BetriebsleiterInnen ausgefüllten RISE- und SuisseBilanz-Formularen entnommen werden.

### 4.6 Tiere

SALCA benötigt verschiedene Daten zu den Kuh- und Rinderzahlen zur Berechnung der Milch-Ökobilanz. Die gesamte Anzahl Grossvieheinheiten (GVE) pro Fläche muss angegeben werden, weiter müssen der mittlere Bestand in Anzahl Tieren und Verkauf in kg LG für verschiedene Alterskategorien angegeben werden. Der Zukauf in LG wird für alle Rinder gemeinsam erfasst.

#### Gutsbetrieb

Für den Gutsbetrieb wurde das LG der abgehenden Tiere immer erfasst, falls sie nicht geschlachtet wurden oder verstorben sind. Die Kühe wurden ausserdem regelmässig gewogen. Fehlende Daten von Tiergewichten wurden anhand des Durchschnittsgewichtes der bestimmten Rasse auf dem Gutsbetrieb ergänzt. Da der totale Zukauf und Verkauf zwischen den drei Systemen sehr unterschiedlich ausfiel, und dies eher durch die Versuchsanordnung als auf Unterschiede zwischen den Systemen einzuordnen ist, wurde der Zukauf und Verkauf an Kühen und Rindern folgendermassen standardisiert: Die Tierbewegungen wurden für den gesamten Betrieb und für jedes Jahr erfasst. Dieser totale Zukauf und Verkauf pro Jahr wurde danach gleichmässig auf die drei Systeme aufgeteilt nach deren jeweiligen totalen Anzahl Kühe und deren Durchschnittsgewicht.

Der Verkauf der Kälber wurde für jedes System einzeln erfasst. Bei den Kälbern, welche geschlachtet wurden, wurde das LG beim Abgang anhand der linearen Regression aller bekannten Gewichte vs. Alter in Anzahl Tagen approximiert. Nicht berücksichtigt wurden Rinder, welche nur ein paar Tage auf dem Betrieb waren und keinem System zugeordnet wurden.

Der Output an LG ist auch relevant für die Berechnung der Allokation (siehe 3.1). Verstorbene, nicht weiter verwendete Tiere, wurden für die Berechnung der Nährstoffbilanzen als Nährstoffwegfuhr gerechnet, hingegen für die Allokation nicht berücksichtigt.

Bei der Angabe GVE und dem mittleren Bestand wurde der Aufenthalt des Stiers des VW-Systems mitberücksichtigt, nicht aber für Zukauf und Verkauf.

#### Pilotbetriebe

Die Anzahl Tiere die gekauft und verkauft wurden, sind auch auf den Pilotbetrieben erfasst worden. Für deren Lebendgewichte wurden Durchschnittswerte verwendet, da die Gewichte nicht erhoben wurden.

### 4.7 Parzellen und Betriebsfläche

Im SALCA-Tool muss zum einen die gesamte Nutzfläche pro System oder Betrieb, sowie die Fläche für jede Parzelle einzeln eingegeben werden. Die Parzellen können je nach Nutzung in verschiedene Kategorien eingeteilt werden. Für jede Parzelle werden der totale Ertrag und die totale Düngung erfasst (siehe 4.3).

#### Gutsbetrieb

Die Fläche auf dem Gutsbetrieb ist während des Experiments die drei Systeme aufgeteilt worden, so, dass jedes System 12 ha zur Verfügung hatte. Die Fläche der EG-Systeme wurde der Systemgrenze Milchproduktion angepasst (siehe 3.1 Systemgrenze); je eine Hektare für den Silomaisanbau wurden ausgeschlossen, das geerntete Silomais als Zufuhr modelliert. Zwischen VW und den beiden anderen Systemen wurden die Parzellen klar voneinander abgetrennt, zwischen den beiden EG-Systemen hingegen nicht immer. Bei diesen Parzellen wurde die entsprechende Fläche, Inputs und Outputs zu je der Hälfte auf die beiden Systeme geteilt.

Die Parzellen wurden anhand der Wiesenjournale erfasst und nach Typ eingeordnet (Naturwiese extensiv, Naturwiese intensiv, Kunstwiese intensiv). Als Naturwiese wurden Wiesen eingeordnet, welche älter als 5 Jahre waren. Der Input an Dünger (siehe 4.3) wurde anhand der Angaben auf den Wiesenjournalen auf die verschiedenen Wiesentypen aufgeteilt. Der Ertrag der Grassilage, des Eingrasens und des Dürrfutters war

regelmässig auf verschiedenen Parzellen erhoben worden (siehe 4.2). Diese Zahlen wurden für jede Parzelle hochgerechnet, so konnte der gesamte Ertrag jedes Futtermittels nach Parzelle abgeschätzt werden.

### Pilotbetriebe

Die Parzellen jedes Betriebs wurden anhand des RISE Formulars erfasst (Sperling *et al.* 2017). Der Typ, der Ertrag und die Düngung wurden vom BetriebsleiterIn angegeben. Die Parzellen wurden für den gesamten Betrieb erfasst, falls sie anderswertig als für die Milchproduktion genutzt wurden, wurde die Fläche der Systemgrenze angepasst (siehe 3.1 Systemgrenze).

## 4.8 Weitere Outputs und Inputs

Weitere wichtige, benötigte Eingaben für das SALCA-Modell sind der Energiebedarf (Strom, Diesel, Benzin), der Wasserbedarf, sowie einige weitere Daten.

**Energie:** Der totale Energiebedarf für den Gutsbetrieb war jeweils anhand von Rechnungen ersichtlich. Vom gesamten Benzinbedarf wurde der Bedarf für die Bewirtschaftung der Reben abgezogen (ausserhalb der Systemgrenze, siehe 3.1 Systemgrenze). Das Benzin wurde innerhalb der Milchproduktion vor allem für das Futterzuschieben verwendet, was dessen Bedarf für die beiden EG-Systeme höher ausfallen lässt als für das VW-System. Die Aufteilung des Benzins auf die drei Systeme konnte aus der ökonomischen Analyse des Gutsbetriebs (ebenfalls Teil des Projekts Hohenrain II) übernommen werden.

Diesel wird im Gegensatz zum Benzin nur für die Milchproduktion verwendet, vor allem für die Maschinen auf dem Feld. Der totale Dieselbedarf wurde aus diesem Grund anhand der Schnitt-Hektaren der drei Systeme auf diese aufgeteilt. Die beiden EG-Systeme hatten gleich viele Schnitt-ha und folglich denselben Dieselbedarf, während dieser bei VW etwas tiefer lag.

Zwei Drittel des totalen Strombedarfs des Gutsbetriebs wurden den drei Systemen gleich angerechnet, ein Drittel wurde zwischen den beiden EG-Systemen aufgeteilt, da diese wegen der Heubelüftung einen höheren Strombedarf aufwiesen, als das VW-System.

Der Energiebedarf für Diesel und Strom wurde für die Pilotbetriebe anhand der RISE Formulare erhoben (Sperling *et al.* 2017). Diese Daten beziehen sich auf den ganzen Betrieb und schliessen andere Produktionszweige ein. Die Anteile für die Milchproduktion wurden für den Dieselbedarf mit dem Faktor «Fläche für die Milchproduktion/Totale Nutzfläche» und für den Strombedarf mit dem Faktor «RGVE/totale GVE» berechnet.

**Wasser:** Der erhobene Wasserbedarf des Gutsbetriebs wurde zu je einem Drittel der drei Systeme zugeteilt. Auf den Pilotbetrieben wurde der Wasserbedarf aufgrund der Daten der Modellbetriebe abgeschätzt.

**Stroh:** Stroheinlage auf dem Gutsbetrieb wurde mit 1 kg pro GVE und Tag abgeschätzt und entsprechend als Zufuhr modelliert und bei der Nährstoffbilanz zur Berechnung der Nährstoffe in Gülle und Mist berücksichtigt. Bei den Pilotbetrieben wurde die vom BetriebsleiterIn totale angegebene Menge an Stroh berücksichtigt.

**Saatgut:** Input an Saatgut wurde für alle Analysen von den Modellbetrieben übernommen. Skaliert wurde der Bedarf an Saatgut anhand des Verhältnisses zwischen der LN in ha des Modellbetriebes zu derjenigen des zu analysierenden Betriebes.

**Pflanzenschutz:** Auf Grasland werden nur sehr wenige Pflanzenschutzmittel eingesetzt. Auf dem Gutsbetrieb wurden z.B. nur einzelne Blackenbehandlungen mit dem Wirkstoff Metsulfuron-Methyl durchgeführt. Die abgeschätzte Wirkstoffmenge pro Jahr und System belief sich auf total 0.22 g für VW und 0.4 g für die EG-Systeme und ist damit sehr klein. Diese wurden aus diesem Grund nicht in die Analyse eingeschlossen. Die Pflanzenschutzmittel zur Herstellung der zugeführten Futtermittel (Silomais, Krafffutter, etc.) werden hingegen berücksichtigt.

**Milch:** Die total verkaufte Milch pro System oder Betrieb wurde jeweils separat erfasst und zur Vereinheitlichung für alle auf den gleichen Energiegehalt umgerechnet (siehe 3.1 funktionelle Einheit). Milch, welche innerhalb des Systems verwendet wurde, wurde nicht berücksichtigt (z.B. für Kälber).

**Anbauweise Futter:** Es wurde jeweils unterschieden, ob die zugeführten Futtermittel aus Bio- oder ÖLN-Anbau stammten.

**Nicht berücksichtigte Inputs:** Benötigte Inputs für medizinische Versorgung, sowie für die Befruchtung der Kühe wurden nicht berücksichtigt. Ebenfalls nicht berücksichtigt wurde menschliche Arbeit.



## 5 Resultate

Die Ergebnisse der Ökobilanzanalyse werden im Folgenden werden zuerst für den Gutsbetrieb in Hohenrain (ab 5.1), dann für die Pilotbetriebe (ab 5.4) dargestellt. Für jede Wirkungskategorie werden die Resultate nach verschiedenen Inputgruppen aufgeschlüsselt aufgezeigt (Details dazu siehe Anhang C). Die Resultate des Gutsbetriebs werden mit denjenigen der Pilotbetriebe verglichen (0), gefolgt von verschiedenen Sensitivitätsanalysen (5.8) und einer kurzen Zusammenfassung (5.9). Ausführliche Tabellen zu den Ergebnissen finden sich im Anhang E. Da die Stichproben für statistische Auswertungen zu klein sind, wird im Folgenden nur dann von deutlichen Unterschieden zwischen den Systemen gesprochen, wenn sich die Spannweite der einzelnen Datenpunkte eines Systems nicht überschneidet mit der Spannweite eines anderen. Wir sprechen von tendenziellen Unterschieden, wenn sich die Spannweiten von zwei Systemen um einen Datenpunkt überschneiden. Bis auf die Sensitivitätsanalyse D beziehen sich alle Ergebnisse auf die funktionelle Einheit 1 kg ECM.

### 5.1 Gutsbetrieb: Ressourcenbezogene Wirkungskategorien

Zwischen den drei Fütterungssystemen auf dem Gutsbetrieb gibt es für die Wirkungskategorie nicht-erneuerbarer Energiebedarf pro kg ECM keine deutlichen Unterschiede (Abbildung 4); die Werte für die einzelnen Jahre überschneiden sich zwischen den Systemen. Die rechte Säule («Quelle») stellt dar, aus welchen Energiequellen sich der Bedarf zusammenstellt. Der grösste Anteil des nicht-erneuerbaren Energiebedarfs wird durch Erdöl, gefolgt von Kernkraft gedeckt.

Die linke Säule zeigt auf, aus welchen Inputgruppen sich der gesamte Bedarf zusammenstellt («Inputs»). Der Zukauf an Tieren bildet im Schnitt die bedeutendste Inputgruppe für VW und EGKFplus, gefolgt vom direkten Energiebedarf (auf dem Hof verwendete Energieträger). Für das System EGKF ist es umgekehrt. Dies lässt sich damit erklären, dass den beiden EG-Systemen denselben direkten Bedarf an Energieträgern auf dem Hof zugewiesen wurde (siehe 4.4), während das VW-System weniger benötigt. Durch die geringere Menge an produzierter Milch ergibt sich so beim EGKF-System ein erhöhter direkter Bedarf an Energieträgern pro kg ECM. Bezüglich der Wirkungskategorie Energiebedarf sind die Zufuhr und Wegfuhr (unter Berücksichtigung von Lageränderungen beim Jahreswechsel) von Dürrfutter ersichtlich; durch die Wegfuhr wird in einigen Jahren der Beitrag der Inputgruppe Grundfutter sogar leicht negativ. Das Jahr 2016 schneidet insgesamt am besten ab, hauptsächlich aufgrund der geringen Tierzufuhr. Die Resultate der Wirkungskategorie Humantoxizität sehen denjenigen des nicht-erneuerbaren Energiebedarfes sehr ähnlich, da die entsprechenden Emissionen v.a. bei der Verbrennung fossiler Energieträger entstehen, und können im Anhang B nachgelesen werden.

In der Kategorie Wasserbedarf gibt es keine klaren Unterschiede zwischen den drei Systemen (Abbildung 5). Auf dem Gutsbetrieb wurde der totale direkte Wasserbedarf gleichmässig zu je einem Drittel auf die drei Systeme aufgeteilt, da dieser für die drei Systeme einzeln nicht erhoben worden war (siehe 4.8). Es ist deshalb eine Abstufung des direkten Wasserbedarfes nach Milchleistung ersichtlich («weitere Inputs»). Das Ergänzungsfutter schlägt dafür bei EGKFplus mit einem höheren Beitrag auf, als bei den beiden anderen. So gleichen sich die Unterschiede zwischen den Systemen aus.

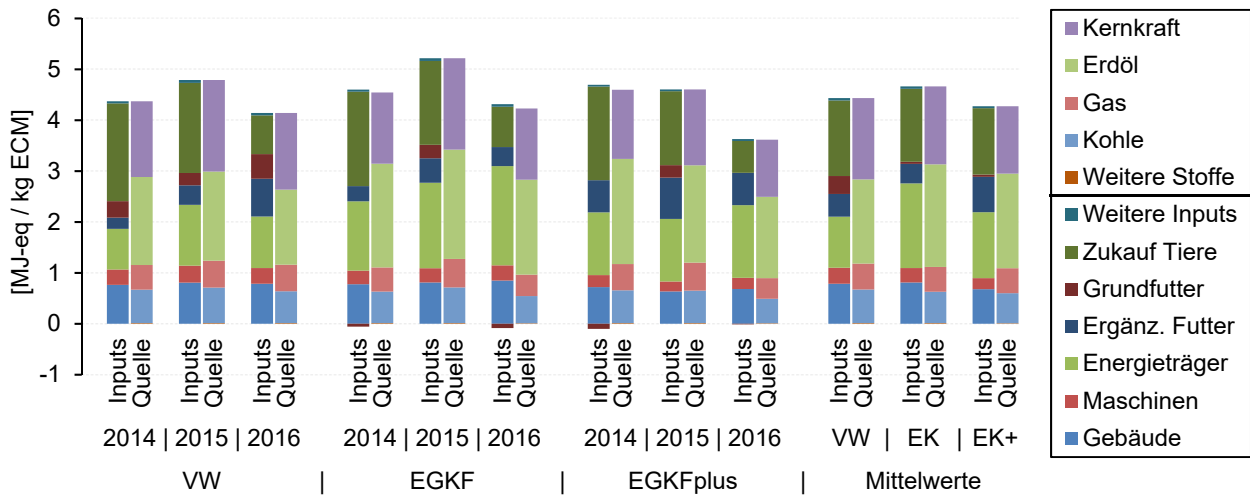


Abbildung 4: Bedarf an nicht-erneuerbarer Energie in MJ-eq. pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

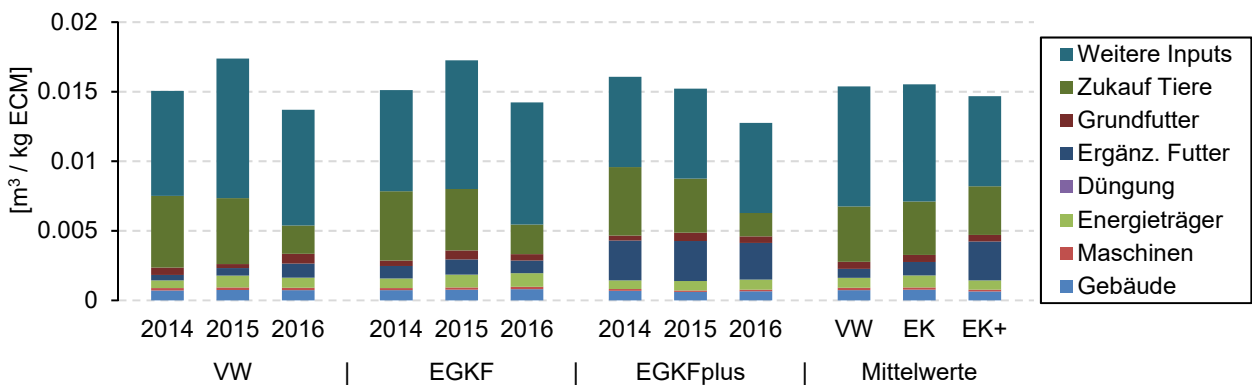


Abbildung 5: Wasserbedarf in m³ pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

In der Wirkungskategorie Flächenbedarf pro kg ECM gibt es auf dem Gutsbetrieb keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen (Abbildung 6). Die rechte Säule stellt dar, aus welchen Arten von Flächen sich der Flächenbedarf zusammensetzt: Der grösste Anteil macht das intensiv genutzte Grasland aus. Weiter ist der Flächenbedarf vor allem durch extensives Grasland, Wald und Ackerland zusammengesetzt. Im Jahr 2016 war der Flächenbedarf jeweils am tiefsten. Dies ist vor allem mit dem geringeren Zukauf an Tieren zu begründen, welcher im Schnitt bei allen drei Systemen über 40% des Flächenbedarfs ausmacht. Einzig der direkte Flächenbedarf durch die eigene Betriebsfläche ist pro kg ECM höher als der Beitrag der zugekauften Tiere. Auch in dieser Wirkungskategorie sind die Zufuhr und Wegfuhr von Dürrfutter ersichtlich; durch die Wegfuhr wird in einigen Jahren total so viel Fläche abgezogen, dass der Beitrag der Inputgruppe Grundfutter negativ wird. Die zugeführten Ergänzungsfuttermittel machen hingegen erstaunlich kleine Anteile aus und tragen beim EGKFplus-System zu gerade mal etwas über 10% des gesamten Flächenbedarfs pro kg ECM und 25% der Betriebsfläche pro kg ECM bei.

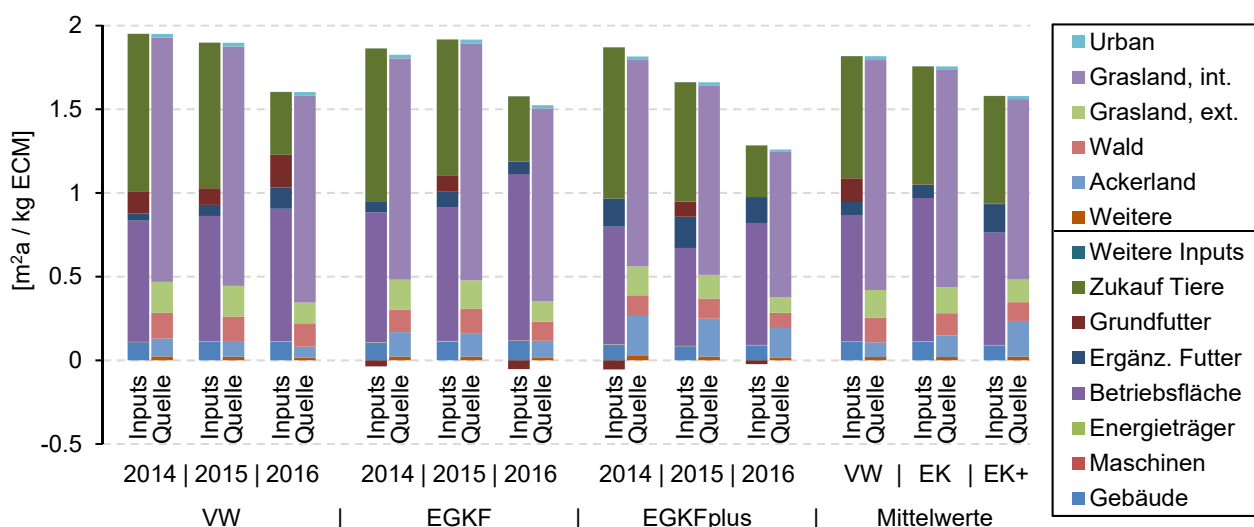


Abbildung 6: Flächenbedarf in  $m^2a$  pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

In der Kategorie Abholzung zeigen sich ebenfalls keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen (Abbildung 7). Die Beiträge des Ergänzungsfutters sind hingegen klar höher bei EGKFplus als bei den beiden anderen. Dieser Unterschied wird ausgeglichen durch die Beiträge des Tier-Zukaufs. Die Inputgruppen, welche die Abholzung vorantreiben, sind also hauptsächlich der Zukauf an Tieren und das Ergänzungsfutter.

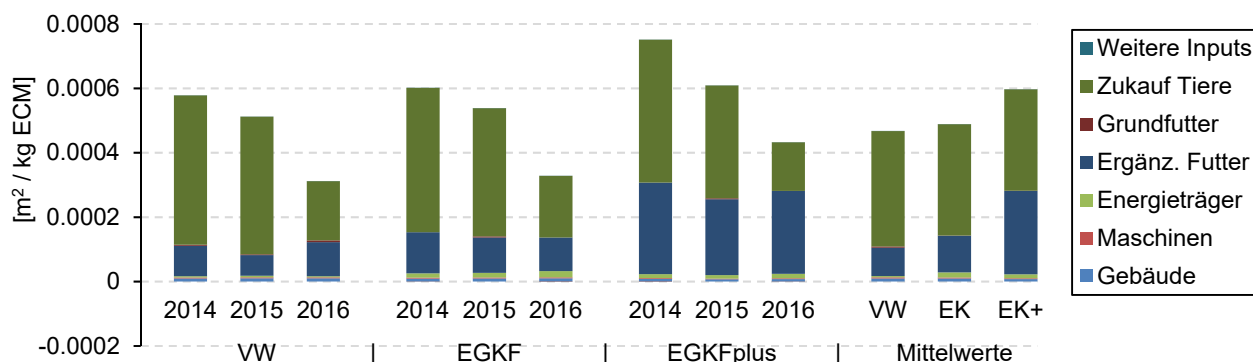


Abbildung 7: Abholzung im  $m^2$  pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Auf dem Gutsbetrieb weist das EGKFplus-System beim P-Ressourcenbedarf im Vergleich zu EGKF einen tendenziell erhöhten Bedarf auf (Abbildung 8). Die Beiträge der Ergänzungsfuttermittel schwanken pro Jahr wenig und sind klar abgestuft:  $VW < EGKF < EGKFplus$ . Die Zufuhr und Wegfuhr von Dürrfutter ist gut ersichtlich: das VW-System kaufte jedes Jahr Dürrfutter zu, während die beiden anderen Systeme nur im Jahr 2015 Dürrfutter zugekauft - und in den beiden anderen Jahren abgeführt - haben.

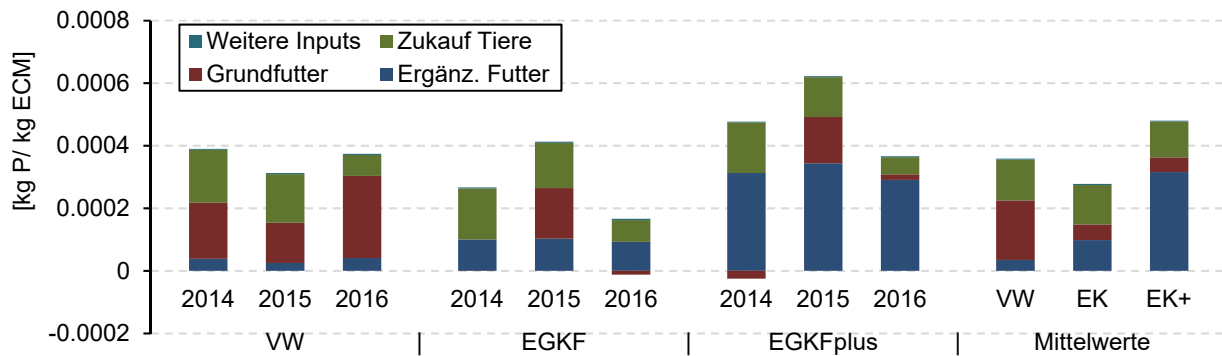


Abbildung 8: P-Ressourcenbedarf in kg P pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

In der Wirkungskategorie K-Ressourcenbedarf gibt es deutliche Unterschiede zwischen den drei Systemen (Abbildung 9), wobei VW im Vergleich zu EGKF und EGKF im Vergleich zu EGKFplus mit tieferen und somit günstigeren Werten abschneiden. Im Vergleich zu den jeweils beiden anderen Systemen macht das Ergänzungsfutter bei EGKFplus einen deutlich höheren Beitrag aus, und das Grundfutter bei der VW einen deutlich niedrigeren Beitrag aus. Da Systeme mit Rindviehhaltung und Recycling von Hofdünger in der Regel kein zusätzliches Kalium düngen müssen, schneidet das VW-System, das für die Kühe lediglich Raufutter benötigt, bezüglich K-Ressourcen besonders günstig ab. Dieser deutliche Unterschied zwischen den Systemen wird durch den Zukauf an Tieren relativiert, welches beim VW relativ gesehen mehr aufschlägt als bei den anderen. Absolut schlägt der Zukauf von Tieren für jedes System im Schnitt etwa gleich viel auf. Im Vergleich zum P-Ressourcenbedarf macht beim Kalium die Dürrfutterzufuhr deutlich weniger aus.

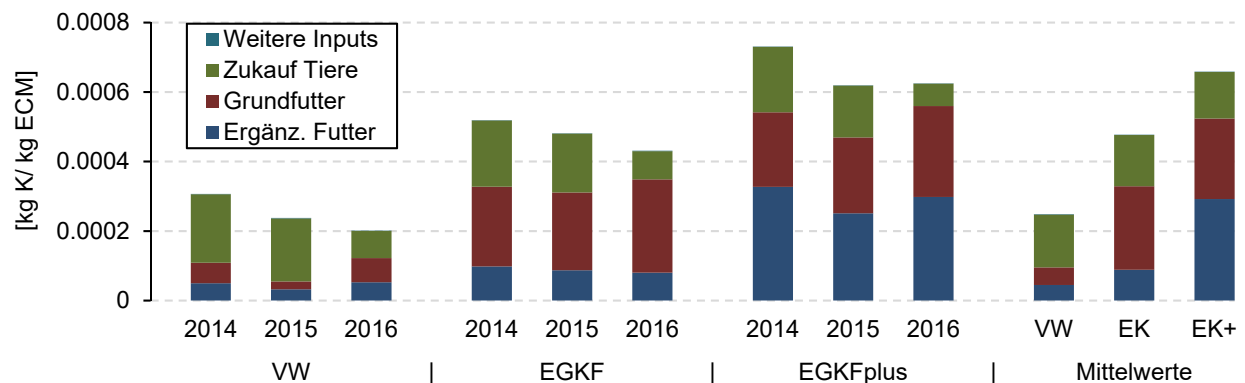


Abbildung 9: K-Ressourcenbedarf in kg K pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

## 5.2 Gutsbetrieb: Emissionsbezogene Wirkungskategorien

Bezüglich der Wirkungskategorie Treibhauspotenzial schneidet das EGKFplus-System pro kg ECM mit tendenziell tieferen Werten ab, als die beiden anderen (Abbildung 10). Im Jahr 2016 schneiden alle Systeme am günstigsten ab. Die Hauptquelle für die Umweltwirkungen ist bei allen drei Systemen Methan, gefolgt von Lachgas und Kohlendioxid.

Die Inputgruppe Tierhaltung steht hier für die direkten Emissionen aus der Tierhaltung auf dem Betrieb und ist massgeblich für die Unterschiede zwischen den Systemen verantwortlich: beim VW-System fallen pro kg ECM mehr direkte Emissionen an, als bei den beiden anderen. Dies hängt hauptsächlich mit dem höheren Futtermittelverzehr pro kg ECM, sowie mit der Weidehaltung und der tieferen Milchleistung bei VW zusammen.

Die Beiträge der beiden Futter-Inputgruppen schwanken zwischen den Jahren und wie bei den meisten Kategorien trägt der Zukauf an Tieren stark zum gesamten Treibhauspotenzial und zu den Schwankungen zwischen den Jahren bei.

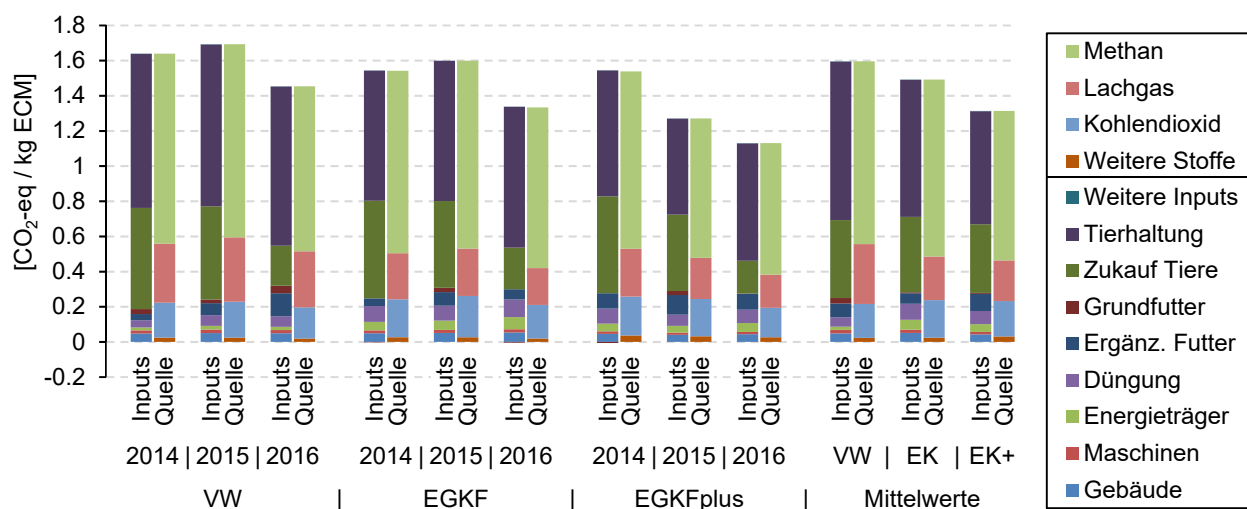


Abbildung 10: Treibhauspotenzial in Kohlendioxid-Äquivalenten pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus

Die Resultate für Wirkungskategorie Versauerungspotenzial ähneln jenen für das Treibhauspotenzial: VW schneidet mit Werten tendenziell ungünstiger ab als EGKFplus. Das ist ein unerwartetes Ergebnis, da die Ammoniak Emissionen bei mehr Stallhaltung höher zu erwarten wären als bei mehr Weidehaltung. Dass die Ergebnisse für das VW-System trotzdem höher sind, hat wahrscheinlich mit dem hohen N-Gehalt des Futters sowie der grossen verzehrten Menge des Futters zu tun (siehe mehr in 5.8). Die Hauptquelle sind die Ammoniak-Emissionen, welche bei allen Systemen um die 90% des totalen Versauerungspotenzial ausmachen.

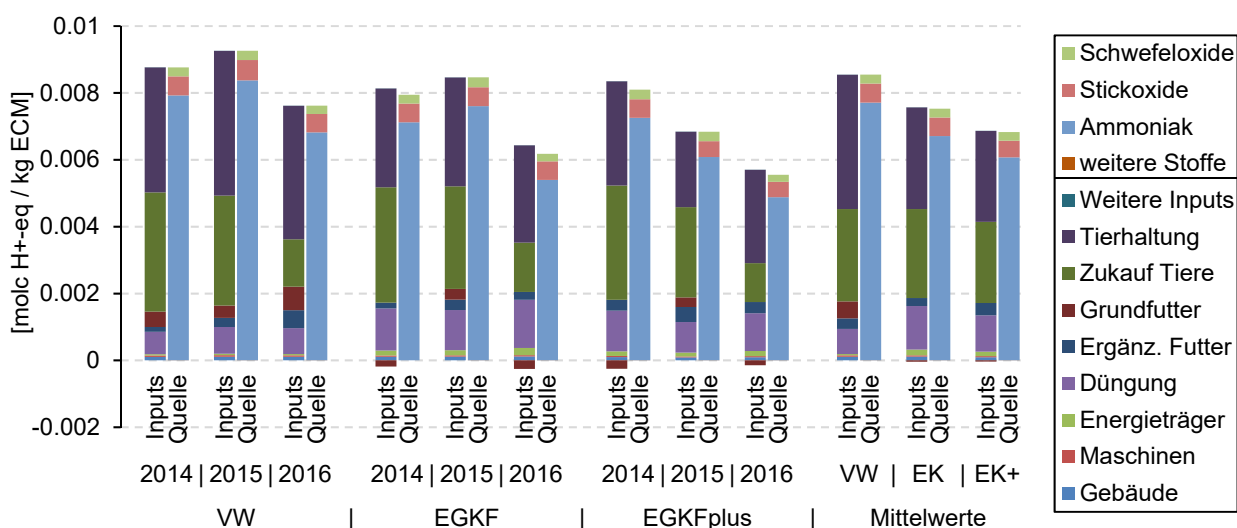


Abbildung 11: Versauerungspotenzial in molc H<sup>+</sup>-eq. pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Die Ergebnisse zum terrestrischen Eutrophierungspotenzial sind ähnlich wie diejenigen der Versauerung und können im Anhang B nachgelesen werden.

Die Beiträge der Düngung, der Tierhaltung und des Zukaufs von Tieren machen den Grossteil des Versauerungspotenzials aus. Insgesamt sind die Emissionen aus dem Dünger etwas höher bei den beiden EG-Systemen, während der Beitrag der Tierhaltung beim VW-System grösser ist. Hauptsächlich wegen des Zukaufs an Tieren weist auch hier das Jahr 2016 bei allen Systemen die tiefsten Werte auf. Die Ergebnisse für die Wirkungskategorie terrestrische Eutrophierung sehen sehr ähnlich aus (siehe Anhang E).

Bezüglich des aquatischen Eutrophierungspotenzial N schneidet VW in allen Jahren günstiger ab als EGKF (Abbildung 12). Die Hauptquellen sind klar die Nitratemissionen, gefolgt von den Ammoniakemissionen. Es gibt eine scheinbare Verschiebung von Emissionen zwischen den Inputgruppen Düngung und Tierhaltung: Beim VW-System sind die Beiträge der Inputgruppe Düngung tiefer als bei den beiden anderen, dafür weist dieses System höhere Werte für die Beiträge der Tierhaltung auf. Dies ist dadurch zu erklären, dass die Emissionen auf der Weide (wie auch jene im Stall, Laufhof und Hofdüngerlager) in der Inputgruppe «Tierhaltung» dargestellt sind, während die Emissionen der Hofdünger-Ausbringung der Inputgruppe «Düngung» zugerechnet werden. Der tiefe Wert des VW-Systems im Jahr 2014 lässt sich mit weniger hohen N-Düngergaben als in den beiden anderen Jahren erklären.

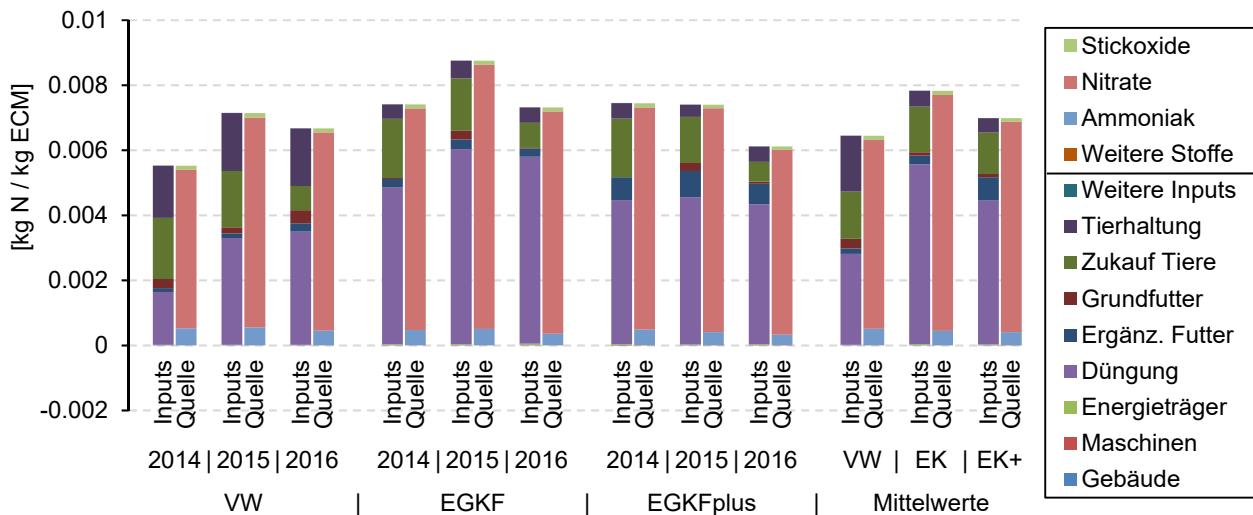


Abbildung 12: Aquatisches Eutrophierungspotenzial N in kg N pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen gibt es für die Wirkungskategorie aquatische Eutrophierung P (Abbildung 13). Die Hauptquelle sind die Phosphat-Emissionen, die bei der Auswaschung, bei Run-Off, oder bei Phosphat-Erzabbau entstehen. Unter den Inputgruppen tragen - je nach System und Jahr – der Zukauf an Tieren sowie die Düngung am meisten zum Eutrophierungspotenzial bei. Gut ersichtlich ist hier auch wieder die Zufuhr und Wegfuhr an Dürrfutter in der Kategorie Grundfutter.

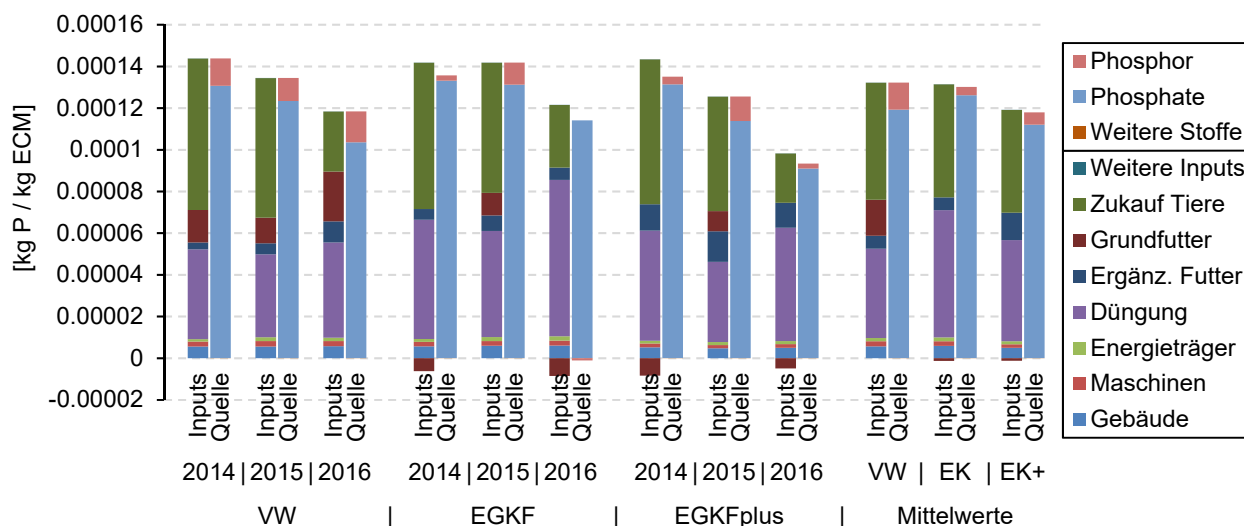


Abbildung 13: Aquatisches Phosphor-Eutrophierungspotenzial in kg P pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Betreffend aquatischer Ökotoxizität schneidet das EKGplus System in allen Jahren ungünstiger ab als EGKF, und EGKF deutlich ungünstiger als VW. Der Gebrauch von Pestiziden ist dabei die Hauptquelle und somit sind auch die Futtermittel die Hauptinputgruppen. Die Kraffutterzufuhr macht bei dieser Kategorie einen grossen Anteil aus und bewirkt die Unterschiede zwischen den drei Systemen.

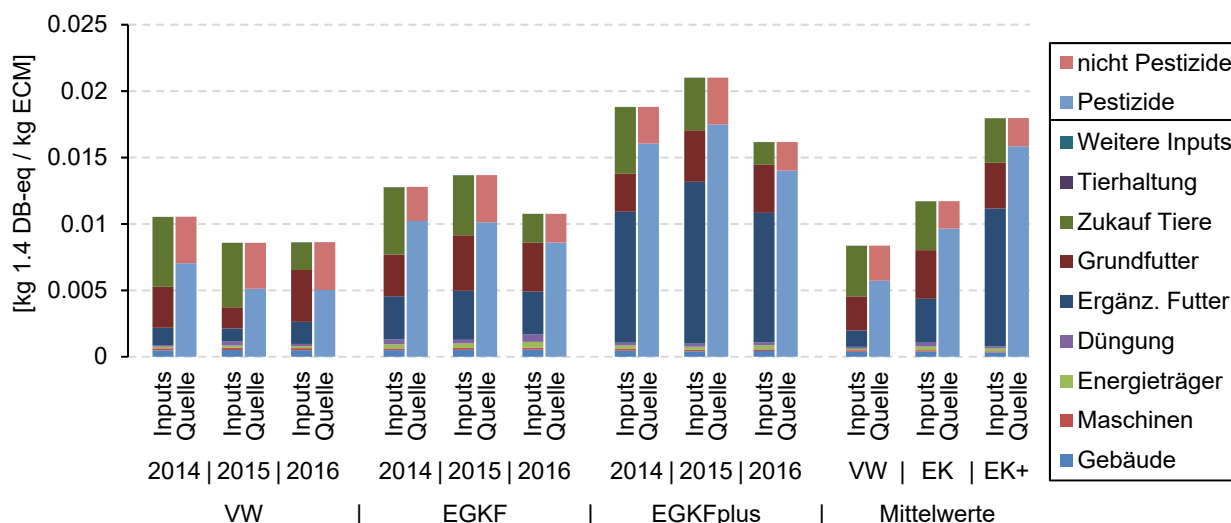


Abbildung 14: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial in kg 1.4 DB-eq. pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Die Resultate der terrestrischen Ökotoxizität sehen insgesamt sehr ähnlich aus wie diejenigen der aquatischen Ökotoxizität (Abbildung 15). Die Unterschiede zwischen den Systemen fallen nochmals etwas deutlicher aus. Die Pestizide haben einen etwas kleineren Einfluss als bei der aquatischen Ökotoxizität, machen aber immer noch den grössten Teil aus.

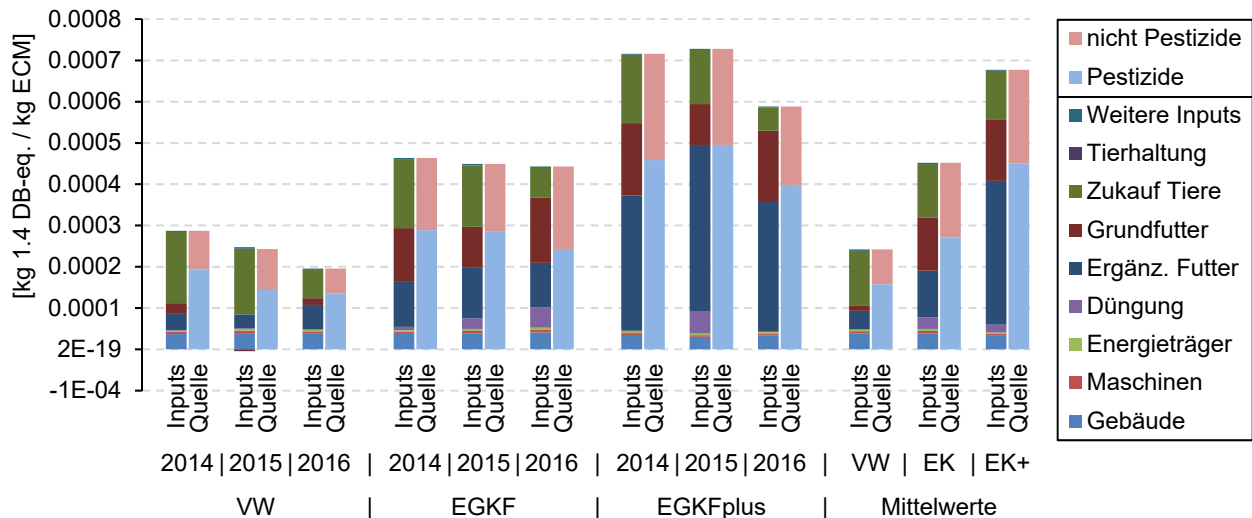


Abbildung 15: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial in kg 1.4 DB-eq. pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Bei der Wirkungskategorie photochemisches Ozonbildungspotenzial schneidet das EGKFplus-System tendenziell günstiger ab als das VW-System. Dies aufgrund von tieferen Werten in der Inputgruppe Tierhaltung. Die Hauptquelle sind Stickoxide, gefolgt von Methan und von weiteren flüchtigen organischen Verbindungen (NMVOC).

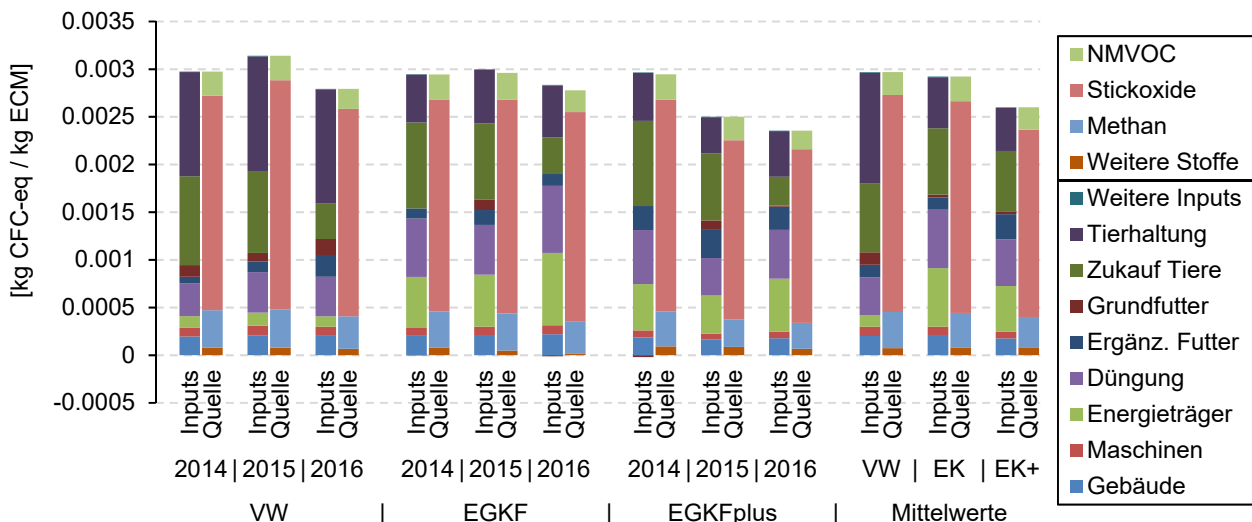


Abbildung 16: Photochemisches Ozonbildungspotenzial in kg CFC-eq. pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.



### 5.3 Gutsbetrieb: Biodiversität und Landschaftsbild

Die Resultate der Biodiversitätsanalyse weisen keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen auf. Hier ist im Gegensatz zu den Ökobilanz-Wirkungskategorien ein möglichst hoher Wert mit einer hohen Biodiversität - also als günstig - zu werten (Abbildung 17). Auf Abbildung 18 sind die Grössen abgebildet, welche den Indikator zusammenstellen: In grau sind die pro kg ECM erreichten Biodiversitätspunkte (BDP) (gewichtetes Mittel) für jedes System pro Jahr dargestellt. Im Vergleich dazu die Punkte der Schweizer landwirtschaftlichen Nutzfläche, welche leicht höher liegen (RW CH). In orange ist der landwirtschaftliche Flächenbedarf dargestellt.

Alle drei Systeme schneiden in jedem Jahr negativ, also im Vergleich zur Schweizer landwirtschaftlichen Nutzfläche ungünstiger ab. Dies ist damit zu begründen, dass im Schweizer Schnitt ein höherer Anteil an extensiv genutzten Flächen vorhanden ist (v.a. im Berggebiet), als in den untersuchten Systemen. Der Gutsbetrieb liegt im Talgebiet und weist in allen Systemen eine relativ hohe Nutzungsintensität im Grasland auf. Deutlich ersichtlich sind dafür Unterschiede zwischen den Jahren. Dies hat damit zu tun, dass der landwirtschaftliche Flächenbedarf wegen dem standardisierten Tier-Zukauf für fast alle Systeme die Tendenz 2014>2015>2016 aufweist. Da die gemittelten Biodiversitätspunkte durch den landwirtschaftlichen Flächenbedarf geteilt werden (siehe auch 3.4.1), weisen diese dieselbe Tendenz auf. Liegen die Biodiversitätspunkte unter dem Schweizer Referenzwert, wird dies negativ gewertet und umgekehrt.

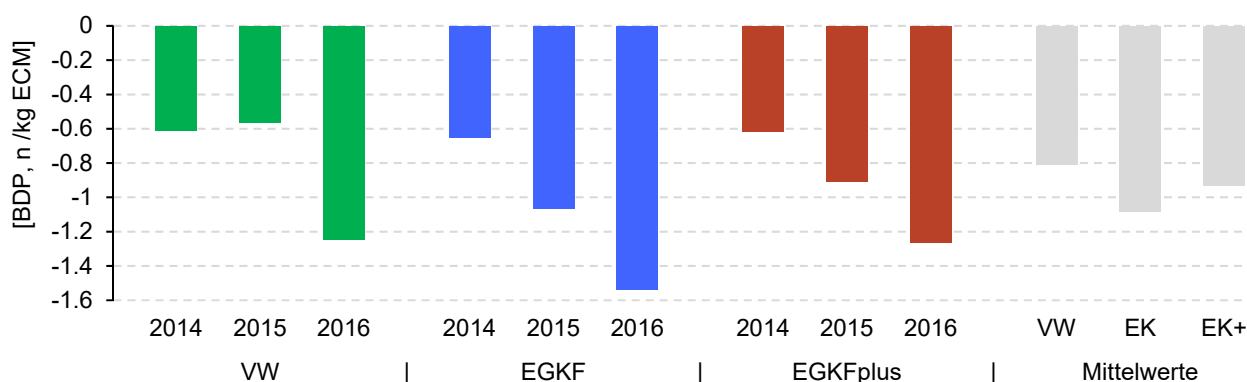


Abbildung 17: Biodiversitätspunkte, normiert mit dem Durchschnitt von CH Nutzfläche und multipliziert mit der verwendeten LN pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei System VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

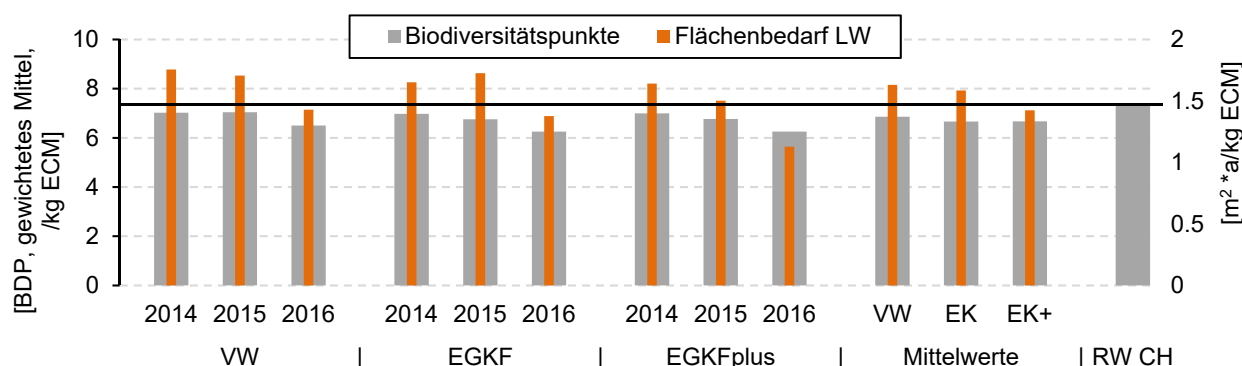


Abbildung 18: Biodiversitätspunkte (gewichtete Mittelwerte) und landwirtschaftliche Nutzfläche pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die rechten vier Säulen bilden von links nach rechts: den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre und den Referenzwert der BDP für die Schweizer landwirtschaftliche Nutzfläche. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus

Im Landschaftsbild schneidet EGKFplus tendenziell günstiger ab als VW (Abbildung 19, «Indikator aggregiert»). Die Bewertung des Landschaftsbilds wurde - wie die Biodiversitäts-Analyse - aufgrund der Daten zur Nutzung von landwirtschaftlicher Fläche der einzelnen Betriebe pro kg ECM gemacht (siehe mehr zur Methodik in 3.4.2). Der aggregierte Indikator setzt sich aus den beiden anderen zusammen: Die Bewertung (Präferenzwert, normiert) der einzelnen Flächen, sowie die Diversität der Flächen (Diversitätsindex, normiert). VW weist 2014 und 2015 sowohl die günstigsten und höchsten Landschaftspunkte (LSP) von allen Werten für den Präferenzwert, als auch die ungünstigsten in Bezug auf die Diversität auf. Grundsätzlich hat Grasland, vor allem mit weidenden Tieren, einen hohen Präferenzwert, und der Einsatz von vielfältigerem Futter bringt mehr «Diversität» in die Flächenzusammensetzung. In dieser Studie war die Definition für den Wechsel einer Kunstwiese zu einer Naturwiese intensiv mindestens 5 Jahre Wiese. Laut dieser Definition gab es im Jahr 2016 beim VW einen Wechsel, und die in den vorigen Jahren als Kunstwiese eingeteilte Fläche, wurde im Jahr 2016 der Naturwiese eingeteilt. Dies erklärt womöglich den Unterschied zwischen den Jahren 2014 und 2015 im Vergleich zu 2016 für VW.

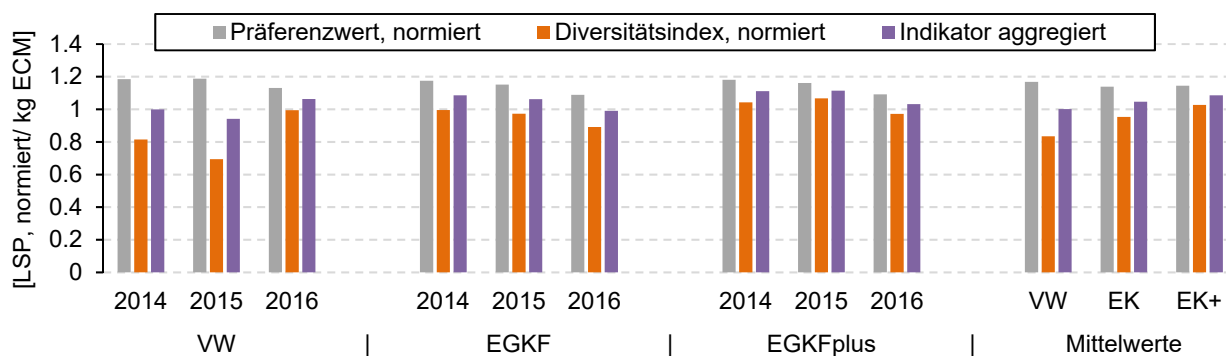


Abbildung 19: Landschaftsbild Indikatorwerte pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014- 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre der drei Kategorien ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

## 5.4 Pilotbetriebe: Ressourcenbezogene Wirkungskategorien

Zwischen den drei Systemen der Pilotbetriebe gibt es beim Bedarf an nicht-erneuerbarer Energie pro kg ECM keine deutlichen Unterschiede (Abbildung 20). Die Diversität zwischen den Betrieben ist gross und beim EGKFplus-System gibt es einen Ausreisser mit über 7 MJ-eq. Energiebedarf. Die rechte Säule stellt dar, aus welchen Energiequellen sich der Bedarf zusammenstellt («Quelle»). Den grössten Anteil macht Erdöl aus, gefolgt von Kernkraft. Die linke Säule stellt jeweils die Beiträge der Inputgruppen dar («Inputs»). Der Zukauf an Tieren bildet im Schnitt die bedeutendste Inputgruppe, gefolgt vom direkten Energiebedarf (auf dem Hof eingesetzte Energieträger). Wobei es Pilotbetriebe gibt, bei welchen auch die Futterherstellung einen bedeutenden Anteil des Energiebedarfs ausmacht (VW B und EGKFplus G). Die Resultate der Wirkungskategorie Humantoxizität sehen sehr ähnlich aus wie diejenigen des nicht-erneuerbaren Energiebedarfes (siehe Anhang B).

Beim Wasserbedarf zeigen die Resultate keine klaren Unterschiede zwischen den drei Systemen (Abbildung 21). Der direkte Wasserbedarf ist in der Inputgruppe «weitere Inputs» enthalten. Diese macht zusammen mit dem Zukauf an Tieren und dem Futter die wichtigsten Inputkategorien aus. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Betrieben ergeben sich aus unterschiedlichen Beiträgen vom direkten Wasserbedarf, dem Tier-Zukauf, und dem Futter. Deutlich ersichtlich ist der Beitrag des Ergänzungsfutters bei EGKFplus, wie auch schon beim Gutsbetrieb.

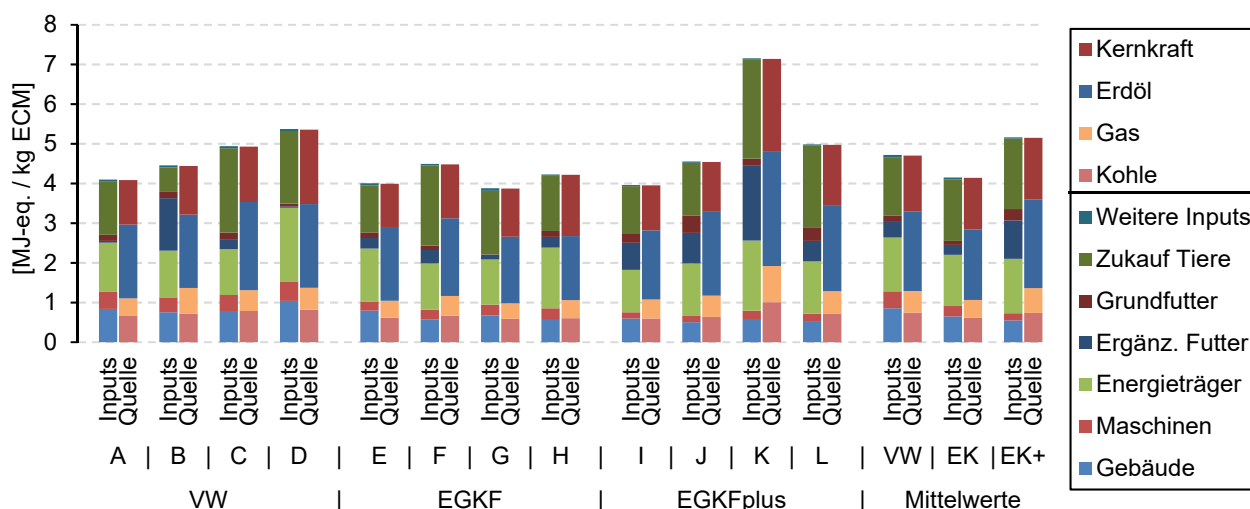


Abbildung 20: Bedarf an nicht-erneuerbarer Energie in MJ-eq. pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und fürs Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe jedes Systems. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

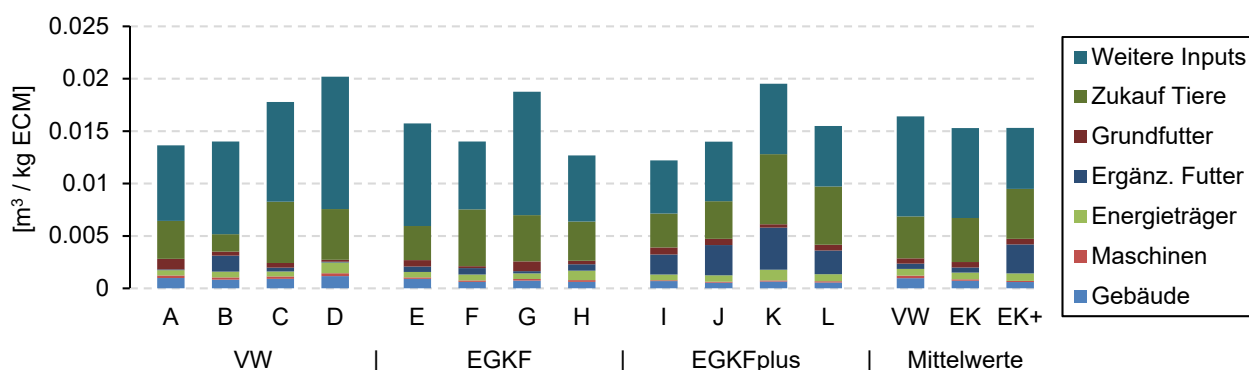


Abbildung 21: Wasserbedarf in m³ pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für das Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe der drei Kategorien ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Im Flächenbedarf pro kg ECM gibt es keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen (Abbildung 22). Die Werte für die einzelnen Jahre überschneiden sich, wobei die zwei höchsten Werte über alle Betriebe im System VW zu finden sind. Die rechte Säule stellt dar, aus welchen Arten von Flächen sich der Flächenbedarf zusammensetzt. Der grösste Anteil macht das intensiv genutzte Grasland aus und das bei allen Systemen. Dies bestätigt, dass alle Systeme hauptsächlich graslandbasiert sind. Beim VW-System wird im Schnitt weniger Ackerland und mehr extensives Grasland benötigt. Die Betriebsfläche sowie der Zukauf an Tieren sind die wichtigsten Inputgruppen, der Einfluss der Futterzufuhr ist vor allem beim EGKFplus-System ersichtlich. Im Schnitt ist der Flächenbedarf an eigener Betriebsfläche klar abgestuft: VW>EGKF>EGKFplus. Die zugeführten Ergänzungsfuttermittel machen im Schnitt bei EGKFplus 12% des gesamten Flächenbedarfs pro kg ECM, aber 44% der Betriebsfläche aus. Dies, vor allem wegen Betrieb K EGKFplus, welcher über 80% der Betriebsfläche an Fläche durch Ergänzungsfuttermittel zuführt. Die Bio-Betriebe VW C, sowie EGKF E und G schneiden jeweils mit dem höchsten Flächenbedarf ihrer Gruppe ab.

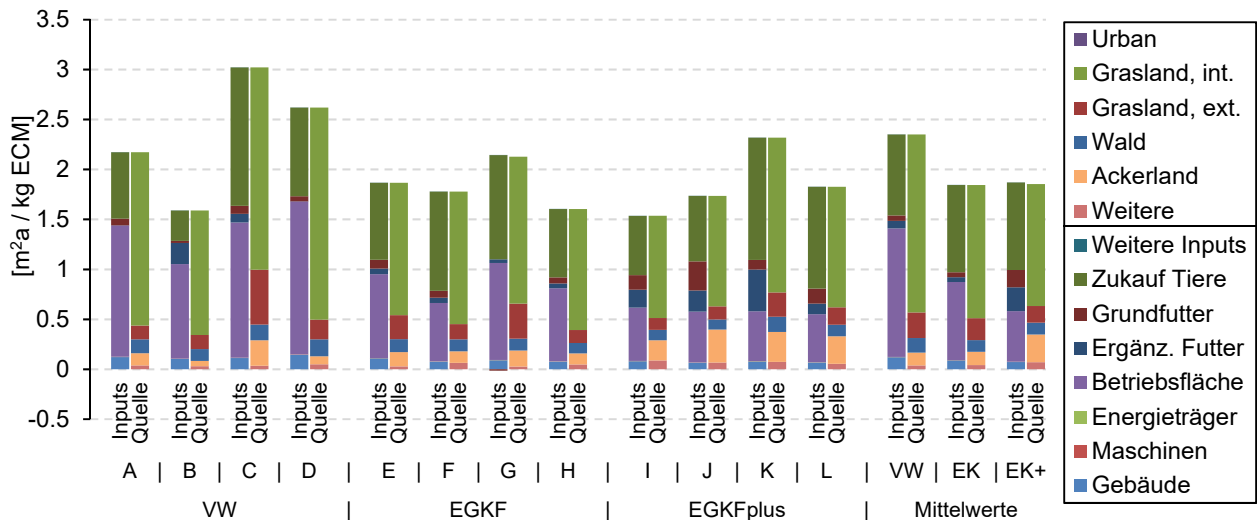


Abbildung 22: Flächenbedarf in  $m^2a$  pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und fürs Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die jeweils vier Pilotbetriebe. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Für die Wirkungskategorie Abholzung schneiden alle VW-Betriebe günstiger ab als die EGKFplus-Betriebe (Abbildung 23). Die Werte weisen eine hohe Variabilität auf: Der tiefste Wert liegt über Faktor 80 kleiner als der höchste Wert. Das EGKF-System weist – wie bei den Wirkungskategorien P- und K-Ressourcenbedarf - eine extrem grosse Spannweite auf. Die drei Bio-Betriebe (VW C, EGKF E und F) fallen mit besonders tiefen und somit günstigen Werten auf. Die zwei EGKF Betriebe mit den höheren Werten (F und H), nutzen im Vergleich zu den anderen beiden mehr Proteinkonzentrat und sonstige hochproteinhaltige Futtermischungen. Die für die Abholzung wichtigen Inputgruppen sind der Zukauf an Tieren und das Ergänzungsfutter.

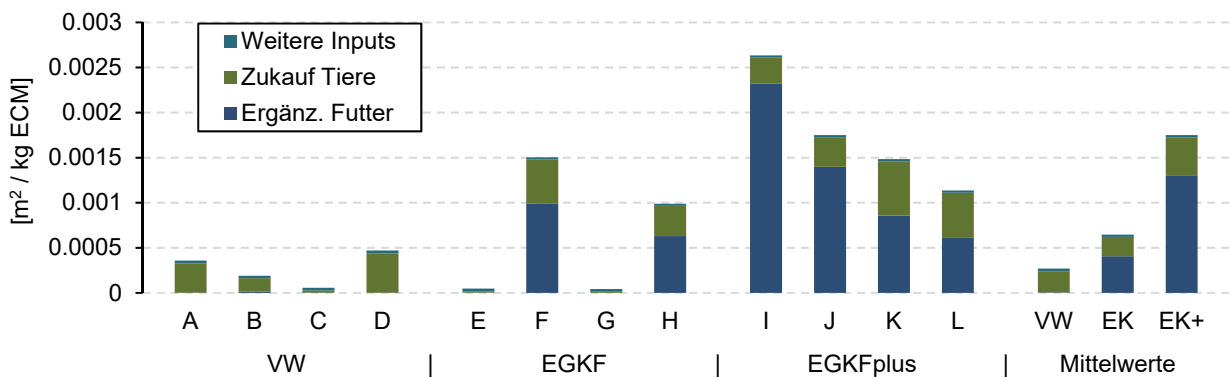


Abbildung 23: Abholzung im  $m^2$  pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für das Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe der drei Kategorien ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Die Wirkungskategorie K-Ressourcenbedarf pro kg ECM ergibt auch für die Pilotbetriebe Resultate mit deutlichen Unterschieden zwischen VW und EGKFplus, sowie zwischen EGKF und EGKFplus, mit jeweils höheren Werten für EGKFplus (Abbildung 24). Wichtige Inputgruppen sind Ergänzungs- und Grundfutter sowie der Zukauf an Tieren. Die Pilotbetriebe zeigen in ihrem K-Ressourcenbedarf für die Produktion eines kg ECM ebenfalls eine grosse Spannweite auf. Der Einfluss der Ergänzungsfuttermittel ist gut ersichtlich. Die Betriebe mit den tiefsten Werten (erneut die Bio-Betriebe), benötigen bis zu 70-mal weniger Kaliumressourcen als der Betrieb, der den höchsten Bedarf aufweist. Die Resultate zum P-Ressourcenbedarf sehen denjenigen zu Kalium sehr ähnlich, mit leicht weniger extremen Unterschieden zwischen den höchsten und tiefsten Werten und mehr Einfluss der Ergänzungsfuttermittel (siehe Anhang B).

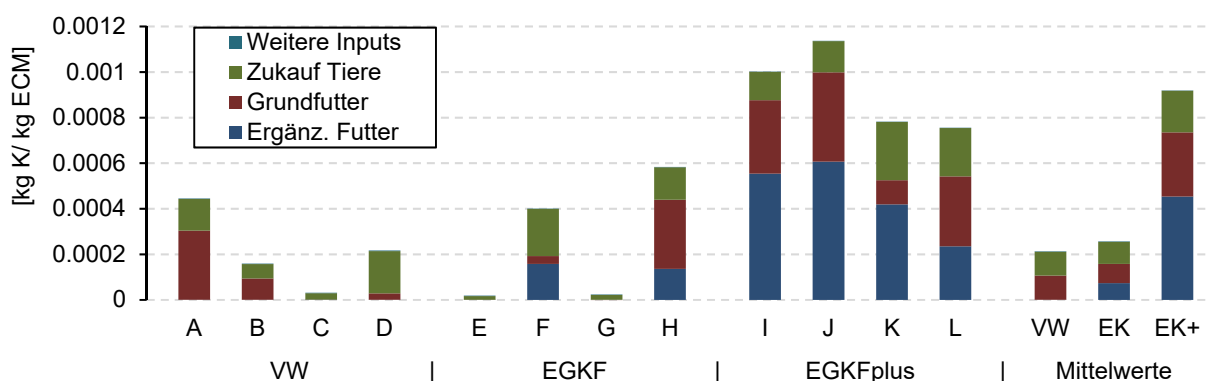


Abbildung 24: K-Ressourcenbedarf in kg K pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei System VW, EGKF und EGKFplus und für das Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe der drei Kategorien ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

### 5.5 Pilotbetriebe: Emissionenbezogene Wirkungskategorien

Beim Treibhauspotenzial sind keine deutlichen Unterscheide zwischen den drei Systemen festzustellen, da sich die Resultate überschneiden (Abbildung 25). Die Hauptquelle ist bei allen drei Systemen Methan, gefolgt von Lachgas oder Kohlendioxid – je nach Betrieb. Die Inputgruppen, die am meisten zum Treibhauspotenzial beitragen sind die Tierhaltung, der Zukauf von Tieren; bei einigen Betrieben machen ausserdem die Düngung und das Futter einen gewissen Anteil aus. Die Inputgruppe Tierhaltung steht hier für die direkten Emissionen aus der Tierhaltung (inkl. Weide) auf dem Betrieb. Die Unterschiede in den Emissionen in der Tierhaltung hängen wiederum hauptsächlich mit der unterschiedlichen Futtermenge zusammen – je höher der Wert, desto ungünstiger ist die Futtermittelnutzung. Mit der schlechten Futtermittelnutzung ist auch der hohe Wert von Betrieb VW D zu erklären. Der erhöhte Wert von Betrieb EGKFplus K lässt sich hingegen mit einem erhöhten Tier-Zukauf und einer erhöhten Zufuhr von Ergänzungsfuttermitteln erklären. Auffällig ist auch, dass die auf dem Betrieb verwendeten Energieträger nur unwesentlich zum Treibhauspotenzial beitragen.

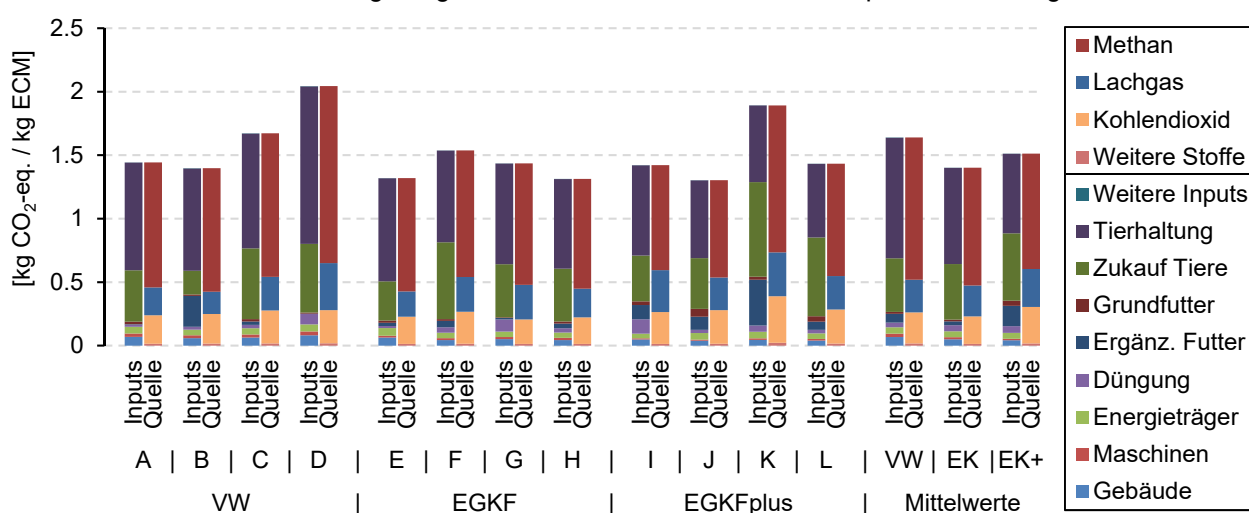


Abbildung 25: Treibhauspotenzial in Kohlendioxid-Äquivalenten pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und fürs Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe jedes Systems. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Beim Versauerungspotenzial fallen zwischen den drei Fütterungssystemen gewisse Unterschiede auf: VW schneidet günstiger ab als das EGKFplus-System. Die Hauptquelle sind die Ammoniak-Emissionen. Die Beiträge der Tierhaltung und des Zukaufs der Tiere machen den Grossteil des Versauerungspotenzials aus. Die tieferen Werte in der Tierhaltung für das VW-System sind wenig überraschend, da im Stall und bei der Ausbringung von Hofdüngern in der Regel höhere Ammoniak-Emissionen zu erwarten sind als bei Weidehaltung,

wo weniger Gülle anfällt (Hafl 2013b, 2013a). Die Ergebnisse für die terrestrische Eutrophierung sehen sehr ähnlich aus und können im Anhang B nachgelesen werden.

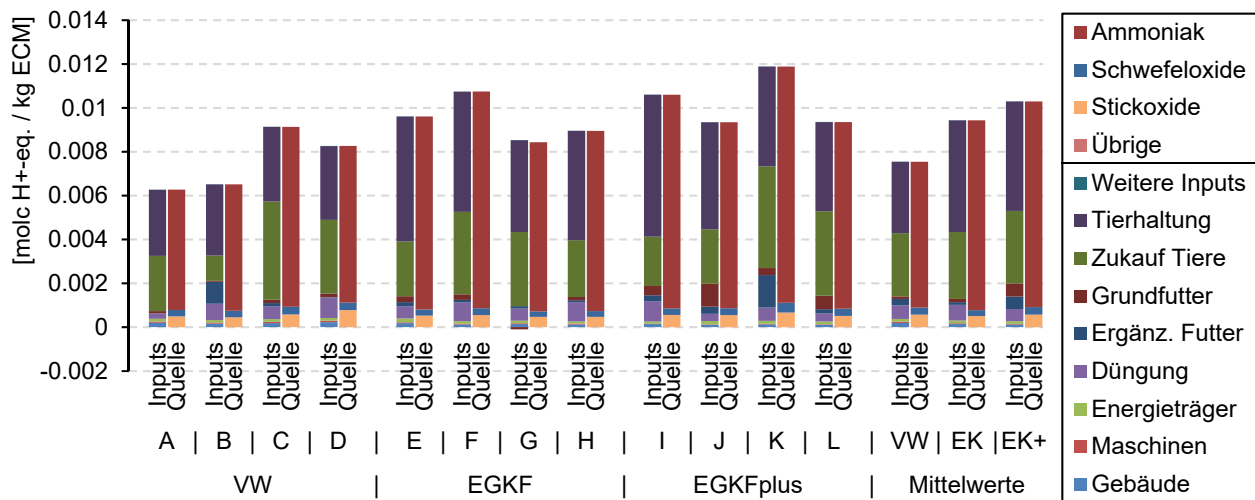


Abbildung 26: Versauerungspotenzial in molc H<sup>+</sup>-eq. pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei System VW, EGKF und EGKFplus und fürs Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert über die vier Pilotbetriebe jedes Systems. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Beim aquatischen Eutrophierungspotenzial N gibt es keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen, allerdings eine hohe Variabilität zwischen den einzelnen Betrieben (Abbildung 12). Es gibt zwei Ausreisser: zum einen Betrieb G EGKF und Betrieb I EGKFplus. Diese haben einen sehr grossen Betrag aus der Inputgruppe Düngung und düngen im Schnitt pro Hektar Nutzfläche entsprechend eine grosse Menge an Stickstoff (353 resp. 480 kg N/ha, andere zwischen 48 und 260 kg N/ha). Die Hauptquelle sind klar die Nitratemissionen, gefolgt von den Ammoniakemissionen und die wichtigen Inputgruppen sind je nach Betrieb unterschiedlich: Düngung, Futter, Zukauf an Tiere und die Tierhaltung.

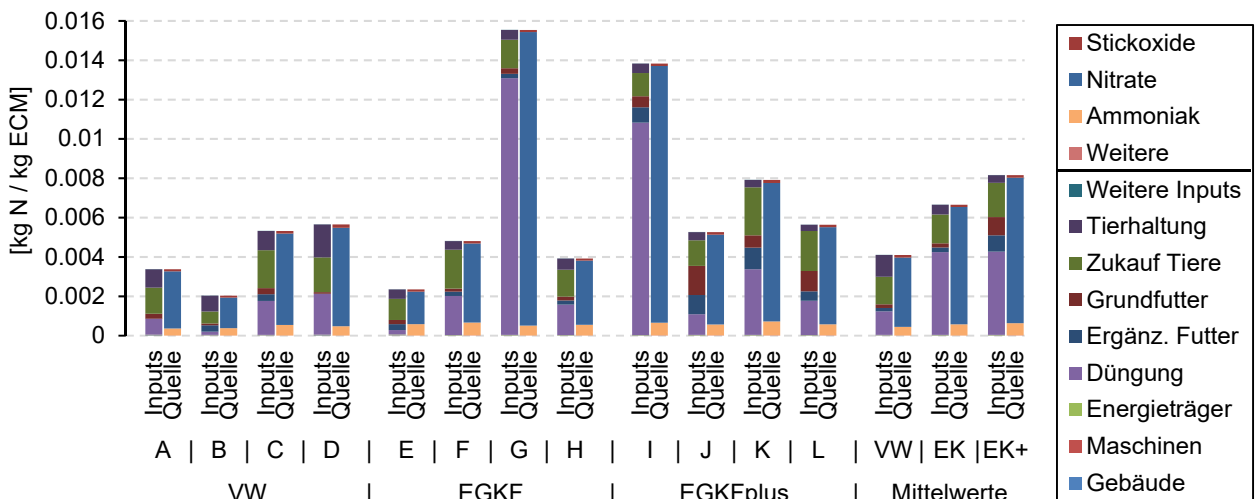


Abbildung 27: Aquatisches Eutrophierungspotenzial N in kg N pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei System VW, EGKF und EGKFplus und fürs Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe jedes Systems. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Deutliche Unterschiede zwischen den drei Systemen gibt es auch für das aquatische Eutrophierungspotenzial P nicht (Abbildung 28). Die Hauptquelle sind die Phosphate. Unter den Inputgruppen tragen – je nach Betrieb – der Zukauf an Tieren sowie die Düngung am meisten zum gesamten Eutrophierungspotenzial bei. Im Schnitt erreicht EGKFplus tendenziell tiefere Beträge der Inputgruppe Düngung, dafür trägt die Zufuhr an Futtermittel tendenziell mehr bei als bei den beiden anderen Systemen.

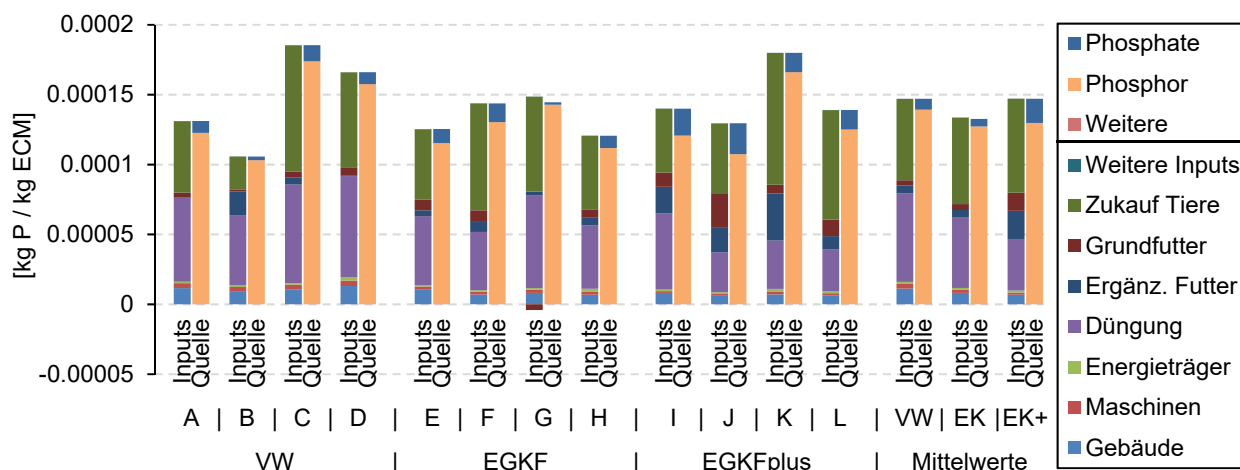


Abbildung 28: Aquatisches Phosphor-Eutrophierungspotenzial in kg P pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und fürs Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert über die vier Pilotbetriebe jedes Systems. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Betreffend aquatischer Ökotoxizität schneidet das EKGfplus System deutlich ungünstiger ab als die beiden anderen (Abbildung 29): Die Haupt-Inputgruppen sind je nach Betrieb der Zukauf an Tieren sowie das zugekaufte Futter. Der Kraftfutterzufuhr hat einen deutlichen Einfluss und führt hauptsächlich zu den Unterschieden zwischen dem EKGfplus-System und den beiden anderen, durch einen erhöhten Pestizideinsatz. Der Beitrag aus Nicht-Pestiziden (v.a. Schwermetalle) weist jedoch keine deutlichen Unterschiede zwischen den Betrieben auf. Die tiefsten Werte werden durch die Bio-Betriebe erzielt (VW C und EKGf A und C).

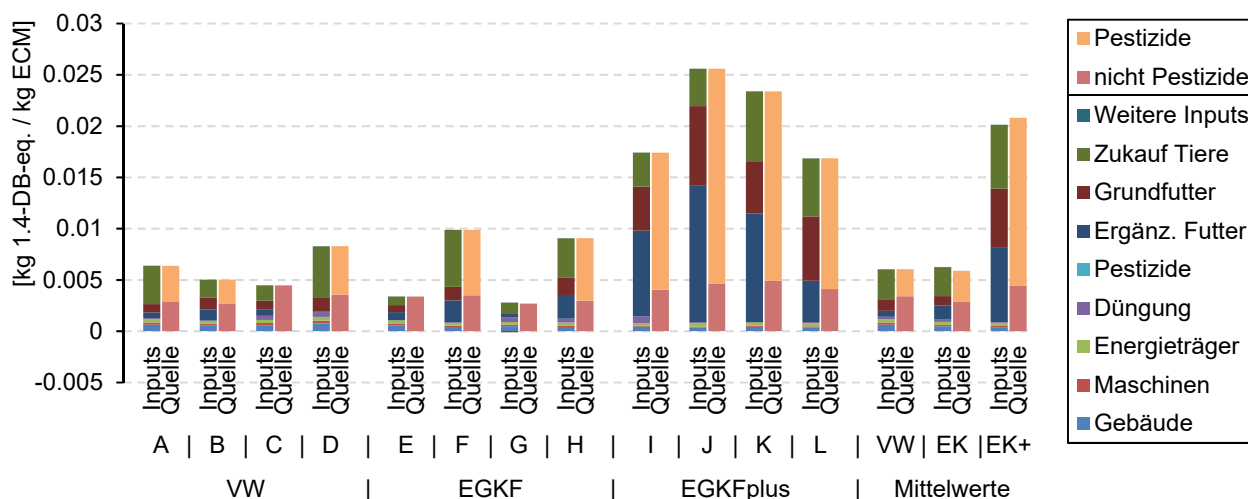


Abbildung 29: Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial in kg 1.4 DB-eq. pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EKGf und EKGfplus und fürs Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert über die vier Pilotbetriebe jedes Systems. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EKGf und EK+ für EKGfplus.

Das Bild beim terrestrischen Ökotoxizitätspotenzial gleicht im Schnitt demjenigen der aquatischen Ökotoxizität (Abbildung 30): VW und EGKF schneiden deutlich günstiger ab als EGKFplus. Somit liegen der niedrigste und der höchste Wert um über Faktor 50 auseinander. Besonders zwei Betriebe stechen als Ausreisser mit hohen Werten für die Inputgruppe Grundfutter heraus: EGKFplus B und C. Sie haben im Vergleich zu den anderen einen hohen Bedarf an Futterrüben und Kartoffeln. Der Gebrauch von Pestiziden ist bei diesen höheren Werten die Hauptquelle und somit sind bei diesen auch die Futtermittel die Hauptinputgruppen.

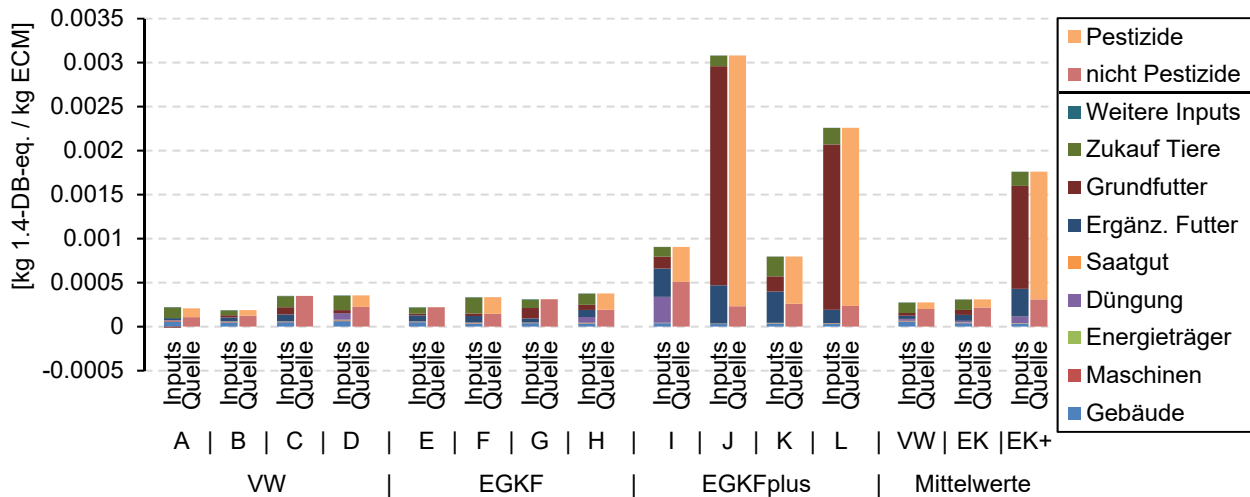


Abbildung 30: Terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial in kg 1,4-DB-eq. pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und fürs Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert über die vier Pilotbetriebe jedes Systems. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Bei der photochemischen Ozonbildung zeichnen sich keine grösseren Unterschiede zwischen den Systemen ab (Abbildung 31). Die Hauptquelle sind Stickoxide, gefolgt von Methan und von weiteren flüchtigen organischen Verbindungen (NMVOC). Es zeigt sich ein ähnliches Bild wie beim nicht-erneuerbaren Energiebedarf, was Sinn macht, da diese Form der Ozonbildung mit der Verbrennung fossiler Energien zusammenhängt.

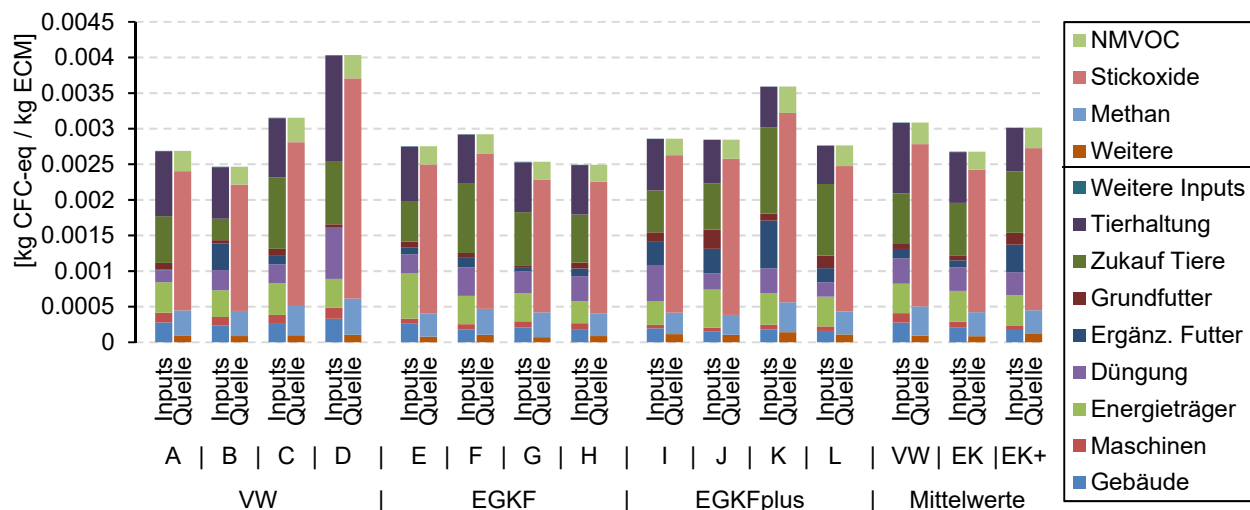


Abbildung 31: Photochemisches Ozonbildungspotenzial in kg CFC-eq. pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei System VW, EGKF und EGKFplus und fürs Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe jedes Systems. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.



## 5.6 Pilotbetriebe: Biodiversität und Landschaftsbild

Bei der Biodiversitätsanalyse erzielt VW die zwei einzigen positiven Werte und hat somit auch als einziges System einen positiven Mittelwert. Die Spannweiten der Systeme überschneiden sich jedoch. Die Systeme schneiden wie beim Gutsbetrieb auch hier meist negativ, also im Vergleich zur Schweizer landwirtschaftlichen Nutzfläche ungünstig ab (Abbildung 32). Dies ist wie beim Gutsbetrieb damit zu begründen, dass der Schweizer Schnitt ein höherer Anteil an extensiv genutzten Flächen aufweist, als die untersuchten Systeme. Alle untersuchten Pilotbetriebe liegen im Tal- und Hügelsgebiet. Die beiden Betriebe, die positive Werte erreichen (VW B und C), schneiden im Vergleich zu den anderen besonders günstig ab, weil sie allesamt bei den nicht-normierten Punkten über dem Schweizer Schnitt liegen. Dies ist der Fall, weil sie mehr (extensives) Grünland haben, welches mehr Punkte erhält, als beispielsweise Ackerflächen. Auf Abbildung 33 sind die Grössen abgebildet, welche den Indikator zusammenstellen In grau sind die pro kg ECM erreichten Biodiversitätspunkte (gewichtetes Mittel) für jeden Pilotbetrieb sowie über die Systeme gemittelt dargestellt. Im Vergleich dazu die Punkte der Schweizer landwirtschaftlichen Nutzfläche, welche etwas höher liegen (RW CH). In orange ist der landwirtschaftliche Flächenbedarf dargestellt.

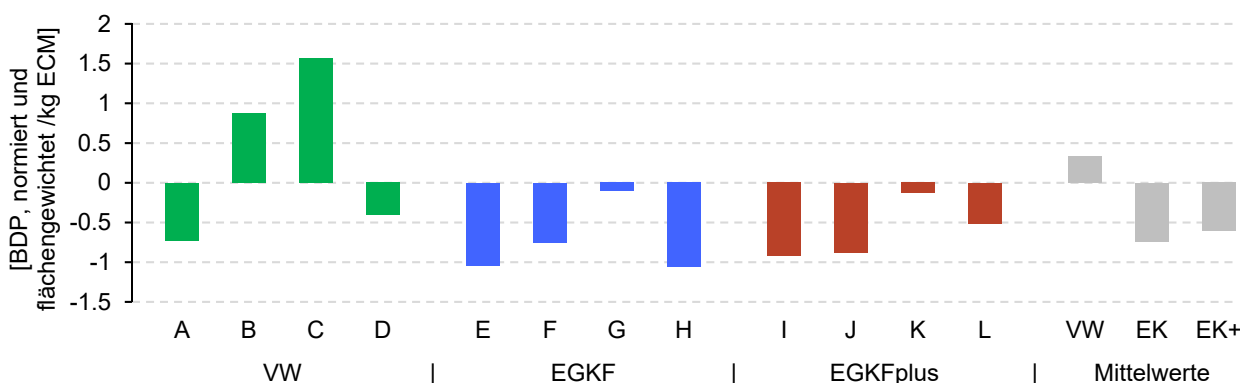


Abbildung 32: Biodiversitätspunkte, normiert nach Durchschnitt von CH Nutzfläche und multipliziert nach verwendeter landwirtschaftlicher Nutzfläche pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei System VW, EGKF und EGKFplus. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

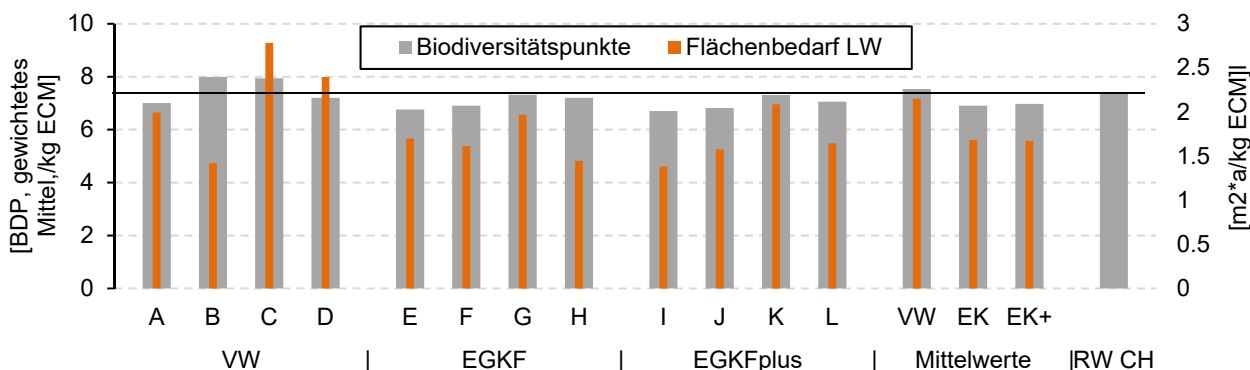


Abbildung 33: Biodiversitätspunkte (gewichtete Mittelwert) und landwirtschaftliche Nutzfläche pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei System VW, EGKF und EGKFplus und für das Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

Fürs Landschaftsbild weist EGKFplus beim aggregierten Indikator den höchsten und somit günstigsten Mittelwert auf (Abbildung 34). Da sich die Spannweiten von EGKF und EGKFplus um nur einen Wert überschneiden, kann man sagen, dass EGKFplus tendenziell bessere Werte aufweist als EGKF. Allerdings sind sich die Werte alle sehr ähnlich. Der aggregierte Indikator stellt sich aus den beiden anderen Indikatoren auf der Abbildung zusammen: Beim Diversitätsindex schneidet EGKFplus tendenziell am besten ab. Dies ist zu begründen mit den vielfältigeren Futterflächen, die durch die Zufuhr an verschiedenen Kulturen durch das Futter des EG-System zustande kommen. Bei der Bewertung der Flächen an sich (Indikator Präferenzwert, normiert), erzielt aber VW im tendenziell günstigere Werte als die beiden anderen und weist die drei besten Werte auf. Dies ist damit zu begründen, dass Grasland, insbesondere mit weidenden Tieren, einen hohen Präferenzwert aufweist. Unterschiede zwischen Betrieben: so hat beispielsweise Betrieb B von VW viel Naturwiese und keine Kunstwiese, was sich in einem erhöhten Präferenzwert, aber einem niedrigen Diversitätswert äußert.

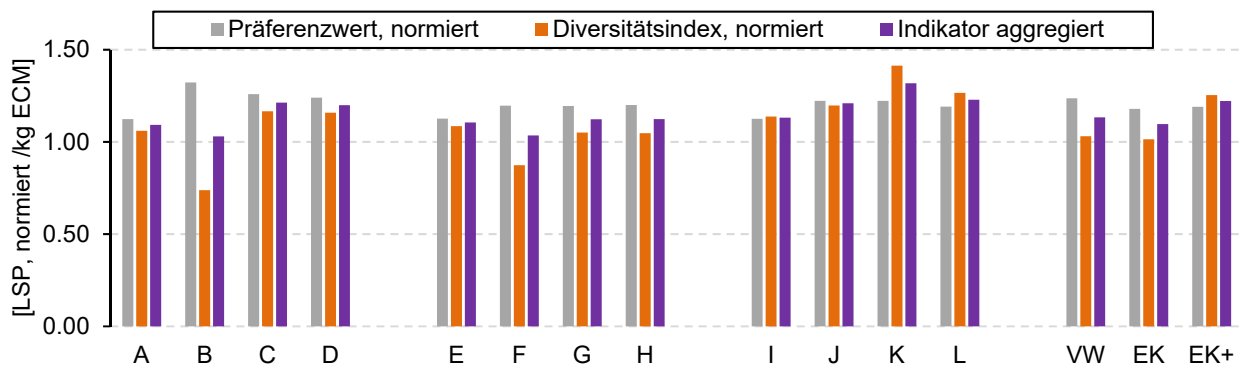


Abbildung 34: Landschaftsbild Indikatorwerte pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei System VW, EGKF und EGKFplus. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre der drei Kategorien ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

## 5.7 Gutsbetrieb vs. Pilotbetriebe

Die Resultate des Gutsbetriebs und der Pilotbetriebe stimmen im Allgemeinen gut miteinander überein (Abbildung 35, Abbildung 36, Abbildung 37). Ersichtlich ist, dass die Spannweite der Resultate für die jeweils vier Pilotbetriebe eher grösser ausfällt als diejenige der Resultate der drei Jahre auf dem Gutsbetrieb. Dies war zu erwarten, da die Diversität auf den Pilotbetrieben einzelne Betriebe darstellt, während auf dem Gutsbetrieb dieselben Systeme in verschiedenen Jahren analysiert wurden.

### 5.7.1 Ressourcenbezogene Wirkungskategorien

Bei den Ressourcenbezogenen Wirkungskategorien wird der Maximalwert über alle Systeme immer durch ein EGKFplus Pilotbetrieb gegeben, ausser beim Flächen- und Wasserbedarf (Abbildung 35). Beim K-Ressourcenbedarf und bei der Abholzung liegen die Werte der EGKFplus Pilotbetriebe alle über denjenigen des EGKFplus Gutsbetriebs, vor allem aufgrund höheren Beiträgen der Ergänzungsfuttermittel. Beim Flächenbedarf unterscheiden sich die durchschnittlichen Beiträge der eigenen Betriebsfläche bei den Pilotbetrieben deutlich mehr zwischen den Systemen. Besonders für die VW Pilotbetriebe ist im Schnitt die Betriebsfläche pro kg ECM viel grösser als für das VW-System auf dem Gutsbetrieb. Auch wenn einige Aussagen für das eine Untersuchungsobjekt klarer ausfallen, als für das andere (siehe auch Tabelle in 5.9), gibt es keine widersprüchlichen Ergebnisse.

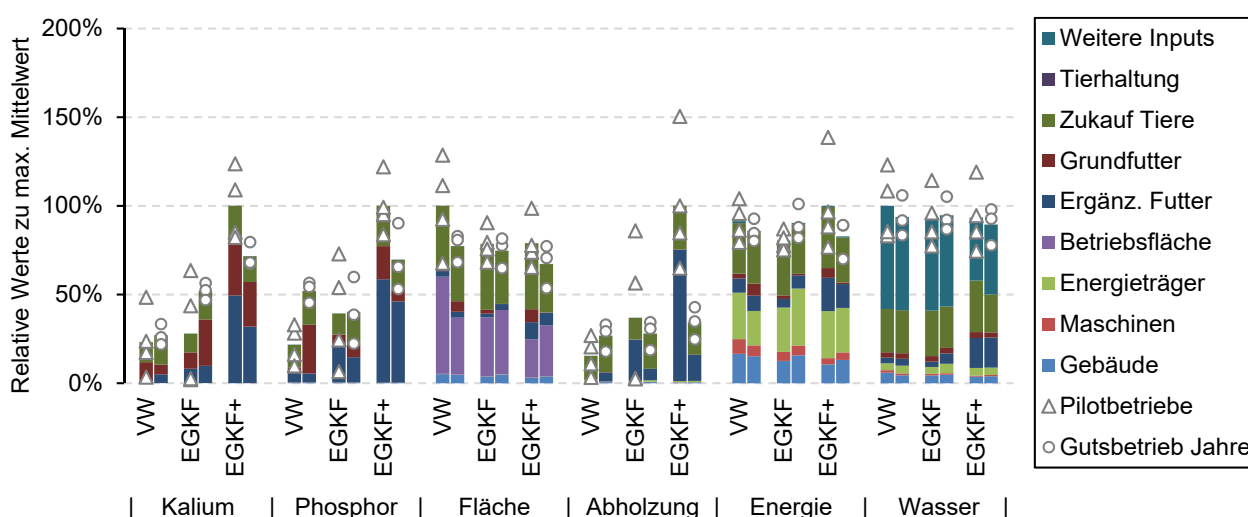


Abbildung 35: Vergleich der Resultate für alle ressourcenbezogenen Wirkungskategorien. Die Säulen stellen die Mittelwerte für das jeweilige System dar, links jeweils der Mittelwert über die vier Pilotbetriebe, die einzelnen Pilotbetriebe sind mit Strichen dargestellt. Rechts der Mittelwert über die drei Jahre des Gutsbetriebes, mit den Werten für die einzelnen Jahre als Symbole dargestellt. Alle Werte sind nach dem höchsten Wert aller Mittelwerte in einer Wirkungskategorie normiert. Von links nach rechts für die Wirkungskategorien K-Ressourcenbedarf, P-Ressourcenbedarf, Flächenbedarf, Abholzung, nicht-erneuerbarer Energiebedarf sowie Wasserbedarf.

### 5.7.2 Emissionsbezogene Wirkungskategorien

Bei der Versauerung und der terrestrischen Eutrophierung zeigen die Ergebnisse des Gutsbetriebs im Schnitt einen umgekehrten Trend als diejenigen der Pilotbetriebe: Während beim Gutsbetrieb VW tendenziell ungünstigere Werte aufweist als EGKFplus, erzielt VW bei den Pilotbetrieben deutlich günstigere Werte als EGKFplus (Abbildung 36). Beim Treibhauspotenzial zeigt sich auf dem Gutsbetrieb eine Tendenz zu günstigeren Ergebnissen für das EGKFplus System gegenüber den beiden anderen. Dies lässt sich anhand der Resultate auf den Pilotbetrieben nicht bestätigen.

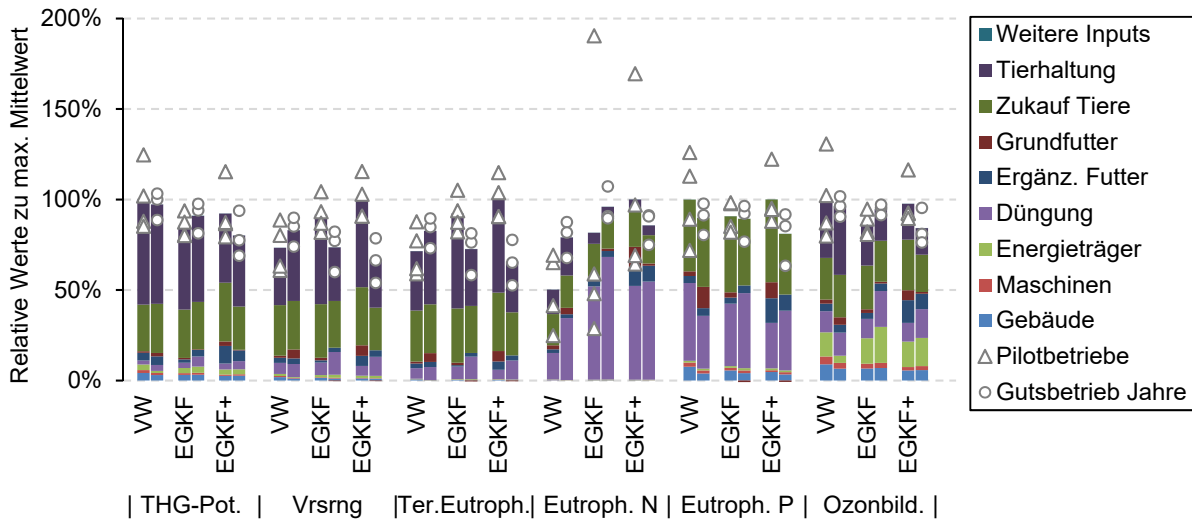


Abbildung 36: Vergleich der Resultate für alle Wirkungskategorien Emissionen. Die Säulen stellen die Mittelwerte für das jeweilige System dar, links jeweils der Mittelwert über die vier Pilotbetriebe, die einzelnen Pilotbetriebe sind mit Strichen dargestellt. Rechts der Mittelwert über die drei Jahre des Gutsbetriebes, mit den Werten für die einzelnen Jahre als Symbole dargestellt. Alle Werte sind nach dem höchsten Wert aller Mittelwerte in einer Wirkungskategorie normiert. Von links nach rechts für die Wirkungskategorien Treibhausgaspotential, Versauerungspotenzial, terrestrisches Eutrophierungspotenzial, aquatisches Eutrophierungspotenzial N und P, sowie Ozonbildungspotenzial.

Für die Wirkungskategorien aquatische Ökotoxizität und terrestrische Ökotoxizität fallen die Unterschiede zwischen den Systemen für die Pilotbetriebe grösser aus, als für den Gutsbetrieb (Abbildung 37). Die hohen Werte für die Pilotbetriebe EGKFplus für die terrestrische Ökotoxizität fallen auf: ein Betrieb liegt beispielsweise für die terrestrische Ökotoxizität 90% höher als der Mittelwert dieses Systems, während die Werte des Gutbetriebs im Vergleich sehr nah beieinanderliegen. Bei der Ökotoxizität für den Gutsbetrieb schneidet VW (tendenziell) günstiger ab als EGKF, was bei den Pilotbetrieben nicht der Fall ist. Bei der Humantoxizität gibt es dafür beim Gutsbetrieb keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen, während die Ergebnisse des EGKF-Systems bei den Pilotbetrieben tendenziell günstiger ausfallen als die für EGKFplus.

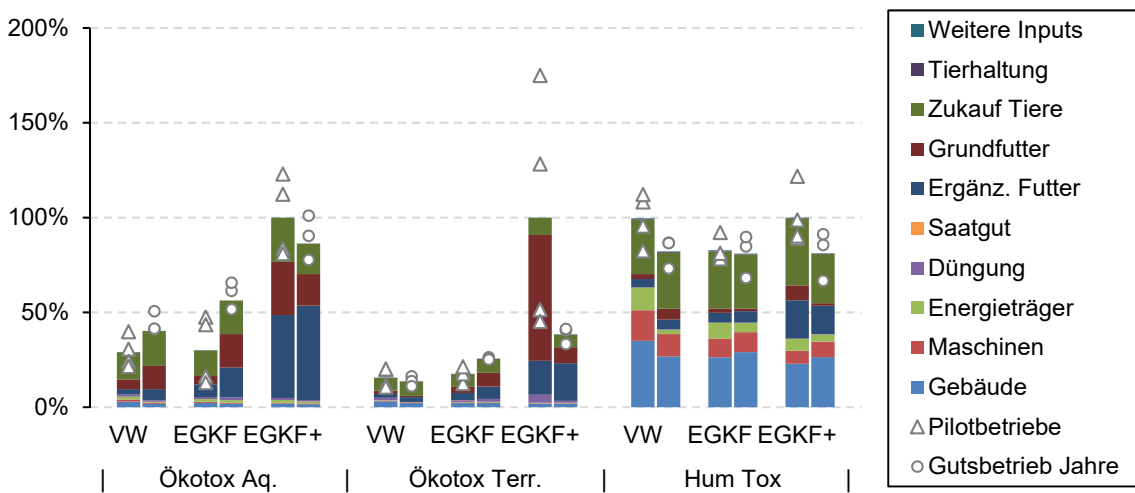


Abbildung 37: Vergleich der Resultate für alle Wirkungskategorien Toxizität. Die Säulen stellen die Mittelwerte für das jeweilige System dar, links jeweils der Mittelwert über die vier Pilotbetriebe, die einzelnen Pilotbetriebe sind mit Strichen dargestellt. Rechts der Mittelwert über die drei Jahre des Gutsbetriebes, mit den Werten für die einzelnen Jahre als Symbole dargestellt. Alle Werte sind nach dem höchsten Wert aller Mittelwerte in einer Wirkungskategorie normiert. Von links nach rechts für die Wirkungskategorien aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial und Humantoxizitätspotenzial.

## Biodiversität und Landschaftsbild

Bei den Ergebnissen der Biodiversitätsanalyse gibt es zwar weder beim Gutsbetrieb noch bei den Pilotbetrieben wirklich deutliche Unterschiede zwischen den Systemen, jedoch gibt es bei den Pilotbetrieben im Gegensatz zum Gutsbetrieb zwei positive Werte bei VW, ansonsten sind alle negativ. Dies lässt sich mit der grösseren Vielfalt in Flächennutzung und Futtermittel der Pilotbetriebe gegenüber dem Gutbetrieb erklären. Bei der Landschaftsbild-Analyse gibt es beim Gutsbetrieb wie auch bei den Pilotbetrieben tendenzielle Vorteile für EGKFplus.

## 5.8 Sensitivitätsanalysen

Bei der Durchführung einer Ökobilanzanalyse können diverse Faktoren die Resultate massgeblich beeinflussen. Aufgrund von fehlenden Daten wurden zum Teil Annahmen getroffen, die einen grossen Einfluss auf die Resultate haben können. Auch methodische Entscheidungen wie die Allokation zwischen den Produkten «Milch» und «Tiere» beeinflussen die Ergebnisse. In diesem Kapitel werden deshalb vier Sensitivitätsanalysen auf die Analyse des Gutbetriebs Hohenrain angewendet (ausser Sensitivitätsanalyse D auch für Pilotbetriebe), um den Einfluss einiger Faktoren auf die Ergebnisse zu erkunden. Es wurden alle Wirkungskategorien ausser der SALCA Biodiversität und Landschaftsbild analysiert.

### 5.8.1 Sensitivitätsanalyse A: Systemerweiterung Tier-Zukauf

Mit der Wahl der Allokationsmethode (3.1.3) zwischen den beiden Produkten «Milch» und «Tiere» fiel auch die Wahl darauf, die abgehenden Tiere mit weniger Umweltwirkungen zu belasten, als diejenigen, die zugeführt werden. Das macht Sinn, wenn die Annahme gilt, dass die Milchproduktion nur funktioniert, wenn diese Tierbewegungen stattfinden. Es ist zum Beispiel anzunehmen, dass die verkauften Kühe nicht dieselbe Qualität aufweisen wie die zugekauften Tiere, was zu berücksichtigen ist. Um aufzuzeigen, wie diese Entscheidung die Ergebnisse beeinflusst, haben wir als Sensitivitätsanalyse den Zukauf und Verkauf der Rinder und Kühe als Systemerweiterung modelliert.

Wir sind folgendermassen vorgegangen: Es wurde – immer noch von den standardisierten Tierzahlen ausgehend (siehe 4.6) – die Bilanz zwischen dem Zukauf von Rindern und dem Verkauf von Kühen für jedes System berechnet, wobei der Verkauf von Jungvieh nicht in diese Bilanz einbezogen wurde. Für das Jahr 2014 wurde mehr Lebendgewicht an Rindern/Kühen zugekauft als verkauft. Für dieses Jahr haben wir in der Sensitivitätsanalyse den Verkauf auf null gesetzt, und nur die Differenz zwischen Zukauf und Verkauf als Zukauf modelliert. Für die beiden anderen Jahre war der Verkauf grösser als der Zukauf – im Gegensatz zum vorher beschriebenen Fall, wurde dann der Zukauf auf null gesetzt und der Verkauf anhand der Bilanz angegeben. Durch diese Vorgehensweise wurden in allen Systemen wesentlich weniger Tiere verkauft und zugekauft. Dadurch veränderte sich auch der Allokationsfaktor zwischen Milch und Lebendgewicht – ein grösserer Anteil der gesamten Umweltwirkungen für jede Kategorie wurde der Milch angerechnet (Tabelle 5). Ansonsten haben die in der Analyse umgesetzten Änderungen keine Auswirkung auf weitere Grössen in den Eingabedaten.

Die Änderung der Modellierungsart des Zukaufs und Verkaufes der Kühe zeigt erheblichen Einfluss auf die Resultate. Die relative Veränderung ist wie erwartet dort am höchsten, wo der Zukauf von Tieren eine grosse Rolle gespielt hat: Am stärksten werden die Umweltwirkungen für die Kategorie Abholzung gesenkt, wo je nach Jahr und System zwischen 31% und 81% tiefere Werte erreicht wurden als in der Originalanalyse. Auch beim K-Ressourcenbedarf erreichten die durch Sensitivitätsanalyse errechneten Werte bis zu 72% tiefere Werte. Die Resultate entsprechen somit mehr oder weniger einem Weglassen der Inputgruppe «Zukauf Tiere» (**Abbildung 38**). Die Erhöhung des Allokationsfaktors, und den damit einhergehenden grösseren Anteil an Umweltwirkungen, welche der Milch zugeteilt werden, haben im Vergleich nur einen kleinen Einfluss.

Tabelle 5: Allokationsfaktoren und Output an Lebendgewicht für die Originalberechnung und die Sensitivitätsanalyse, der Allokationsfaktor weist den Anteil in Prozent an, welcher der Milch zugerechnet wird. Output LG zeigt die total verkauften Tiere in kg Lebendgewicht an (inkl. Verkauf Jungvieh).

Gutsbetrieb	Jahr	Allokationsfaktor original (% an Milch zugerechnet)	Allokationsfaktor Sensitivitätsanalyse (% an Milch zugerechnet)	Output LG original (kg)	Output LG Sensitivitätsanalyse (kg)
VW	2014	76	91	9'048	2'847
	2015	76	89	8'628	3'241
	2016	86	92	4'787	2'617
EGKF	2014	77	92	8'897	2'759
	2015	75	87	9'662	4'167
	2016	88	93	3'849	2'141
EGKF-plus	2014	78	93	9'350	2'615
	2015	79	90	11'263	4'625
	2016	87	92	5'453	3'197

Insgesamt ergeben sich durch die Sensitivitätsanalyse mehr Unterschiede zwischen den drei Systemen, als bei der Originalanalyse: Die Schlussfolgerungen werden beeinflusst für die Wirkungskategorie Fläche, wo sich jetzt VW tendenziell ungünstiger abschneidet als EGKF, und EGKFplus deutlich günstiger als die beiden anderen. Beim Treibhauspotenzial sind die Spannweiten der Daten nun im Vergleich zu vorher klarer voneinander abgetrennt (EGKFplus schneidet deutlich günstiger ab, als die beiden anderen). Bei der Versauerung und der terrestrischen Eutrophierung wird die Reihenfolge VW>EGKF>EGKFplus verstärkt. Bei der aquatischen Eutrophierung N schneidet EGKF nun (tendenziell) günstiger ab als beide anderen. Bei der aquatischen Eutrophierung P weist EGKFplus nun tendenziell günstigere Werte auf als VW. Auch beim P-Ressourcenbedarf erreicht neu EGKFplus deutlich ungünstigere Werte als die beiden anderen Systeme. Bei der aquatischen Eutrophierung P hat das VW-System tendenziell höhere Werte als EGKFplus und beim Wasserbedarf schneidet EGKFplus nun neu tendenziell günstiger als die beiden anderen ab. Eine ausführliche Ergebnistabelle findet sich im Anhang F.

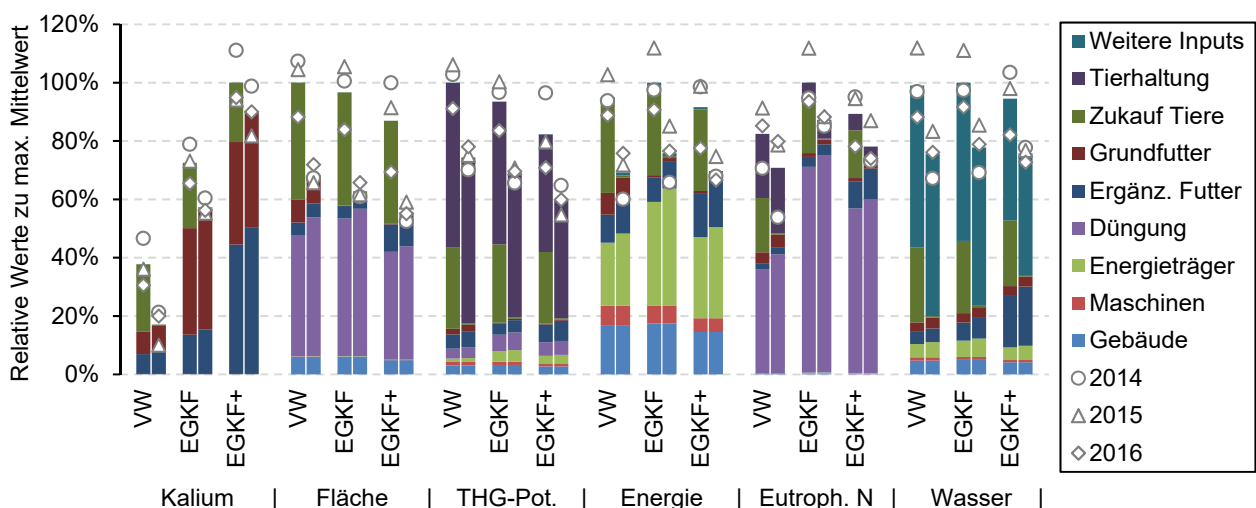


Abbildung 38: Vergleich der Resultate der Originalanalyse mit denjenigen der Sensitivitätsanalyse A für einige Wirkungskategorien. Die Säulen stellen die Mittelwerte für das jeweilige System dar der Originalanalyse (links) und der Sensitivitätsanalyse A (rechts), mit den Werten für die einzelnen Jahren als Symbole dargestellt. Alle Werte sind nach dem höchsten Wert aller Mittelwerte in einer Wirkungskategorie normiert. Von links nach rechts für die Wirkungskategorien Treibhauspotenzial, Flächenbedarf, Treibhauspotenzial, Energiebedarf, aq. Eutrophierung N und Wasserbedarf.

Die Differenzen zwischen den Systemen werden mit dieser Sensitivitätsanalyse für einige Kategorien etwas klarer. Dies macht Sinn, weil durch die standardisierten Tier-Zukaufszahlen die damit einhergehenden Umweltwirkungen gleichmässig auf die drei Systeme verteilt worden waren. Auch die Schwankungen zwischen den Jahren wurden häufig durch den Tier-Zukauf beeinflusst. Deshalb sind die Datenpunkte in dieser Sensitivitätsanalyse für jedes System oft noch näher zusammen als bei der Originalanalyse und es ergaben sich deutlichere Unterschiede zwischen ihnen.

### 5.8.2 Sensitivitätsanalyse B: N-Gehalt Futter

Der N-Gehalt des Futters ist auf dem Gutsbetrieb Hohenrain hoch, vor allem für das VW-System (31.9 bis 34.1g N/kg TS). Um den Energiebedarf zu decken, müssen also die Kühe mehr Futter aufnehmen, was entsprechend hohe N-Ausscheidungen und damit verbundene N-Emissionen zur Folge hat. In dieser Sensitivitätsanalyse wurde der N-Gehalt des Futters für alle Jahre und Systeme auf die in den auf den Pilotbetrieben durchschnittlich erzielten Wert geändert, um zu erkunden, wie der Einfluss dieser Grösse ist (Tabelle 6). Der durchschnittliche Wert der Pilotbetriebe liegt mit 24.4 g N kg TS<sup>-1</sup> tiefer als jeder Wert vom Gutbetrieb.

Tabelle 6: Durchschnittlicher N-Gehalt des Futters für die Milchkühe für die Originalberechnung und der durchschnittliche Wert der Pilotbetriebe für die Sensitivitätsanalyse

N-Gehalt Futter Milchvieh	VW			EGKF			EGKFplus			Mittelwerte		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016	2014	2015	2016	2014	2015	2016
Jahr												
Originalanalyse (g N/kg TS)	31.9	34.1	33.6	26.9	26.9	25.5	27.8	28.3	27.5	33.2	26.4	27.8
Durchschnittlicher Wert Pilotbetrieb	24.4 (g N/kg TS)											

Der N-Gehalt des Futters hat einen Einfluss auf die Stickstoff-Emissionen, welche durch die Kuh entstehen und somit auch auf die Menge an Stickstoff im Hofdünger, der anfällt und aufgebracht wird. Die Veränderung hatte einen Einfluss auf das Treibhauspotenzial (-2 bis -9%), auf die Ozonbildung (-4% bis -11%), auf die Versauerung (-7 bis -26%), auf die terrestrische Eutrophierung (-8% bis -27%), auf die aquatische Eutrophierung N (-18% bis -30%), sowie auf die aquatische Eutrophierung P (-3% bis +3%) und auf terrestrische Ökotoxizität (-29% bis +8%). Die Reihenfolge der Mittelwerte der drei Systeme über die drei Jahre wurde dadurch für die Wirkungskategorien Versauerung und terrestrische Eutrophierung, sowie für die Ozonbildung verändert. Bei allen dreien wird das VW-System als dasjenige mit den höchsten Werten abgelöst vom EGKF-System, welches mit der Sensitivitätsanalyse der höchste Durchschnittswert aufzeigt. Die Werte der einzelnen Jahre überschneiden sich für die Wirkungskategorien Versauerung und terrestrische Eutrophierung mehr als bei der Originalanalyse, wo man vorher noch sagen konnte, dass EGKFplus tendenziell günstiger abschneidet als VW. Für die Wirkungskategorie Ozonbildung gilt dasselbe (siehe Abbildung 39). Die Veränderungen finden hauptsächlich durch eine Veränderung der Inputgruppe Düngung statt. Beim Treibhauspotenzial, der Versauerung und der Ozonbildung verändert sich vor allem der Beitrag der Tierhaltung, welcher für VW im Schnitt etwas zurückgeht. Eine ausführliche Ergebnistabelle befindet sich im Anhang F.

Der N-Gehalt des Futters ist also entscheidend und kann gewisse Umweltwirkungen, insbesondere Versauerung, terrestrische Eutrophierung, sowie aquatische Eutrophierung N massgeblich beeinflussen. Es wäre deshalb wünschenswert, solche N-Überschüsse in der Futtermittelration verhindern zu können. Gleichzeitig zeigt diese Analyse die Bedeutung einer genauen Erfassung des Futtermittelverzehr für Ökobilanzen auf.

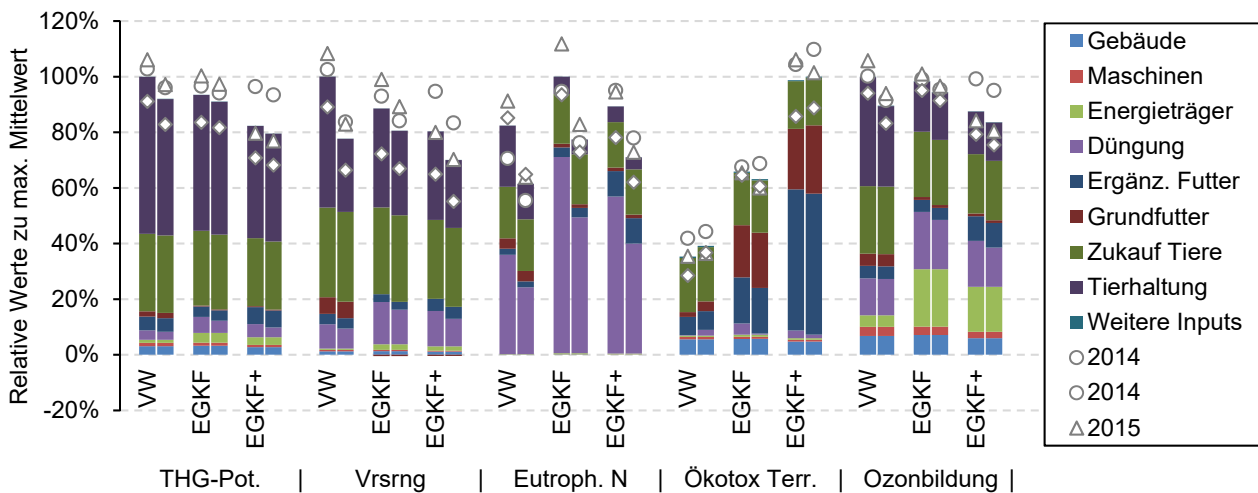


Abbildung 39: Vergleich der Resultate der Originalanalyse mit denjenigen der Sensitivitätsanalyse B für einige Wirkungskategorien, bei welchen sich Werte verändert haben. Die Säulen stellen die Mittelwerte für das jeweilige System dar der Originalanalyse (links) und der Sensitivitätsanalyse B (rechts), mit den Werten für die einzelnen Jahren als Symbole dargestellt. Alle Werte sind nach dem höchsten Wert aller Mittelwerte in einer Wirkungskategorie normiert. Von links nach rechts für die Wirkungskategorien Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial, aq. Eutrophierung N, terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial und Ozonbildungspotenzial.

### 5.8.3 Sensitivitätsanalyse C: Verzehr TS Weidefutter

Wie bereits in 4.2 erwähnt wurde, sind die Daten zum Grünfuttermittelverzehr bei Weidetieren meist unbekannt. Auch für die vorliegende Studie wurde die Futtereinnahme anhand einer Formel abgeschätzt. Der totale Futtermittelverzehr pro Kuh und wie dieser genau zusammengesetzt ist, hat eine bedeutende Rolle auf verschiedene Einflussfaktoren: zum einen direkt auf die Nährstoffbilanz, aber z.B. auch auf die durchschnittlichen Nährstoffwerte des Futters, auf die geschätzten Erträge auf der Weide und somit auf den Nährstoffhaushalt der Fläche.

Im Rahmen des Projekt Hohenrain II wurde auf dem Gutsbetrieb mittels doppelter n-Alkanmethode (Mayes *et al.* 1986) der Futtermittelverzehr von einigen Kühen geschätzt: je 2 Kühe aus den drei Systemen, welche sich im Frühling in der Startphase befanden, wurden zu je drei verschiedenen Zeitpunkten im Jahr 2015 untersucht (Akert *et al.* 2018). Einige dieser Werte, die uns als vorübergehende Ergebnisse zur Verfügung gestellt wurden, weichen erheblich von den anhand der Formel abgeschätzten Werten zum Futtermittelverzehr ab (persönliche Kommunikation, Franziska Akert, HAFL & ETHZ). Diese wurden für die folgende Sensitivitätsanalyse verwendet. Dabei ist einzig der Grünfuttermittelverzehr der Tiere in der Start- oder Produktionsphase während der Sommerfütterungsperiode an die gemessenen Zahlen verändert worden. Für alle Kühe wurden je System über die 3 Jahre die jeweiligen Durchschnittswerte der mittels doppelter n-Alkanmethode geschätzten Werte als Grünfuttermittelverzehrmengen verwendet. Der Rest wurde wie bei der Originalanalyse belassen. Die Tiere nahmen so in der Sensitivitätsanalyse insgesamt weniger Gras ein, was sich auch auf die durchschnittlichen Futtermiteigenschaften auswirkt (Tabelle dazu im Anhang F).

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse C zeigen insgesamt ein ähnliches Bild, wie diejenigen der Sensitivitätsanalyse B: Es gibt Veränderungen in den Wirkungskategorien Treibhauspotenzial (-11 bis 5%), Ozonbildung (-11% bis 2%), Versauerung (-20 bis 10%), terrestrische Eutrophierung (-21% bis 11%), aquatische Eutrophierung N (-5% bis 1%), sowie aquatische Eutrophierung P (-3% bis +2%) und terrestrische Ökotoxizität (-9 bis 36%) (Abbildung 40). Dazu nur sehr kleine Veränderungen in aquatischer Ökotoxizität (-0.46 bis 1.34%) und Veränderungen von bis zu 0.2% bei Humantoxizität (beide nicht in Tabelle). Die Schlussfolgerungen fallen bei dieser Sensitivitätsanalyse nicht sehr viel anders aus als bei der Originalanalyse: Beim Treibhauspotenzial, der Versauerung und der terrestrischen Eutrophierung lassen sich weniger Tendenzen herauslesen als vorher, da EGKFplus mehr Variabilität zwischen den Jahren aufweist. Auch beim terr. Ökotoxizität gibt es keinen klaren Unterschied zwischen VW und EGKF mehr, und bei der Ozonbildung kann man



ebenfalls nur von weniger Unterschieden zwischen den Systemen sprechen. Bei der aquatischen Eutrophierung N liegt die Spannweite der VW Daten nun unter derjenigen der EGKFplus, dafür ist der Unterschied zwischen EGKF und VW weniger deutlich. Eine ausführliche Ergebnistabelle befindet sich im Anhang F.

Wie bei der Sensitivitätsanalyse B auch schon finden hauptsächlich Veränderungen des Beitrags der Inputgruppe Düngung sowie des Beitrags der Tierhaltung statt. Diese Analyse zeigt jedoch, wie sensibel die Resultate einiger Wirkungskategorien auf die Veränderung der totalen Futtermenge bzw. der unbekanntenen Grösse verzehrtes Weidefutter reagieren können. Im Fazit kann man sagen, dass die Ergebnisse die Erkenntnisse aus der Sensitivitätsanalyse B verdeutlichen: Eine genaue Erfassung des Futtermittels ist für die korrekte Berechnung einiger Wirkungskategorien unumgänglich.

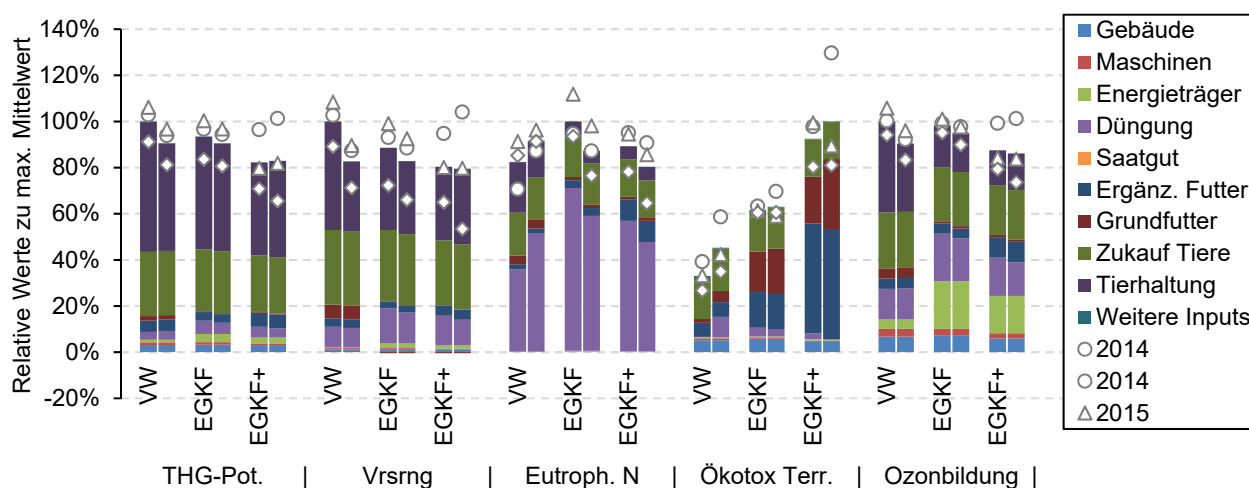


Abbildung 40: Vergleich der Resultate der Originalanalyse mit denjenigen der Sensitivitätsanalyse C für einige Wirkungskategorien, bei welchen sich Werte verändert haben. Die Säulen stellen die Mittelwerte für das jeweilige System dar, links jeweils der Mittelwert über die drei Jahre für die Originalanalyse. Rechts der Mittelwert über die drei Jahre des Gutsbetriebes für die Sensitivitätsanalyse B, mit den Werten für die einzelnen Jahre als Symbole dargestellt. Alle Werte sind nach dem höchsten Wert aller Mittelwerte in einer Wirkungskategorie normiert. Von links nach rechts für die Wirkungskategorien Treibhauspotenzial, Versauerungspotenzial, aq. Eutrophierung N, Aquatisches Ökotoxizitätspotenzial, terrestrisches Ökotoxizitätspotenzial und Ozonbildungspotenzial.

### 5.8.4 Sensitivitätsanalyse D: Funktionelle Einheit 1 m<sup>2</sup>

Die Wahl der funktionellen Einheit hat einen grossen Einfluss auf die Resultate einer Ökobilanz. In dieser Studie wurden die Resultate bisher auf die funktionelle Einheit 1 kg ECM bezogen. Für einige Wirkungskategorien kann es aber Sinn machen, die Umweltwirkungen pro Fläche zu betrachten, da es für die Auswirkung eine Rolle spielt, auf wie viel Fläche beispielsweise eine gewisse Menge von Emissionen auftreten (Salou *et al.* 2017). Im Folgenden werden deshalb die Ergebnisse bezogen auf 1 m<sup>2</sup> Land und Jahr (m<sup>2</sup>\*a) vorgestellt. Im Unterschied zur Studie von Sutter *et al.* (2013), wo nur die betriebseigene Fläche betrachtet wurde, wird hier die gesamte benutzte Fläche betrachtet, inklusive der grauen Flächen, die für die Produktion von Inputs nötig war, wie von Salou *et al.* (2017) vorgeschlagen. Die Resultate entsprechen somit einer Division der Ergebnisse einer jeweiligen Wirkungskategorie pro kg ECM mit dem Flächenbedarf pro kg ECM.

Die detaillierten Ergebnisse können im Anhang F nachgelesen werden. Im Grossen und Ganzen gleicht die Analyse mit funktionellen Einheit 1 m<sup>2</sup>\*Jahr Land die Resultate zwischen dem Gutsbetrieb und den Pilotbetrieben an. Einige der Tendenzen werden verstärkt, und VW schneidet insgesamt günstiger ab, als bei der Analyse pro kg ECM. Beispielsweise erzielen VW und EGKF beim Gutsbetrieb nun auch beim P-Ressourcenbedarf und bei der Abholzung günstigere Werte als EGKFplus. Dasselbe gilt für die Humantoxizität. Auch bei der aq. Eutrophierung P, wo vorher keine deutlichen Unterschiede ersichtlich waren, schneidet nun VW deutlich besser ab als die beiden anderen. Dafür werden die bereits vorher bestehenden Nachteile für VW mit der funktionellen Einheit 1 m<sup>2</sup> auch deutlicher: Bei Versauerung und terrestrischer Eutrophierung weisen die beiden anderen Systeme nun beide in allen Jahren günstigere Werte auf als VW.

Bei den Pilotbetrieben hat die Veränderung der funktionellen Einheit ebenfalls Vorteile für VW: Diese Betriebe schneiden in aquatischer Eutrophierung P allesamt deutlich besser ab als die EGKF und EGKFplus Betriebe. In der Humantoxizität zeigt sich dasselbe Muster wie beim Gutsbetrieb (EGKFplus deutlich ungünstiger als die beiden anderen). Weiter weist VW in der aq. Eutrophierung N deutlich günstigere Werte auf als EGKFplus.

Mit der funktionellen Einheit 1 m<sup>2</sup> schneidet das VW-System insgesamt günstiger ab als bei der Analyse pro kg ECM. Das macht Sinn, denn diese Systeme haben im Mittelwert einen höheren Flächenbedarf pro kg ECM bzw. eine tiefere Milchleistung pro Fläche.

### 5.9 Zusammenfassung Resultate

Von deutlichen Unterschieden zwischen den Systemen wird gesprochen, wenn sich die Spannweite der Systeme nicht überschneiden («++» in Tabelle 7). Ein Pluszeichen («+») bedeutet, dass sich die Spannweiten der beiden Systeme um einen Datenpunkt überschneiden (siehe auch Erklärung dazu am Anfang dieses Kapitels 5):

- Für viele Wirkungskategorien gibt es pro kg ECM keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen. Insbesondere beim Energiebedarf, Wasserbedarf, Flächenbedarf, aquatische Eutrophierung P und Biodiversität überschneiden sich die Werte der einzelnen Systeme für den Gutsbetrieb wie auch für die Pilotbetriebe.
- EGKFplus erreicht in den Wirkungskategorien K-Ressourcenbedarf, sowie in aquatischer und terrestrischer Ökotoxizität ungünstigere Werte als die beiden anderen. Bei Abholzung und P-Ressourcenbedarf gilt dies nur für die Pilotbetriebe.
- Auf dem Gutsbetrieb fallen die Ergebnisse in den Kategorien aquatischer Eutrophierung N ausserdem für VW günstiger aus als für EGKFplus und in beiden Kategorien Ökotoxizität, sowie für K-Ressourcenbedarf auch günstiger als für EGKF.
- EGKFplus erreicht auf den Gutsbetrieb beim Treibhauspotenzial, sowie in der Ozonbildung und Landschaftsbild tendenziell günstigere Werte als VW - und EGKF (nur Treibhauspotenzial).
- EGKF schneidet bei den Pilotbetrieben tendenziell günstiger ab als EGKFplus in Humantoxizität, dafür ungünstiger beim Landschaftsbild.
- Widersprüchliche Resultate gibt es zwischen dem Gutsbetrieb und den Pilotbetrieben für das Versauerungspotenzial und die terrestrische Eutrophierung, was mit den grossen Unterschieden im N-Gehalt des Futters erklärt wird. Bei den Pilotbetrieben schneidet VW im Vergleich zu EGKFplus günstiger ab, beim Gutsbetrieb schneidet EGKFplus tendenziell günstiger ab.
- Zwischen VW und EGKF gibt es auf den Pilotbetrieben für keine Kategorie deutliche Unterschiede.
- Auf den Pilotbetrieben weist EGKFplus lediglich im Landschaftsbild deutliche Vorteile gegenüber eines der anderen Systeme auf (EGKF).

Sensitivitätsanalyse A hat gezeigt, dass eine andere Modellierungsweise als die physiologische Allokation zwischen Milch und Tieren einen erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse hat: Wird eine Systemerweiterung angewendet, fallen die Umweltwirkungen in allen Kategorien günstiger, teils sogar sehr viel günstiger aus. Weiter haben die Sensitivitätsanalysen B und C gezeigt, dass die unsichere Menge an verzehrtem Grünfutter einen Einfluss auf gleichzeitig verschiedene, für die Emissionen wichtige Wirkungskategorien hat: die Ergebnisse der Wirkungskategorien Treibhauspotenzial, Versauerung/terr. Eutrophierung, N und P aquatische Eutrophierung, sowie Ozonbildung werden teils massgeblich beeinflusst, wenn der durchschnittliche Nährstoffgehalt des Futters, und damit die Menge an Nährstoffen, die direkt durch Emissionen oder indirekt durch Aufbringung der Gülle anfallen, verändert werden.

Tabelle 7: Überblick der Resultate und der Unterschiede zwischen den drei Systemen. ++) Spannweite der Datenpunkte überschneiden sich nicht und angegebenes System schneidet günstiger ab. +) Spannweite der Datenpunkte überschneidet sich um einen Punkt, angegebenes System hat die tiefere Spannweite. 0) keine Aussage, da sich Spannweiten zu sehr überschneiden

	Gutsbetrieb			Pilotbetriebe		
	VW vs. EGKF	EGKF vs. EGKFplus	EGKFplus vs. VW	VW vs. EGKF	EGKF vs. EGKFplus	EGKFplus vs. VW
Energiebedarf	0	0	0	0	0	0
Wasserbedarf	0	0	0	0	0	0
Flächenbedarf	0	0	0	0	0	0
Abholzung	0	0	0	0	0	++ VW
P-Ressourcenbedarf	0	+ EGKF	0	0	++ EGKF	++ VW
K-Ressourcenbedarf	++ VW	++ EGKF	++ VW	0	++ EGKF	++ VW
Treibhauspotenzial	0	+ EGKFplus	+ EGKFplus	0	0	0
Versauerung	0	0	+ EGKFplus	0	0	++ VW
Terr. Eutrophierung	0	0	+ EGKFplus	0	0	++ VW
Aq. Eutrophierung N	++ VW	0	0	0	0	0
Aq. Eutrophierung P	0	0	0	0	0	0
Aq. Ökotoxizität	++ VW	++ EGKF	++ VW	0	++ EGKF	++ VW
Terr. Ökotoxizität	++ VW	++ EGKF	++ VW	0	++ EGKF	++ VW
Humantoxizität	0	0	0	0	+ EGKF	0
Ozonbildung	0	0	+ EGKFplus	0	0	0
Biodiversität	0	0	0	0	0	0
Landschaftsbild	0	0	+ EGKFplus	0	++ EGKFplus	0

## 6 Diskussion

Die Diskussion in diesem Kapitel ist in folgende Unterkapitel aufgeteilt: Zuerst werden die Ergebnisse interpretiert (6.1), dann die Haupt-Einflussfaktoren für die Umweltwirkungen der Milch diskutiert (6.2) und daraus Empfehlungen für Praxis und weitere Forschung formuliert (6.3). Anschliessend werden die Ergebnisse mit solchen aus anderen Studien verglichen (6.4) und das darauffolgende Kapitel über Unsicherheiten und Aussagekraft der Studie schliesst die Diskussion ab (6.5).

### 6.1 Interpretation der Ergebnisse

Ein Ziel der vorliegenden Studie war es, die Umweltwirkungen dreier für die Schweiz relevanter Milchproduktionssysteme zu untersuchen und miteinander zu vergleichen. Nur für wenige Wirkungskategorien gibt es deutliche Unterschiede zwischen den drei untersuchten Systemen und keines der Systeme ist den anderen in bezüglich allen Umweltwirkungen überlegen. Insbesondere in den Wirkungskategorien **Energiebedarf**, **Wasserbedarf**, **Flächenbedarf**, **aquatische Eutrophierung P** und **Biodiversität** überschneiden sich die Werte der einzelnen Systeme für den Gutsbetrieb wie auch für die Pilotbetriebe. Dies ist insofern nicht überraschend, da sich die drei betrachteten Systeme in vielen Aspekten ähnlich sind: in der Fütterung, die auf Grasland basiert, im Standort im Tal/Hügelgebiet der Schweiz und in ihrer Intensität der Milchproduktion (keines ist besonders extensiv). Für die weiteren Wirkungskategorien gibt es jeweils mehr oder weniger ausgeprägte Unterschiede und somit Vor- und Nachteile für die unterschiedlichen Systeme:

#### Klare Vorteile für Systeme mit weniger Krafftutereinsatz

Für einige Kategorien weisen die Systeme mit höheren Krafftutergaben klar nachteiligere Werte auf: EGFK-plus schneidet in den Wirkungskategorien **K-Ressourcenbedarf**, sowie in **aquatischer und terrestrischer Ökotoxizität** ungünstiger ab als die beiden anderen. Dies sowohl für den Gutsbetrieb, wie auch für die Pilotbetriebe. Beim K-Ressourcenbedarf und der Ökotoxizität weist VW auf dem Gutsbetrieb zudem auch gegenüber EGKF deutlich günstigere Werte auf. Diese Ergebnisse sind damit zu begründen, dass die erwähnten Kategorien stark vom erhöhten Futterzukauf (hauptsächlich Krafftutter) beeinflusst werden, dies, vor allem durch den Pestizid- und Kunstdüngereinsatz bei der Produktion des Krafftutters. Dass die Unterschiede zwischen VW und EGKF für einige dieser Kategorien auf dem Gutsbetrieb deutlich ersichtlich sind, während dies für die Pilotbetriebe nicht der Fall ist, passt ebenfalls zu dieser Begründung, da VW auf dem Gutsbetrieb kein Krafftutter erhielt, während auf dem Pilotbetrieben bis zu 300 kg/Kuh/Jahr erlaubt waren ( $\emptyset$  46 kg/Kuh/Jahr). Ausserdem stechen die Bio-Betriebe in den meisten dieser Kategorien als besonders vorteilhaft hervor. Folglich ist ein geringerer Krafftutereinsatz und somit ein VW-System im Vergleich zu den beiden anderen von Vorteil, falls insbesondere die erwähnten Wirkungskategorien von Interesse sind. Das heisst, dass sich auch in Anbetracht der höheren Milchleistung durch das Krafftutter für diese Kategorien der Einsatz von Krafftutter nicht lohnt.

Bezüglich **P-Ressourcenbedarf** und **Abholzung** sind zwischen den Systemen für die Pilotbetriebe ebenfalls deutliche Unterschiede ersichtlich (VW schneidet jeweils am günstigsten ab). Auf dem Gutsbetrieb hingegen nicht: Bei der Abholzung gleicht dort der Zukauf der Tiere, der bei allen Systemen jeweils ähnlich viel beiträgt, die durch das Krafftutter vorhandenen Unterschiede zwischen den Systemen aus. Beim P-Ressourcenbedarf wirkt sich die Zufuhr bzw. Wegfuhr von Dürrfutter stark aus und gleicht somit die aufgrund des Krafftutters vorhandenen Unterschiede zwischen den Systemen aus. In diesen Kategorien wirkt sich ein geringerer Krafftutereinsatz also günstig aus; dieser Effekt kann aber durch andere Faktoren überdeckt werden.

#### Tendenzielle Vorteile für Systeme mit erhöhtem Krafftutereinsatz

Weitere Unterschiede, die neben der Krafftutterzufuhr zwischen den drei Systemen bestehen, sind nicht genügend ausgeprägt, um sich gleichzeitig auf dem Gutsbetrieb und den Pilotbetrieben deutlich zu zeigen. Auf dem Gutsbetrieb gibt es aber auch Wirkungskategorien, für welche EGKFplus tendenziell günstiger abschneidet, als VW: **Treibhauspotenzial**, **Ozonbildung** und **Landschaftsbild**. Dies hängt auch wieder mit dem Krafftutereinsatz zusammen: Dessen Einsatz ermöglicht grundsätzlich eine bessere Futtermittelverwertung

(weniger Futtereinsatz pro kg ECM), was zu geringeren direkten Emissionen und zu besseren Werten bei Treibhausgasemissionen und Ozonbildung führt. Warum diese Unterschiede bei den Pilotbetrieben nicht klar ersichtlich sind, lässt sich ebenfalls damit erklären, dass auch gewisse VW-Pilotbetrieben geringe Mengen Kraftfutter einsetzen. Ein weiterer Faktor ist die Diversität der Pilotbetriebe hinsichtlich Standortbedingungen, Management, Grösse usw. Für das Treibhauspotenzial und die Ozonbildung spielt ausserdem der erhöhte N-Gehalt des Futters und der hohe Futtermittelverzehr auf dem Gutsbetrieb eine Rolle (siehe auch 5.8.2). Im Landschaftsbild weist EGKFplus aufgrund der grösseren Diversität der Flächensammensetzung bei Einsatz von Kraftfutter günstigere Werte auf. Im Landschaftsbild erzielt EGKFplus zudem auch bei den Pilotbetrieben tendenziell günstigere Werte als EGKF.

### **Widersprüchliche Ergebnisse zwischen Gutsbetrieb und Pilotbetriebe**

Widersprüchliche Resultate gibt es zwischen dem Gutsbetrieb und den Pilotbetrieben für das Versauerungspotenzial und die terrestrische Eutrophierung. Zu erwarten wären höhere Ammoniakemissionen bei mehr Stallhaltung und anschliessender Hofdüngerausbringung (Hafl 2013b, 2013a). Bei den Pilotbetrieben schneiden VW im Vergleich zu EGKFplus wie erwartet günstiger ab, beim Gutsbetrieb fallen die Ergebnisse für EGKFplus jedoch tendenziell günstiger aus als für VW. Dieser Unterschied wird ausgeglichen, wenn auf dem Gutsbetrieb tiefere durchschnittliche N-Gehalte des Futters angenommen werden, und somit die N-Ausscheidungen und die nachfolgenden N-Emissionen entsprechend tiefer liegen (siehe auch Sensitivitätsanalyse in 5.8.2). Die Umweltwirkungen in den Kategorien Versauerung und terrestrische Eutrophierung sind somit stark von den Eigenschaften des verzehrten Futters abhängig. Dies unterstreicht die Wichtigkeit deren Berücksichtigung in den Emissionsmodellen (vgl. 3.2).

## **6.2 Einflussfaktoren auf die Umweltwirkungen der Milch**

Folgende Faktoren zeigten in dieser Studie einen wesentlichen Einfluss auf die Umweltwirkungen in der Milchproduktion, oder müssen für eine vollständige Diskussion miteinbezogen werden:

### **Zusammensetzung der Futtermittelration**

Die Zusammensetzung der Futtermittelration beeinflusst verschiedene Umweltwirkungen: Zum einen wirkt sich der Einsatz von Kraftfutter ungünstig auf einige Kategorien aus (Abholzung, P- und K-Ressourcenbedarf, Ökotoxizität). Auch die Herstellung einiger weiterer Futtermittel, wie Kartoffeln und Futterrüben, sind intensiv und deren Einsatz bewirkt höhere Werte in der Ökotoxizität. Weiter haben die Herstellung und somit der Einsatz von Dürrfutter einen ungünstigen Einfluss auf den P-Ressourcenbedarf.

Zum anderen haben die Sensitivitätsanalysen gezeigt, dass sich die Menge und die Zusammenstellung des Futters auf die direkten Emissionen und einige Wirkungskategorien auswirken. Auf dem Gutsbetrieb führten die hohen durchschnittlichen N-Werte in der Futtermittelration und die geschätzten hohen Verzehrsmengen an Wiesenfutter zu einem N-Überschuss. Dieser kann nicht ausgenutzt werden, weil die Kühe gleichzeitig nicht genügend Energie erhalten. Einerseits könnte sich eine Ausnutzung dieses N-Überschusses in einer höheren Milchleistung auswirken, was einen positiven Einfluss auf alle Wirkungskategorien hätte. Andererseits landet der Nährstoff-Überschuss in der Umwelt, entweder durch direkte Emissionen oder durch Ausbringen von Hofdüngern auf Felder, was potenziell höhere Umweltwirkungen v.a. in den Kategorien Treibhausgasemissionen, Versauerung, terrestrische Eutrophierung, aquatischer Eutrophierung N, sowie Ozonbildung bewirkt.

### **Futtermittelverwertung**

Je nach Zusammensetzung der Ration und Kühe benötigt ein System insgesamt mehr oder weniger Futter, um ein kg ECM zu produzieren. Die Futtermittelverwertung hat einen Einfluss auf die direkten Treibhausgasemissionen und somit auf das gesamte Treibhauspotenzial. So weisen Systeme mit einem höheren Futtermittelverzehr einer hohen Futtermittelaufnahme pro kg ECM anhand der Berechnungen des SALCA-Modells hohe direkte Treibhausgasemissionen aus Tierhaltung und Düngung auf. Die VW-Systeme zeigen dabei eine ungünstigere Futtermittelverwertung auf, als die EGKF-Systeme, und die EGKF-Systeme wiederum eine ungünstigere Futtermittelverwertung als die EGKFplus-Systeme (siehe Abbildungen im Anhang G). Gerade beim Gutsbetrieb, wo die

Futterverwertung klarer zwischen den Systemen abgestuft ist, und die anderen Einflussfaktoren auf das Treibhauspotenzial einheitlich sind, führt die bessere Futterverwertung zu einer tendenziell günstigeren Treibhausgasbilanz bei EGKFplus. Bezüglich Futterverwertung wirkt sich der Einsatz von Krafffutter also grundsätzlich positiv aus, was wiederum zu niedrigeren direkten Treibhausgasemissionen führt. Trotzdem lässt sich nicht pauschal sagen, dass Systeme mit mehr Krafffutter bezüglich Treibhausgasemissionen zu bevorzugen sind. Dies, weil es neben den direkten Treibhausgasemissionen auch noch andere Einflussfaktoren gibt. Um die tatsächliche Futterverwertung zu bestimmen, ist es ausserdem wichtig, den tatsächlichen Verzehr zu kennen, was gerade beim Wiesenfutter nicht immer der Fall ist.

### Rinderzukauf

In vielen Wirkungskategorien war der Zukauf von Rindern und Kühen eine der bedeutendsten Inputgruppen. Folglich ist es für eine Senkung der Umweltwirkungen von Bedeutung, dass der Zukauf von Tieren pro kg produzierte Milch möglichst geringgehalten werden kann. Konkret wird dies erreicht, wenn die Kuh nicht nur länger lebt, sondern bei längerer Lebensdauer auch eine höhere Anzahl Laktationen hat Alig *et al.* (2015). Ob die drei untersuchten Produktionssysteme dafür eine Rolle spielen, ist fraglich. Die Daten aus Hohenrain II dürfen dazu kaum verwendet werden, weil – wie in dieser Studie gesehen – die Zahlen pro Jahr stark schwanken.

### Düngung und Düngetechnik

Hohe Düngungsmengen pro Fläche führen dazu, dass die Nährstoffe ausgewaschen werden und sich in der Umwelt anreichern. Bei zwei Pilotbetrieben führte die Anwendung von hohen Mengen an N-Dünger pro Fläche zu sehr hohen Werten der aquatischen Eutrophierung N pro kg ECM (siehe 5.4). Auch beim Gutsbetrieb lässt sich dieser Zusammenhang zwischen dieser Wirkungskategorie und den Düngungsmengen erkennen.

### Weide/Stallhaltung

Deutliche Unterschiede zwischen VW und EGKF wurden nur beim Gutbetrieb festgestellt, und sind durch den vollständigen Verzicht auf Krafffutter zu erklären. Somit konnte – im Unterschied zu früheren Studien wie Sutter *et al.* (2013) – kein systematischer Effekt der Weidehaltung an sich festgestellt werden. Sie beeinflusst die Umweltwirkungen durch komplexe und teilweise gegenläufige Mechanismen. Die Weidehaltung führt aufgrund der sehr hohen N-Konzentrationen in den Harnstellen zu höheren Emissionen von Lachgas und höherer Nitratauswaschung, hingegen zu einer tieferen Emission von Ammoniak, als bei einer Stallhaltung mit anschliessender Ausbringung von Hofdüngern. Ausserdem nehmen die Tiere in solchen Systemen aufgrund von jüngeren Grasbeständen bei der Weide mehr Futter mit einem höheren N-Gehalt auf als die beiden anderen, was auch mit der Weide zusammenhängt.

## 6.3 Empfehlungen für Praxis und Forschung

Da keines der Systeme anhand der Ergebnisse in dieser Studie in allen Wirkungskategorien überlegen ist, können die Erkenntnisse in Form von Empfehlungen für Praxis und Forschung aufgrund der wichtigsten möglichen Einflussfaktoren beschrieben werden:

- ➔ Der Einsatz von hohen Krafffuttermengen bringt aus Umwelt-Perspektive in keiner Wirkungskategorie einen klaren Vorteil, aber potenzielle Nachteile in den Kategorien Abholzung, P-Ressourcenbedarf, K-Ressourcenbedarf, sowie in aquatischer und terrestrischer Ökotoxizität. Sind diese Kategorien im Fokus, sollten Systeme mit weniger Krafffutter bevorzugt werden.
- ➔ Eine bessere Kenntnis der Futterzusammensetzung und -Nährstoffe, speziell betreffend Wiesenfutter, würde eine Optimierung der Ration erlauben. Beispielsweise können mit gezielter Zufütterung von energiereichem Futter (z.B. Silomais) Nährstoffverluste und Umweltwirkungen vermindert und die Milchleistung erhöht werden. Dabei ist besonders das VW-System im Fokus, da es eher zu einem N-Überschuss im Futter neigt. Es ist zu berücksichtigen, dass eine solche Zufütterung bei Weidehaltung den Futterverzehr auf der Weide beeinträchtigen kann.

- Eine höhere Lebensdauer der Kühe, welche sich in weniger Tierzukäufen pro kg ECM auswirkt, hat potenziell eine stark günstige Wirkung auf viele Wirkungskategorien. Wichtig wäre es dazu, vermehrt die Lebtageleistung einer Kuh statt die Leistung pro Kuh und Jahr zu betrachten (Haupt *et al.* 2018).
- Die Düngung der Wiesen sollte auf den genauen Bedarf abgestimmt werden; dazu sind eine bessere Kenntnis der Zusammensetzung bzw. ein gezielterer Einsatz der Hofdünger erforderlich.

Für die weitere Forschung im Bereich der Ökobilanzierung von graslandbasierten Milchproduktionssystemen können folgende Empfehlungen gemacht werden:

- In gewissen Wirkungskategorien ist die Krafftutterzufuhr klar nachteilig, in anderen gibt es ein Trade-Off zwischen den Auswirkungen des Krafftutters (nicht nur Herstellung, sondern auch direkte Emissionen, Verzehr weiteres Futter etc.) und der Milchleistung. Dieser sollte weiter erforscht werden, um auch für die anderen Wirkungskategorien bessere Handlungsempfehlungen für die Praxis abgeben zu können.
- Für die korrekte Ermittlung verschiedener Umweltwirkungen ist es entscheidend, die genaue Futterration zu kennen. Es ist also von Bedeutung, dass die tatsächliche Futterzusammensetzung und -Menge bei Ökobilanzanalysen erfasst und berücksichtigt wird. Dabei ist gerade der Verzehr auf der Weide ein wichtiger Faktor, der aber schwierig zu erfassen ist. Trotzdem sollte dies möglichst versucht werden. Dazu gehören zum Beispiel auch genauere Angaben zur Beeinträchtigung des Verzehrs auf der Weide bei Zufütterung von anderen Futtermitteln (Jans *et al.* 2015). Auch dieser Faktor sollte besser erforscht werden.
- Die Remontierung von Tieren (durch eigene Aufzucht oder Zukauf), ist generell wichtig für die Umweltwirkungen der Milch und sollte bei Ökobilanzen berücksichtigt werden. Die genaue Methode zum Umgang mit dem Koppelprodukt Tiere, und damit einhergehend mit dem Zukauf von Tieren sollte klar kommuniziert werden.
- Ähnlich wie bei der Futterzusammensetzung ist es bei Hofdüngern wichtig, die Zusammensetzung und -Menge bei Ökobilanzanalysen zu erfassen und zu berücksichtigen, oder zumindest durch Nährstoffbilanzen zu ermitteln, wie es in dieser Studie erfolgt ist. Standardwerte entsprechen nicht zwingend der Wirklichkeit.
- Bei der Ökobilanz von Weidesystemen sollten die in dieser Studie angewandten Modellentwicklung Nemecek und Ledgard (2016) eingesetzt werden. Bei den enterischen Methanemissionen könnten spezifischere Emissionsmodelle zu einer genaueren Abschätzung führen.

## 6.4 Vergleich mit Literatur

Wie in der Einleitung bereits besprochen, gibt es widersprüchliche Ergebnisse zu den Umweltwirkungen verschiedener Milchproduktionssysteme. Da die in dieser Studie untersuchten Systeme sich ähnlich sind, fallen die Unterschiede zwischen ihnen oft nicht so deutlich aus. Beispielsweise liess sich die Tendenz des höheren Flächenbedarfs pro kg ECM für die Systeme mit (mehr) graslandbasiertem Futter, welcher in verschiedenen Studien zu beobachten war (Arsenault *et al.* 2009; Sutter *et al.* 2013; Thi Tuyet Hanh *et al.* 2013), hier nicht bestätigen, da sich die Spannweiten der Datenpunkte unter den Systemen überlappen. Allerdings kann man diese Tendenz in der Sensitivitätsanalyse A beobachten (5.8). Eine Tendenz zu höheren Treibhausgasemissionen bei mehr graslandbasiertem Futter (Sutter *et al.* 2013; Thi Tuyet Hanh *et al.* 2013) konnte nur in den Ergebnissen des Gutsbetriebs festgestellt werden. Die in Sutter *et al.* (2013) beschriebene Tendenz, dass das VW-System tendenziell bei Ökotoxizität, P- und K-Ressourcenbedarf sowie Abholzung günstiger abschneidet, konnte allerdings in dieser Studie teilweise bestätigt werden. Arsenault *et al.* (2009) haben in ihrer Arbeit gezeigt, dass VW-Systeme bezüglich Versauerungspotenzial günstiger abschneiden als Systeme ohne Grasfütterung. Auch in Hohenrain I schnitt das VW-System bezüglich Versauerung tendenziell günstiger ab als die Stallherde (Sutter *et al.* 2013). Dieses Ergebnis zeigte sich in dieser Studie nur für die Pilotbetriebe (6.1). Auf dem Gutsbetrieb wurde der Vorteil der Weide durch einen hohen N-Überschuss bei VW wieder ausgeglichen.

Die Studie von Haupt *et al.* (2018) hat Literatur zu verschiedenen Nachhaltigkeitsmassnahmen in der Milchproduktion zusammengefasst und findet diverse Zielkonflikte oder kontroverse Ergebnisse, welche u.a. die Wahl des Milchproduktionssystems betreffen. So fassen diese Autoren zusammen, dass sich eine längere Nutzungsdauer und eine höhere Anzahl Laktationen der Milchkühe mehrheitlich positiv auf die Umwelt auswirkt, weil weniger neue Nachzuchttiere benötigt werden und somit bei der Aufzucht entstehende Emissionen eingespart werden. Auch in der vorliegenden Studie kommen wir zu der Schlussfolgerung, dass sich eine längere Nutzungsdauer der Kühe bei sonstigen gleichbleibenden Bedingungen positiv auswirkt. Betreffend die Umweltwirkungen bei der Herstellung von Krafffutter fassen Haupt *et al.* (2018) zusammen, dass im Vergleich zu jener von Wiesenfutter mehrheitlich ungünstige Folgen für die Umwelt anfallen. Die Wirkung einer niedrigeren Krafffutterintensität (g Krafffutter/kg Milch) auf die Umwelt wird allerdings laut Haupt *et al.* (2018) in der Literatur kontrovers diskutiert. Ob sich eine niedrigere Krafffutterintensität positiv auf die Umwelt auswirke, sei abhängig von der aktuellen Milchleistung, der Qualität des Grundfutters, dem Grad der Leistungsänderung durch die Veränderung der Krafffutterintensität, dem Anteil Krafffutter an der Ration sowie dem genetischen Potenzial der Milchkuh resp. der Wahl der Milchkuhrasse. Auch der Einfluss des Anteils Wiesen- und Weidefutter in der Ration (kg Trockensubstanz an der Jahresration) wird in der Literatur kontrovers diskutiert und ist von verschiedenen Faktoren abhängig. Mit Wiesenfutter lassen sich tiefere Leistungen pro Kuh erzielen als mit Ackerfutter, was sich nachteilig auf die Futterverwertung auswirkt (Haupt *et al.* 2018). Auch diese Erkenntnisse decken sich mit unserer Studie, da sich nur bei wenigen Wirkungskategorien sehr klar sagen lässt, dass eine niedrige Krafffutterintensität bzw. ein hoher Anteil an Wiesenfutter von Vorteil sind.

Die Grössenordnung der in dieser Arbeit erzielten Ergebnisse lässt sich mit jener aus der Review-Studie von Baldini *et al.* (2017) vergleichen. Die Studien erzielen für das Treibhauspotenzial Werte von etwas über 0.5 bis etwa 1.9 kg CO<sub>2</sub>-eq. pro kg ECM (37 Studien). Mit einer Spannweite von 1.3 bis 2.0 kg CO<sub>2</sub>-eq. pro kg ECM liegen die Resultate der vorliegenden Studie somit eher im oberen Bereich. Bezüglich Energiebedarf kommt die Review-Studie auf Werte von 2.5 bis 5.5 MJ eq. pro kg ECM (13 betrachtete Studien). Auch in diesem Vergleich liegt die Spannweite der Ergebnisse der vorliegenden Studie eher höher (3.6 bis 7.2 MJ eq. pro kg ECM). Dies kann damit erklärt werden, dass innerhalb dieser 37 Ökobilanzen, welche dieselbe funktionelle Einheit hatten, auch solche mit anderen Allokationsmethoden als in der vorliegenden Studie dabei waren. Zudem wurden die Systemgrenzen nicht überall gleich gezogen: mehrere Arbeiten berücksichtigen keine Infrastruktur und Maschinen, und z.B. auch das Ersetzen von Tieren wurde nicht bei allen Studien mitberücksichtigt. Die tendenziell höheren Ergebnisse im vorliegenden Bericht lassen sich also zumindest teilweise durch den umfassenden Bilanzierungsansatz erklären.



Für weitere Wirkungskategorien wurden keine umfassenden Reviews gefunden, die sich auf eine Wirkungskategorie mit derselben Einheit wie in dieser Studie beziehen. Die Werte des Vorgängerprojekts Hohenrain I, wo ein Vollweidesystem mit Silofütterung und ein System mit 100% Stallhaltung und Krafftuttermengen von 1'100 kg Kuh<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> miteinander verglichen worden sind (Sutter *et al.* 2013), liegen aber mehrheitlich in derselben Grössenordnung wie diejenigen der vorliegenden Studie. Die Methodik hat sich seither weiterentwickelt (siehe 3.2) und die betrachteten Systeme waren nicht dieselben wie in dieser Studie, was die vorhandenen Unterschiede erklären soll.

## 6.5 Unsicherheiten

In diesem Unterkapitel sollen verschiedene Aspekte betreffend Unsicherheiten in der Ökobilanzanalyse diskutiert werden. Grob kann man unterscheiden zwischen Unsicherheiten in den Daten und Unsicherheiten aufgrund der Modellierung.

### 6.5.1 Datenunsicherheit

Die Qualität der Daten ergibt sich durch verschiedene Faktoren. Eine Rolle spielt die Verlässlichkeit der Daten, wobei gemessene Daten eine bessere Datenqualität ermöglichen als geschätzte Daten. Weiter sollten die Daten möglichst vollständig und somit repräsentativ sein und zeitlich, geografisch sowie technisch gut mit dem untersuchten System korrelieren (Weidema und Wesnaes 1996). Im Folgenden werden einige Aspekte zur Datenunsicherheit und Qualität aufgeführt.

#### Verzehrt Futtermenge

Die Menge an verzehrtem Futter, welches nicht zugekauft wurde, war weder auf dem Gutsbetrieb noch auf den Pilotbetrieben genau bekannt (siehe auch 4.2). Anhand von Erhebungen der Erträge auf dem Gutsbetrieb und auf einigen Pilotbetrieben wurde zwar der totale Ertrag hochgerechnet; ob dieser Ertrag aber dem tatsächlichen Ertrag und der verzehrten Menge entspricht, ist unsicher. Mit mehr Unsicherheit sind die Daten des geweideten Futters behaftet. Die anhand von Analysen der Exkremamente abgeschätzten Werte weichen teilweise stark von den durch Standardformeln berechneten Werte ab (5.8.3). Diese Formeln wurden auch verwendet, um den total abgeschätzten Ertrag vom Gutsbetrieb auf die drei Systeme aufzuteilen. Der geschätzte Verzehr an Wiesen- und Weidefutter ist von der geschätzten totalen Futtermenge abhängig. Somit hängt auch die durchschnittliche Nährstoffzusammensetzung des Futters (Sensitivitätsanalyse C), vom geschätzten Verzehr ab. Die totale Menge an verzehrtem Futter zusammen mit der durchschnittlichen Nährstoffzusammensetzung wiederum bestimmt, wie viel Stickstoff als Exkremamente wieder ausgeschieden wird und hat somit einen Einfluss auf die Hofdüngermenge- und Zusammensetzung. So überträgt sich die Unsicherheit von einem Aspekt zum nächsten.

#### Zusammensetzung Futter

Nicht nur die genauen Mengen an verzehrtem Futter, sondern auch deren genaue Zusammensetzung sind wichtige Daten, die nicht immer erfasst werden. So konnte in der vorliegenden Studie anhand der gemessenen Nährstoffdaten des Grases auf dem Gutsbetrieb gesehen werden, dass vor allem die Stickstoffwerte deutlich höher liegen, als man mit Standardwerten annehmen würde (Agroscope 2017b). Die Sensitivitätsanalysen B und C (5.8) haben gezeigt, dass solche Werte einen Einfluss auf mehrere Wirkungskategorien haben. Für die Analyse der Pilotbetriebe war die Datenerhebung nicht so detailliert erfolgt wie beim Gutsbetrieb (4.2.2). Eine bessere Datenqualität hätte hier die Ergebnisse also beeinflussen können.

#### Hofdünger

Ein weiterer Unsicherheitsfaktor in den Daten ist die Menge an anfallenden bzw. ausgebrachten Hofdünger. Häufig wurde von den BetriebsleiterInnen eine grobe Volumenangabe pro ha und Verdünnungsgrad angegeben. Weiter ist es für die Ökobilanz von Bedeutung, dass die Nährstoffbilanzen stimmen. Wird also – im Unterschied zu dieser Studie – mit Standardwerten für Hofdüngereinsatz, -zusammensetzung

und -Ausbringung gerechnet, kann es sein, dass die Schätzung des Anfalls an Exkrementen auf der Weide nicht stimmt. Allgemein ist aufgefallen, dass die genauen Düngermengen, insbesondere bezüglich Nährstoffen in organischen Düngemitteln und pro Parzelle, nicht immer bekannt sind. Da die Gehalte des Hofdüngers unterschiedlich sein können, wäre es wertvoll, diese regelmässiger analysieren zu lassen, und die Düngemenge entsprechend anzupassen.

### **Kategorisierung der Landnutzungstypen**

Die Kategorisierung der einzelnen Parzellen auf den Betrieben (z.B. «Naturwiese, extensiv») erfolgte durch Angabe der BetriebsleiterInnen. Diese Angabe hat insbesondere eine Auswirkung auf die Ergebnisse der SALCA Analysen Biodiversität und Landschaftsbild, welche sehr sensibel auf eine Veränderung der Graslandtypen reagieren. Dabei kann vor allem die Definition von Dauerwiesen aufgrund unterschiedlicher Annahmen erfolgt sein. Eine weitere Unsicherheit ist bei diesen beiden Analysen die Zuordnung der Flächentypen aus den Ergebnissen der Ökobilanzanalyse zu denjenigen der beiden Methoden (3.4). Dies weil die Datengrundlage für die Berechnung nicht immer dieselben Begriffe verwendet wie in den beiden Methoden, und die verwendeten Datengrundlagen teils weniger detailliert sind als nötig, und so einige Angaben auf Annahmen basieren (z.B. keine detaillierten Grünlandtypen).

### **Weiteres**

Nebst dem bereits erwähnten Futtermittelverzehr wurden auch einige andere Daten in dieser Studie anhand von anderen Daten oder Formeln abgeschätzt (siehe mehr dazu in den Unterkapiteln 4.2 - 4.8). Diese senken die Datenqualität im Vergleich zu gemessenen Werten. Beispielsweise ist auch die Abschätzung bestimmter Betriebsdaten anhand der Modellbetriebe ein Unsicherheitsfaktor, wobei die Auswahl des passendsten Betriebs unter den vier verschiedenen Modellbetrieben (Bio/IP) und topologische Zone (Tal/Hügel) die Datenqualität womöglich verbessert hat. Diese Daten waren meist von geringer Relevanz oder betreffen nicht systematische Unterschiede zwischen den drei Milchproduktionssystemen.

Ein weiterer Punkt, der bezüglich Datenunsicherheit zu erwähnen ist, sind die Inputs, welche als Zufuhr zum System modelliert wurden (z.B. Futtermittel). Diese wurden anhand von Standard-Ökoinventaren aus der SALCA- oder ecoinvent-Datenbank modelliert (z.B. durchschnittliche Produktion IP oder Bio für die Schweiz), und stimmen somit nicht unbedingt mit der tatsächlichen Produktion überein.

Insgesamt kann die Datenqualität für diese Studie als gut eingestuft werden. Von grossem Vorteil war die direkte und umfassende Datenerhebung auf den Betrieben, inkl. Gutsbetrieb. Ausserdem wurden viele Abschätzungen durch Messungen abgeleitet, oder von Experten durchgeführt, was die Datenqualität ebenfalls erhöht.

### **6.5.2 Modellierung und Einfluss auf Ergebnisse**

Unsicherheiten können auch durch das Modell oder die Modellierungsweise entstehen. Baldini *et al.* (2017) haben 44 verschiedene Ökobilanzstudien zu Milch unter die Lupe genommen und stellen fest, dass die Entscheidungen der Modellierer zwischen den verschiedenen Studien zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können. Es sei deshalb ein schwieriges Unterfangen, die umweltfreundlichste Art der Milchproduktion zu definieren. Dabei haben alle grundsätzlichen Entscheidungen zum Untersuchungsrahmen einer Ökobilanz einen Einfluss auf die Ergebnisse. Die funktionelle Einheit zählt dazu, wie in 5.8.4 gesehen wurde. Weitere Punkte sind die Systemgrenze und die Allokation zwischen den Outputs «Milch» und «Tiere».

### Systemgrenze und funktionelle Einheit

In dieser Studie wurden die Umweltwirkungen der Milch von der Wiege zum Hoftor betrachtet. Es ist davon auszugehen, dass z. B. eine Erweiterung der Systemgrenze bis zur prozessierten und verpackten Milch – und eine entsprechende Änderung der funktionellen Einheit (1 kg ECM, verpackt und verarbeitet), die Umweltwirkungen für gewisse Wirkungskategorien erhöhen würde. Die Schlussfolgerungen würden dadurch jedoch nicht verändert, weil davon auszugehen ist, dass die dazugekommenen Prozesse für alle drei Systeme ähnlich wären. Die Studie von Baldini *et al.* (2017) zeigt, dass alle drei Studien, die 1 kg verarbeitete Milch als funktionelle Einheit gewählt haben, verglichen mit allen anderen zusammengefassten Werten für unverarbeitete Milch auf eher hohe Werte kommen (knapp 6 MJ eq.). Auch beim Treibhauspotenzial liegen die Werte der Studien, welche die Ökobilanz der verarbeiteten Milch anschauen, innerhalb des oberen Teils der Spannweite aller betrachteten Werte.

### Allokation

In landwirtschaftlichen Ökobilanzanalysen stellt sich oft die Frage, wie mit Koppelprodukten umgegangen werden soll. In der Milchproduktion ist es unumgänglich, dass Tiere den Hof verlassen, entweder zur Aufzucht, zur Mast oder direkt zur Fleischproduktion. Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse A weisen darauf hin, dass eine Modellierungsweise mit Systemerweiterung zu substantiell tieferen Ergebnissen und zu anderen Schlussfolgerungen führen würde. Baldini *et al.* (2017) haben auch den Einfluss der Allokationsmethode untersucht. Die Stichprobe der Studien mit Systemerweiterung ist klein, die Werte liegen aber tendenziell am unteren Rand der Ergebnisse mit anderen angewandten Allokationsansätzen.

### Unsicherheiten aufgrund des Experimentsettings auf dem Gutsbetrieb

Auf dem Gutsbetrieb waren gewisse Inputs und Outputs nur schwer physikalisch zwischen den drei Herden auf dem Betrieb trennbar, und mussten durch eine Abschätzung aufgeteilt werden (z.B. für Gülle, Energie). Bei gewissen Aspekten war es schwierig abzuschätzen, ob es sich um die Ausprägung eines der drei Systeme handelt, oder um zufällige Schwankungen. Beispielsweise waren die Zahlen zum Rinderzukauf sehr unterschiedlich für die drei Systeme (siehe 4.6). Durch eine Diskussion mit Experten ergab sich die Schlussfolgerung, dass dies nicht systembedingt war. Daher wurden die Tier Zukaufs- und Verkaufszahlen über die drei Systeme für jedes Jahr standardisiert, was einen erheblichen Einfluss auf die Resultate hatte. Ein weiterer solcher Fall waren unterschiedliche Futterlager für die beiden EG-Systeme (einmal aus Holz, einmal aus Metall).

### Repräsentativität der Pilotbetriebe

Auf dem Gutsbetrieb wurde die zeitliche Variabilität der Daten deutlich ersichtlich, weil drei Jahre untersucht werden konnten. Schueler *et al.* (2018) haben in ihrer Studie die zeitliche Variabilität von Treibhausgasemissionen von Milch untersucht und kommen zum Schluss, dass es wichtig ist, Ökobilanzen von Milch über mehrere Jahre zu berechnen. Die Ergebnisse auf den Pilotbetrieben schliessen keine zeitliche Variabilität ein, weil die Analyse lediglich für ein Jahr berechnet wurde. Die Analyse weiterer Jahre hätte also möglicherweise zu anderen Ergebnissen geführt.

Die Betriebe innerhalb eines Systems unterscheiden sich hinsichtlich verschiedener Aspekte (z.B. Region, ÖLN/Bio). Aufgrund der kleinen Stichprobe lassen sich diese Faktoren jedoch nicht analysieren und die Pilotbetriebe können nicht als repräsentativ für alle jeweiligen Produktionssysteme in der Schweiz betrachtet werden.

### Emissionsfaktoren in den Modellen

Ein weiterer, allgemeiner Unsicherheitsfaktor sind Parameter, welche innerhalb der Modelle verwendet werden und nicht spezifisch gemessen werden, wie Emissionsfaktoren. Die Modelle werden aber laufend mit den neuen Erkenntnissen der Forschung aktualisiert, wie im Fall dieser Studie (siehe 3.2.3).

## 7 Fazit und Ausblick

In dieser Studie wurden die Umweltwirkungen der Milch von drei unterschiedlichen graslandbasierten Milchproduktionssystemen ermittelt und miteinander verglichen. Laut der dazu durchgeführten Ökobilanzstudie zeigen alle untersuchten Systeme spezifische Vor- und Nachteile bezüglich ihrer Umweltwirkungen, und es gibt kein System, welches bei sämtlichen Wirkungskategorien überlegen ist:

- Für viele Wirkungskategorien gibt es pro kg ECM keine deutlichen Unterschiede zwischen den drei Systemen. Insbesondere beim Energiebedarf, Wasserbedarf, Flächenbedarf, aquatische Eutrophierung P und Biodiversität überschneiden sich die Werte der einzelnen Systeme für den Gutsbetrieb wie auch für die Pilotbetriebe.
- EGKFplus erreicht in den Wirkungskategorien K-Ressourcenbedarf, sowie in aquatischer und terrestrischer Ökotoxizität ungünstigere Werte als die beiden anderen. Bei Abholzung und P-Ressourcenbedarf gilt dies nur für die Pilotbetriebe.
- Auf dem Gutsbetrieb fallen die Ergebnisse in den Kategorien aquatische Eutrophierung N zudem für VW günstiger aus als für EGKFplus und in beiden Kategorien Ökotoxizität, sowie für K-Ressourcenbedarf auch günstiger als für EGKF.
- EGKFplus erreicht auf den Gutsbetrieb beim Treibhauspotenzial, sowie in der Ozonbildung und Landschaftsbewertung tendenziell günstigere Werte als VW und EGKF (nur Treibhauspotenzial).
- EGKF schneidet bei den Pilotbetrieben tendenziell günstiger ab als EGKFplus in Humantoxizität, dafür ungünstiger beim Landschaftsbild.
- Widersprüchliche Resultate gibt es zwischen dem Gutsbetrieb und den Pilotbetrieben für das Versauerungspotenzial und die terrestrische Eutrophierung, was mit den grossen Unterschieden im N-Gehalt des Futters erklärt wird. Bei den Pilotbetrieben schneidet VW im Vergleich zu EGKFplus günstiger ab, beim Gutsbetrieb schneidet EGKFplus tendenziell günstiger ab.
- Zwischen VW und EGKF gibt es auf den Pilotbetrieben für keine Kategorie deutliche Unterschiede.
- Auf den Pilotbetrieben weist EGKFplus lediglich im Landschaftsbild deutliche Vorteile gegenüber eines der anderen Systeme auf (EGKF).

Innerhalb der Systeme besteht offensichtlich ein beträchtliches Optimierungspotenzial: In den meisten Wirkungskategorien ist es mit allen Systemen grundsätzlich möglich, ähnlich günstig abzuschneiden. Ausnahmen bilden dabei die Kategorien, die stark vom Kraftfutterzukauf beeinflusst werden. Dies kann damit begründet werden, dass sich die Systeme in ihrer graslandbasierten Fütterung und ihrer Tal- oder Hügellage in der Schweiz ähnlich sind.

Als wichtigste Einflussfaktoren für die untersuchten Umweltwirkungen der Milchproduktion können die Zusammensetzung der Futtermittelration (Zufuhr von Kraftfutter wirkt sich negativ auf den K-Ressourcenbedarf und die Ökotoxizität aus; Nährstoffüberschüsse im Futter führen zu höheren Treibhausgasemissionen, Versauerung, terrestrischer Eutrophierung, aquatischer Eutrophierung N, sowie Ozonbildung), die Futtermittelverwertung (tiefe Futtermittelverwertung, ausgedrückt in kg Futter/kg Milch, führt zu höheren direkten Treibhausgasemissionen), die Remontierung von Tieren (Einfluss auf alle Wirkungskategorien), sowie die Düngung (N-Überschüsse in der Tierhaltung und hohe Düngergaben führen zu hoher aquatischer Eutrophierung N) genannt werden.

Somit lassen sich anhand der Erkenntnisse in dieser Studie folgende Ansatzpunkte formulieren, an welchen angesetzt werden könnte, um die Umweltwirkungen der Milch zu senken:

- Betreffend Abholzung, P- und K-Ressourcenbedarf sowie Ökotoxizität erweisen sich Systeme mit geringerem Kraftfuttereinsatz als vorteilhafter gegenüber Systemen mit mehr Kraftfutter. Sind diese Kategorien im Fokus, sollten Systeme mit weniger Kraftfutter bevorzugt werden.

- Eine bessere Kenntnis der Futterzusammensetzung und –nährstoffe, speziell betreffend Wiesenfutter würde eine Optimierung der Ration erlauben. Beispielsweise können mit gezielter Zufütterung von energiereichem Futter (z.B. Silomais) Nährstoffverluste und Umweltwirkungen vermindert und die Milchleistung erhöht werden. Dabei ist zu berücksichtigen, dass eine solche Zufütterung bei Weidehaltung den Futterverzehr auf der Weide beeinträchtigen kann.
- Eine längere Nutzungsdauer der Kühe, die sich in einer geringeren Remontierung von Rindern pro kg ECM auswirkt, hat eine sehr günstige Wirkung auf viele Wirkungskategorien und ist anzustreben.
- Ein gezielter Einsatz der Hofdünger, zusammen mit ggf. genaueren Kenntnissen der Nährstoffgehalte, soll zu geringeren Verlusten und weniger Eutrophierung führen.

Für die weitere Forschung im Bereich der Ökobilanzierung von graslandbasierten Milchproduktionssystemen können folgende Empfehlungen gemacht werden:

- Der Trade-Off zwischen den negativen und positiven Auswirkungen des Kraftfuttereinsatzes auf gewisse Wirkungskategorien sollte mittels umfassenderen Untersuchungen weiter analysiert werden, um den optimalen Einsatz kontext-spezifisch zu ermitteln.
- Weiter hat diese Studie gezeigt, dass es von Bedeutung ist, die genaue Zusammensetzung und -menge von Futter und Hofdünger bei Ökobilanzanalysen spezifisch zu erfassen und zu berücksichtigen.
- Dies gilt ebenso für die Remontierung von Tieren (durch eigene Aufzucht oder Zukauf), die generell ein wichtiger Faktor für die Umweltwirkungen der Milch darstellt und bei Ökobilanzen berücksichtigt werden sollte.

Hervorzuheben sind die methodischen Neuerungen in dieser Studie: Die Emissionsmodelle zur Berechnung der direkten Emissionen auf der Weide wurden nach neusten Kenntnissen aktualisiert. Zum anderen wurden zwei neuartige Wirkungsabschätzungsmethoden verwendet: Die Methode SALCA Biodiversität wurde zum ersten Mal auf die funktionelle Einheit 1 kg ECM statt auf die Fläche bezogen und SALCA Landschaft wurde zum ersten Mal in einer Studie angewendet. Das sind beides für die Nachhaltigkeit eines landwirtschaftlichen Produktionssystems wichtige Aspekte, welche bisher in Ökobilanzen nicht standardgemäss analysiert werden. Auch wenn die Anwendung sich im Moment noch auf Schweizer Landwirtschaftsflächen beschränkt (siehe 3.4), wurde mit dieser Studie ein wichtiger Schritt in die Richtung, diese Indikatoren standardgemäss in Ökobilanzen verwenden zu können, getan.

## 8 Literatur

- Agridea & BLW, 2014. Wegleitung Suisse-Bilanz. 1.13.
- Agroscope 2017a: Agrometeo Wetterdaten. Bundesverwaltung.
- Agroscope 2017b: Schweizerische Futtermitteldatenbank.
- Akert F. S., Reidy B., Hofstetter P., Berard J. & Kreuzer M. 2018: Stickstoffeffizienz von laktierenden Milchkühen unter Vollweide oder Teilweide mit Eingrasen und Kraffutterergänzung. Zukunft der Tierernährung zwischen Effizienz und Konsumentenansprüchen. Zürich, ETH, 3.
- Alig M., Grandl F., Mieleitner J., Nemecek T. & Gaillard G., 2012. Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich, 151.
- Alig M., Prechsl U., Schwitter K., Waldvogel T., Wolff V., Wunderlich A., Zorn A. & Gaillard G., 2015. Ökologische und ökonomische Bewertung von Klimaschutzmassnahmen zur Umsetzung auf landwirtschaftlichen Betrieben in der Schweiz. *Agroscope Science* **29**, 1-160.
- Arsenault N., Tyedmers P. & Fredeen A., 2009. Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. *International Journal of Agricultural Sustainability* **7** (1), 19-41.
- BAFU, 2013. Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990-2011. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern, 486.
- Baldini C., Gardoni D. & Guarino M., 2017. A critical review of the recent evolution of Life Cycle Assessment applied to milk production. *Journal of Cleaner Production* **140** (Part 2), 421-435.
- Bystricky M., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G., 2014. Ökobilanz ausgewählter Schweizer Landwirtschaftsprodukte im Vergleich zum Import. Agroscope, Agroscope Science 2, Zürich, 176.
- Bystricky M., Alig M., Nemecek T. & Gaillard G., 2015. Ökobilanz von Schweizer Landwirtschaftsprodukten im Vergleich zum Import. *Agrarforschung Schweiz* **6** (6), 264-269.
- Bystricky M., Nemecek T. & Gaillard G., 2017. Gesamt-Umweltwirkungen als Folge von Gewässerschutzmassnahmen im Schweizer Agrarsektor. Agroscope, Agroscope Science, Zurich, 67.
- EC-JRC-IES, 2011. Recommendations for life cycle impact assessment in the European context - based on existing environmental impact assessment models and factors. EUR 24571 EN, Luxemburg, 159.
- EEA, 2013. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 - Technical guidance to prepare national emission inventories. European Environment Agency, EEA Technical report No 12/2013., Luxembourg.
- Freiermuth R., 2006. Modell zur Berechnung der Schwermetallflüsse in der Landwirtschaftlichen Ökobilanz. Agroscope FAL Reckenholz, 42.
- 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. & 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.
- HAFL, 2013a. Dokumentation Technische Parameter Modell Agrammon - Version 20.3.2013. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen, 25.
- HAFL, 2013b. Technische Parameter Modell Agrammon. Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften, Zollikofen, 19.
- Haupt C., Hofer N., Roesch A., Gazzarin C. & Nemecek T., 2018. Analyse ausgewählter Massnahmen zur Verbesserung der Nachhaltigkeit in der Schweizer Milchproduktion – eine Literaturstudie. *Agroscope Science* (58), 75.
- Hauschild M. Z. & Potting J., 2005. Spatial differentiation in life cycle impact assessment - The EDIP2003 methodology. The Danish Ministry of the Environment, Environmental Protection Agency, Environmental News No. 80, Copenhagen, 195.
- Hayer F., Bockstaller C., Gaillard G., Mamy L., Nemecek T. & Strassemer J., 2010. Multi-criteria comparison of eco-toxicity models focused on pesticides. In: 7th Int. Conf. on LCA in the Agri-Food Sector (Ed. Notarnicola B.), Bari, Italy, 305-310.
- Herndl M., Baumgartner D., Guggenberger T., Bystricky M., Gaillard G., Lansche J., Fasching C., Steinwider A. & Nemecek T., 2015. Einzelbetriebliche Ökobilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe in Österreich. *Abschlussbericht FarmLife. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning, Österreich*.
- Hischier R., Weidema B., Althaus H.-J., Bauer C., Doka G., Dones R., Frischknecht R., Hellweg S., Humbert S., Jungbluth N., Köllner T., Loerincik Y., Margni M. & Nemecek T., 2010. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3, v2.2. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

- Hofstetter P., Akert F., Kneubühler L., Kunz P., Frey H.-J., Estermann J., Gut W., Höltschi M., Menzi H., Petermann R., Schmid H. & Reidy B., 2014. Optimierung von Milchproduktionssystemen mit Eingrasen Systemvergleich Hohenrain II. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau* **16**, 27-31.
- IDF, 2015. A common carbon footprint approach for the dairy sector - The IDF guide to standard life cycle assessment methodology. *Bulletin of the International Dairy Federation* (479), 70.
- IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, forestry and other land use. IGES, Kanagawa, Japan.
- IPCC 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Stocker T. F. Qin D. Plattner G.-K. Tignor M. Allen S. K. Boschung J. Nauels A. Xia Y. Bex V. & Midgley P. M. [Hrsg.]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, 1535.
- Jans F., Kessler J., Münger A. & Schlegel P., 2015. Fütterungsempfehlungen für die Milchkuh. In: Fütterungsempfehlungen für Wiederkäuer. 7, Agroscope, Posieux.
- Jeanneret P., Baumgartner D. U., Freiermuth Knuchel R., Koch B. & Gaillard G., 2014. An expert system for integrating biodiversity into agricultural life-cycle assessment. *Ecological Indicators* **46**, 224-231.
- Junge X., Schüpbach B., Walter T., Schmid B. & Lindemann-Matthies P., 2015. Aesthetic quality of agricultural landscape elements in different seasonal stages in Switzerland. *Landscape and Urban Planning* **133**, 67-77.
- Kirchgessner M., Windisch W. & Müller H. L. 1995: Nutritional factors for the quantification of methane production. von Engelhardt W. Leonhard-Marek S. Breeves G. & Giesecke D. [Hrsg.]: Ruminant physiology: Digestion, metabolism, growth and reproduction. Proceedings of the Eighth International Symposium on Ruminant Physiology. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 333-348.
- Kupper T. 2016: Treibhausgasemissionen aus der Lagerung von Gülle mit und ohne Abdeckung – Literaturstudie. Interner Bericht. HAFL, 30.
- Mayes R., Lamb C. & Colgrove P. M., 1986. The use of dosed and herbage n-alkanes as markers for the determination of herbage intake. *The Journal of Agricultural Science* **107** (1), 161-170.
- MeteoSchweiz 2017: Klimadiagramme und Normwerte pro Station. Bundesamt für meteorologie und Klimatologie Schweiz.
- 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 (Ed. Notarnicola B.), Bari, Italy, 433-438.
- Nemecek T. & Ledgard S., 2016. Modelling farm and field emissions in LCA of farming systems: the case of dairy farming. In: Proc. of 10th International Conference on Life Cycle Assessment of Food 2016, Dublin UCD, 1135-1144.
- O'Brien D., Shalloo L., Patton J., Buckley F., Grainger C. & Wallace M., 2012. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems* **107**, 33-46.
- Oberholzer H.-R., Knuchel R. F., Weisskopf P. & Gaillard G., 2012. A novel method for soil quality in life cycle assessment using several soil indicators. *Agronomy for Sustainable Development* **32** (3), 639-649.
- Posch M., Seppälä J., Hettelingh J. P., Johansson M., Margni M. & Jolliet O., 2008. The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment* **13** (6), 477-486.
- Prasuhn V., 2006. Erfassung der PO<sub>4</sub>-Austräge für die Ökobilanzierung - SALCA-Phosphor. Agroscope FAL Reckenholz, Zürich, 22.
- PRé Consultants 2013: SimaPro V 8. PRé Consultants BV.
- Reidy B., Mulser E., Ineichen S., Akert F., Dorn K., Probst S., Frey H., Haas T., Höltschi M. & Hofstetter P. 2017: Optimierung der Milchproduktion mit frischem Wiesenfutter - Drei Systeme im Vergleich. Österreichische Fachtagung für Biologische Landwirtschaft. Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Raumberg-Gumpenstein.
- Richner W., Oberholzer H.-R., Freiermuth Knuchel R., Huguenin O., Ott S., Nemecek T. & Walther U., 2014. Modell zur Beurteilung der Nitratauswaschung in Ökobilanzen - SALCA-NO<sub>3</sub>. Unter Berücksichtigung der Bewirtschaftung (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, N-Düngung), der mikrobiellen Nitratbildung im Boden, der Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und verschiedener Bodeneigenschaften. Version 2.0; Juni 2014. *Agroscope Science* **5**, 1-28, A1-A32.
- Richner W., Sinaj S., Carlen C., Flisch R., Gilli C., Huguenin-Elie O., Kuster T., Latsch A., Mayer J., Neuweiler R. & Spring J.-L., 2017. Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD 2017). *Agrarforschung Schweiz* (6), 276.

- Salou T., Le Mouél C. & van der Werf H. M. G., 2017. Environmental impacts of dairy system intensification: the functional unit matters! *Journal of Cleaner Production* **140**, 445-454.
- Schueler M., Paulsen H. M., Berg W. & Prochnow A., 2018. Accounting for inter-annual variability of farm activity data for calculation of greenhouse gas emissions in dairy farming. *The International Journal of Life Cycle Assessment* **23** (1), 41-54.
- Schüpbach B., Junge X., Lindemann-Matthies P. & Walter T., 2016. Seasonality, diversity and aesthetic valuation of landscape plots: An integrative approach to assess landscape quality on different scales. *Land Use Policy* **53**, 27-35.
- Seppälä J., Posch M., Johansson M. & Hettelingh J. P., 2006. Country-dependent characterisation factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* **11** (6), 403-416.
- Sintermann J., Neftel A., Ammann C., Haeni C., Hensen A., Loubet B. & Flechard C. R., 2012. Are ammonia emissions from field-applied slurry substantially over-estimated in European emission inventories? *Biogeosciences* **9** (5), 1611-1632.
- Sperling P., Thalmann C., Reidy B., Kneubühler L., Grenz J. & Hofstetter P. 2017: Nachhaltigkeit von drei graslandbasierten Milchproduktionssystemen in der Schweiz mit der Bewertungsmethode RISE. Heuwinkel H. Wolfrum S. Reents H. J. Wiesinger K. & Hülsbergen K.-J. [Hrsg.]: Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Sutter M., Nemecek T. & Thomet P., 2013. Vergleich der Ökobilanzen von stall- und weidebasierter Milchproduktion. *Agrarforschung Schweiz* **4** (5), 230-237.
- Thi Tuyet Hanh N., Corson M. S., Doreau M., Eugene M. & van der Werf H. M. G., 2013. Consequential LCA of switching from maize silage-based to grass-based dairy systems. *International Journal of Life Cycle Assessment* **18** (8), 1470-1484.
- Tveit M., Ode A. & Fry G., 2006. Key Concepts in a Framework for Analysing Visual Landscape Character. *Landscape Research* **31** (3), 229-255.
- Weidema B. P. & Wesnaes M. S., 1996. Data quality management for life cycle inventories—an example of using data quality indicators. *Journal of cleaner production* **4** (3-4), 167-174.



## Anhang A: Berücksichtigte Infrastrukturdaten

Gutsbetrieb	Gesamter Betrieb	Gesamter Betrieb (nach Nutzungsdauer)	Nutzungsdauer (Jahre)	Aufteilung zwischen System (Faktor)
<b>Gebäude</b>				
Bewässerungsleitung, unterflur (m)	1600	32	50	A
Dürrfutterlager mit solarer Belüftung (m <sup>3</sup> )	550	11	50	B
Dürrfutterlager ohne Belüftung (m <sup>3</sup> )	740	14.8	50	B
Kraffuttersilo, Kunststoff (m <sup>3</sup> )	3	0.15	20	C1
Kraffuttersilo, Metall (m <sup>3</sup> )	16	0.8	20	C2
Greifer (Stk.)	2	0.066	30	A
Güllesilo, Beton, mit Abdeckung (m <sup>3</sup> )	751	18.775	40	D
slurry store and processing, CH, 1, m <sup>3</sup> (infrastructure) (m <sup>3</sup> )	200	5	40	D
Dung slab, CH, 1, m <sup>2</sup> (infrastructure) (m <sup>2</sup> )	20	0.5	40	D
Lagerhalle, allgemein, Holzkonstruktion nicht isoliert (m <sup>3</sup> )	1288	25.76	50	A
Kälberglu 1 Tier (Stk.)	10	0.5	20	A
Tiefstreustall, alle Tierarten, Holzkonstruktion nicht isoliert (m <sup>2</sup> )_Rindvieh	30	1	30	E
Laufhof, planbefestigt (m <sup>2</sup> )_Rindvieh	197.5	9.875	20	E
Melkstand (Stück Standplätze)	10	0.2	50	F
<b>Maschinen</b>				
Landwirtschaftliches Gerät, allgemein (kg)	nv	525.43	nv	A
Landwirtschaftliches Gerät, Bodenbearbeitung (kg)	nv	117.62	nv	A
Traktor (kg)	nv	263.99	nv	A
Milchkühltank/-wanne (m <sup>3</sup> )	3.98	0.398	10	F
Pneuwagen (kg)	nv	219.59	nv	A

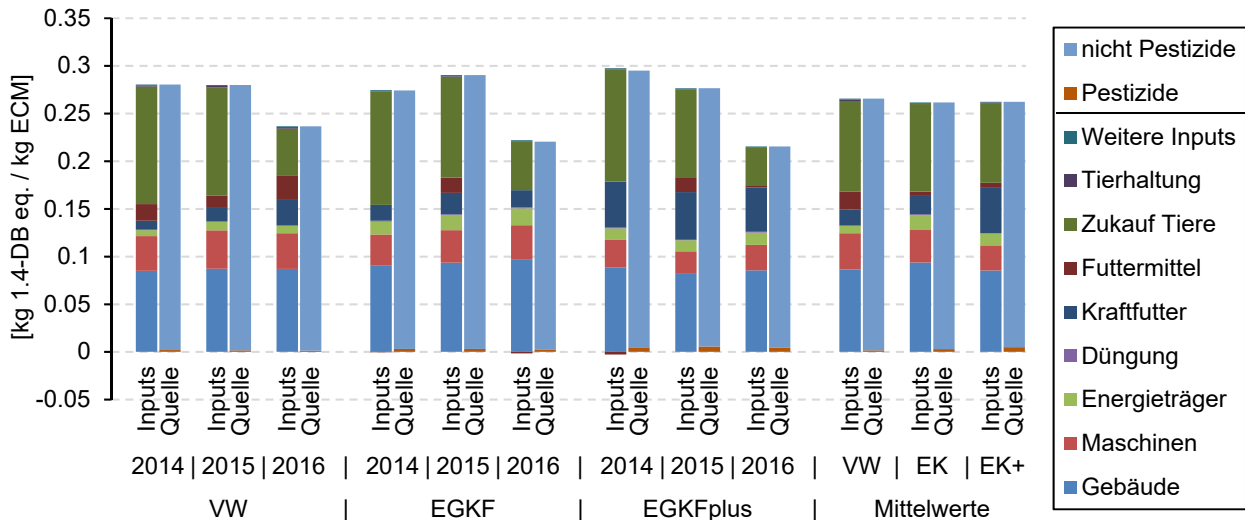
		2014			2015			2016		
		VW	EK	EK+	VW	EK	EK+	VW	EK	EK+
A	Geteilt durch 3	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33
B	Nach Dürrfutterverzehr	0.33	0.36	0.31	0.21	0.37	0.42	0.35	0.31	0.34
C1	Nach Lagerung	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00
C2	Nach Lagerung	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00	0.00	0.00	1.00
D	Nach Gülleanfall	0.21	0.38	0.40	0.21	0.37	0.42	0.22	0.38	0.41
E	Nach RGVE	0.36	0.31	0.33	0.34	0.30	0.36	0.37	0.30	0.33
F	Nach Milchproduktion	0.31	0.32	0.36	0.28	0.31	0.44	0.30	0.29	0.39

## Anhang A: Berücksichtigte Infrastrukturdaten

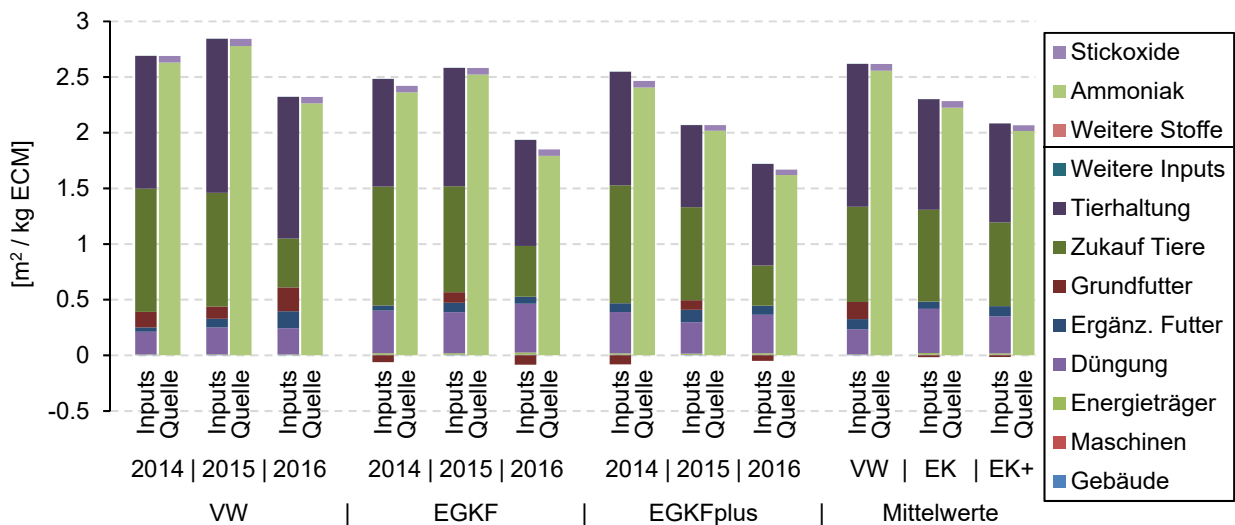
Pilotbetriebe	Skalierung von Modellbetrieb zu Pilotbetrieb aufgrund von
<b>Gebäude</b>	
Abladegebläse/Teleskopverteiler (Stk)	Anzahl GVE
Greifer (Stk)	Anzahl GVE
Vollspaltenbodenstall, Rindvieh, Holzkonstruktion nicht isoliert (GVP)	Anzahl GVE
Boxenlaufstall, Rindvieh, Holzkonstruktion nicht isoliert (GVP)	Anzahl GVE
Anbindestall, Rindvieh, Holzkonstruktion isoliert (GVP)	Anzahl GVE
dung slab, CH, 1, m <sup>2</sup> (infrastructure) (m <sup>2</sup> )	Anzahl GVE
Krafftuttersilo, Metall (m <sup>3</sup> )	Anzahl GVE
Tiefstreustall, alle Tierarten, Holzkonstruktion nicht isoliert (m <sup>2</sup> )_Rindvieh	Anzahl GVE
Remise, nicht brandgeschützt (m <sup>2</sup> )	Anzahl GVE
Laufhof, befestigt, perforiert (m <sup>2</sup> )_Rindvieh	Anzahl GVE
Dürrfutterlager ohne Belüftung (m <sup>3</sup> )	Anzahl GVE
Flachsilo (m <sup>3</sup> )	Anzahl GVE
Hochsilo Kunststoff (m <sup>3</sup> )	Anzahl GVE
slurry store and processing, CH, 1, m <sup>3</sup> (infrastructure) (m <sup>3</sup> )	Anzahl GVE
Dürrfutterlager mit Kaltbelüftung (m <sup>3</sup> )	Anzahl GVE
<b>Maschinen</b>	
Landwirtschaftliches Gerät, Bodenbearbeitung (kg)	ha LN
Selbstfahrende Erntemaschinen (kg)	ha LN
Personenwagen (kg)	ha LN
Güllefass (kg)	ha LN
Pneuwagen (kg)	ha LN
Landwirtschaftliches Gerät, allgemein (kg)	ha LN
Traktor (kg)	ha LN
Garage, brandgeschützt (m <sup>2</sup> )	ha LN
Melkstand (Stück Standplätze)	Produzierte Milch
Milchkühltank/-wanne (m <sup>3</sup> )	Produzierte Milch
Eimermelkanlage (GVP)	Produzierte Milch
Rohrmelkanlage (GVP)	Produzierte Milch

## Anhang B: Grafiken weitere Resultate

### Weitere Resultate Gutsbetrieb

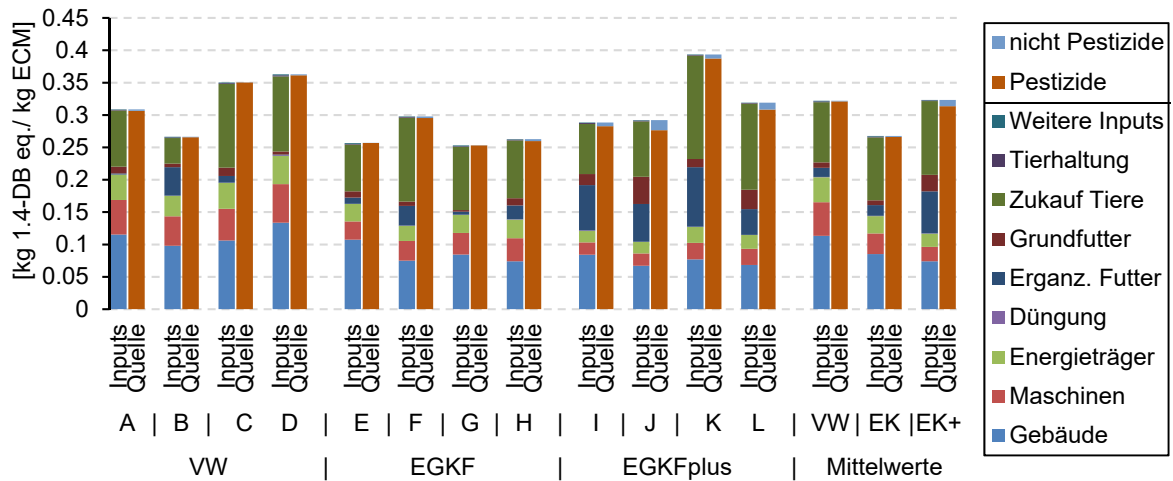


Humanes Toxizitätspotenzial in kg 1.4-DB eq. pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

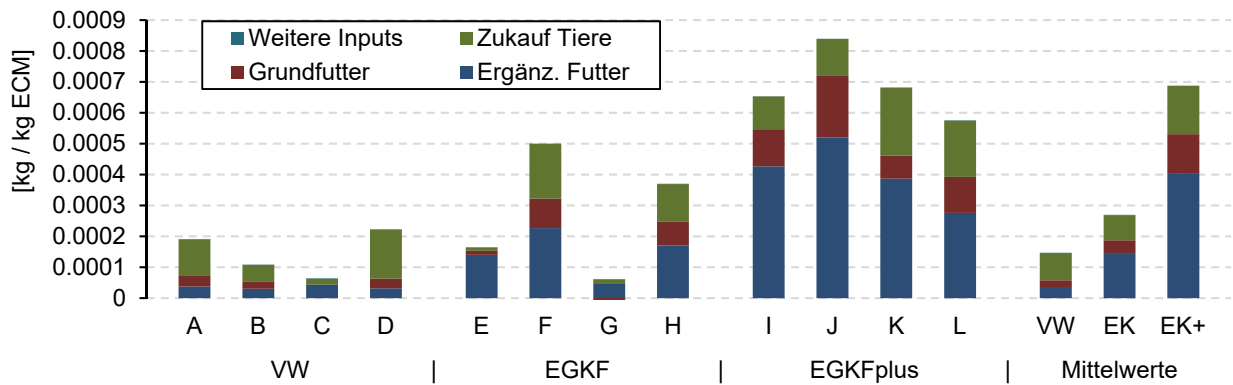


Terr. Eutrophierungspotenzial in m<sup>2</sup> pro kg ECM der auf dem Gutsbetrieb Hohenrain produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für die Jahre 2014 bis 2016. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die drei Jahre. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

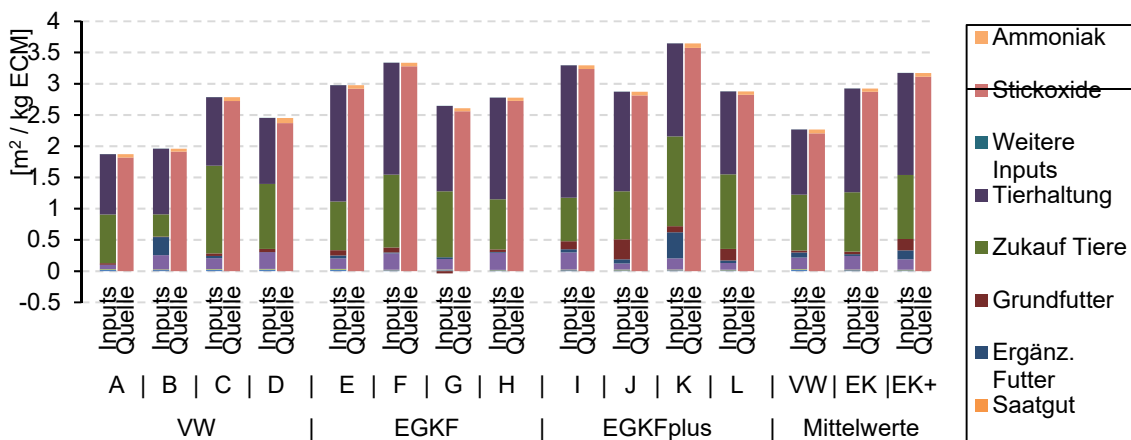
Weitere Resultate Pilotbetriebe



Humanes Toxizitätspotenzial in kg 1.4-DB eq. pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für das Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.



P-Ressourcenbedarf pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei System VW, EGKF und EGKFplus und für das Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe der drei Kategorien ab. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.



Terr. Eutrophierungspotenzial in m<sup>2</sup> pro kg ECM der auf den Pilotbetrieben produzierten Milch, jeweils für die drei Systeme VW, EGKF und EGKFplus und für das Jahr 2014. Die drei Säulen rechts bilden den jeweiligen Mittelwert für jedes System über die vier Pilotbetriebe. Die Resultate sind jeweils nach Inputgruppe («Inputs») und nach Quelle («Quelle») aufgeteilt. EK steht für EGKF und EK+ für EGKFplus.

## Anhang C: Details zu Zusammenstellung Inputgruppen

<b><u>Details zu der Zusammenstellung der Inputgruppen</u></b>	
<b>Inputgruppe</b>	<b>beinhaltet</b>
Gebäude	Emissionen und Ressourcenbedarf zur Erstellung der auf dem Betrieb verwendeten Gebäude und sonstigen Infrastruktur inkl. Vorketten, z.B: Bewässerungsanlage, Futterlager, Güllelager, sonstige Lagergebäude, Stall, Laufhof, Melkstand/kühlwanne, etc.
Maschinen	Emissionen und Ressourcenbedarf zur Erstellung der auf dem Betrieb verwendeten Maschinen inkl. Vorketten, z.B. landwirtschaftliche Geräte wie Traktor, Güllefass, Erntemaschinen, Personenwagen
Energieträger	Emissionen und Ressourcenbedarf zur Erstellung der auf dem Betrieb verwendeter Energieträger inkl. Vorketten, sowie Emissionen bei der Verwendung dieser Energieträger, z.B. Benzin, Diesel, Kohle, Heizöl, Pellets, Strom etc.
Düngung	Emissionen und Ressourcenbedarf zur Herstellung aller Art von auf dem Betrieb eingesetzten mineralischen Düngemitteln (Herstellung zugeführter Hofdünger wird nicht berücksichtigt), sowie direkte Emissionen durch Düngeranwendung
Pestizide	Emissionen und Ressourcenbedarf zur Herstellung aller Art von auf dem Betrieb eingesetzten Pestiziden inkl. Vorketten, sowie direkte Emissionen beim Gebrauch der Stoffe auf dem Betrieb
Saatgut	Emissionen und Ressourcenbedarf zur Herstellung aller Art von auf dem Betrieb eingesetztem Saatgut und Setzlingen inkl. Vorketten
Ergänz. Futter	Emissionen und Ressourcenbedarf zur Herstellung aller zugekauften Ergänzungsfuttermittel inkl. Vorketten, z.B. Bestandteile von Kraftfutter (Chemikalien, Eiweisserbsen, Fettsäuren, Kalkstein, Mais, Melasse, Milchpulver, Rapsschrot, Sojaöl, Weizen, sowie Mischfutter ohne Detailangabe)
Grundfutter	Emissionen und Ressourcenbedarf zur Herstellung aller zugekauften Grundfuttermittel inkl. Vorketten, z.B. Ackerbohnen, Heu, Stroh (inkl. Stroheinsatz), Maismehl, Silomais. Wegfuhr von Dürrfutter wurde hier auch berücksichtigt
Zukauf Tiere	Emissionen und Ressourcenbedarf zur Herstellung der zugekauften Tiere inkl. Vorketten
Tierhaltung	Direkte Emissionen aus der Tierhaltung auf dem Betrieb
Weitere Inputs	Weitere Inputs, die entweder zu kleine Anteile machen, um einzeln ausgewiesen zu werden oder Inputs wie direkter Wasserbedarf

## Anhang D: Allokationsfaktoren

Gutsbetrieb	Jahr	Allokationsfaktor (% an Milch zuge- rechnet)	Milchproduktion (kg ECM)	Output LG (kg)
VW	2014	76	133'558	9'048
	2015	76	121'023	8'628
	2016	86	129'909	4'787
EGKF	2014	77	138'529	8'897
	2015	75	131'255	9'662
	2016	88	122'990	3'849
EGKFplus	2014	78	155'182	9'350
	2015	79	187'617	11'263
	2016	87	166'869	5'453

Pilotbetrieb	Jahr	Allokationsfaktor (% an Milch zuge- rechnet)	Milchproduktion (kg ECM)	Output LG (kg)
VW	A	71	129'917	11'505
	B	82	408'418	19'393
	C	73	192'700	15'386
	D	74	133'682	10'095
EGKF	E	72	97'706	8'540
	F	80	365'659	20'559
	G	80	114'817	6'289
	H	83	341'518	15'051
EGKFplus	I	82	207'843	9'982
	J	82	417'733	19'490
	K	65	530'070	62'587
	L	71	393'471	35'398

## Anhang E: Ausführliche Resultattabelle

Wirkungs-kategorie		Bedarf nicht-erneuerbare Energie	K-Ressourcenbedarf	P-Ressourcenbedarf	Flächenbedarf	Abholzung	
Einheit (pro kg ECM)		MJ eq	kg	kg	m <sup>2</sup> a	m <sup>2</sup>	
Gutsbetrieb	VW	2014	4.78E+00	4.00E-04	4.04E-04	1.93E+00	5.65E-04
		2015	5.23E+00	2.99E-04	3.14E-04	1.87E+00	4.99E-04
		2016	4.57E+00	2.73E-04	3.73E-04	1.58E+00	3.01E-04
		<b>Mittelwert</b>	<b>4.86E+00</b>	<b>3.24E-04</b>	<b>3.64E-04</b>	<b>1.79E+00</b>	<b>4.55E-04</b>
	EGKF	2014	4.96E+00	5.99E-04	3.06E-04	1.81E+00	6.33E-04
		2015	5.71E+00	5.57E-04	4.27E-04	1.89E+00	5.78E-04
		2016	4.65E+00	4.91E-04	1.97E-04	1.51E+00	3.57E-04
		<b>Mittelwert</b>	<b>5.11E+00</b>	<b>5.49E-04</b>	<b>3.10E-04</b>	<b>1.73E+00</b>	<b>5.23E-04</b>
	EGKF+	2014	5.02E+00	8.03E-04	4.85E-04	1.79E+00	9.81E-04
		2015	5.10E+00	6.80E-04	6.27E-04	1.64E+00	8.30E-04
		2016	4.05E+00	6.68E-04	3.91E-04	1.24E+00	6.65E-04
		<b>Mittelwert</b>	<b>4.72E+00</b>	<b>7.17E-04</b>	<b>5.01E-04</b>	<b>1.56E+00</b>	<b>8.25E-04</b>
Pilotbetriebe	VW	A	4.43E+00	3.65E-04	2.25E-04	2.15E+00	3.45E-04
		B	4.85E+00	1.21E-04	1.12E-04	1.55E+00	1.79E-04
		C	5.31E+00	3.00E-05	6.44E-05	2.99E+00	4.11E-05
		D	5.82E+00	2.83E-04	2.48E-04	2.59E+00	4.53E-04
		<b>Mittelwert</b>	<b>5.10E+00</b>	<b>2.00E-04</b>	<b>1.62E-04</b>	<b>2.32E+00</b>	<b>2.54E-04</b>
	EGKF	E	4.32E+00	1.74E-05	1.60E-04	1.84E+00	3.41E-05
		F	4.87E+00	4.77E-04	5.09E-04	1.76E+00	1.49E-03
		G	4.34E+00	2.24E-05	6.11E-05	2.18E+00	3.17E-05
		H	4.58E+00	6.29E-04	3.90E-04	1.59E+00	9.45E-04
		<b>Mittelwert</b>	<b>4.53E+00</b>	<b>2.87E-04</b>	<b>2.80E-04</b>	<b>1.84E+00</b>	<b>6.25E-04</b>
	EGKF+	I	4.30E+00	1.11E-03	6.78E-04	1.52E+00	2.62E-03
		J	4.95E+00	1.24E-03	8.39E-04	1.72E+00	1.74E-03
		K	7.85E+00	8.56E-04	6.90E-04	2.29E+00	1.47E-03
		L	5.38E+00	8.74E-04	5.85E-04	1.81E+00	1.31E-03
<b>Mittelwert</b>		<b>5.62E+00</b>	<b>1.02E-03</b>	<b>6.98E-04</b>	<b>1.83E+00</b>	<b>1.79E-03</b>	

## Anhang E: Ausführliche Resultattabelle

Wirkungskategorie		Treibhauspotenzial	Versauerung	Terr. Eutrophierungspotenzial	Aq. Eutrophierungspotenzial N	Aq. Eutrophierungspotenzial P	
	Einheit (pro kg ECM)	kg CO <sub>2</sub> eq	molc H+ eq	m <sup>2</sup>	kg N	kg P	
Gutsbetrieb	VW	2014	1.66E+00	8.75E-03	2.70E+00	5.68E-03	1.50E-04
		2015	1.72E+00	9.25E-03	2.85E+00	7.23E-03	1.38E-04
		2016	1.48E+00	7.61E-03	2.33E+00	6.81E-03	1.24E-04
		Mittelwert	1.62E+00	8.54E-03	2.62E+00	6.57E-03	1.37E-04
	EGKF	2014	1.56E+00	7.94E-03	2.43E+00	7.50E-03	1.39E-04
		2015	1.63E+00	8.46E-03	2.59E+00	8.85E-03	1.48E-04
		2016	1.36E+00	6.18E-03	1.85E+00	7.40E-03	1.15E-04
		Mittelwert	1.52E+00	7.53E-03	2.29E+00	7.92E-03	1.34E-04
	EGKF+	2014	1.56E+00	8.09E-03	2.47E+00	7.51E-03	1.41E-04
		2015	1.30E+00	6.83E-03	2.07E+00	7.46E-03	1.35E-04
		2016	1.15E+00	5.56E-03	1.67E+00	6.19E-03	9.85E-05
		Mittelwert	1.34E+00	6.83E-03	2.07E+00	7.06E-03	1.25E-04
Pilotbetriebe	VW	A	1.46E+00	6.24E-03	1.88E+00	3.38E-03	1.31E-04
		B	1.41E+00	6.45E-03	1.96E+00	2.02E-03	1.03E-04
		C	1.68E+00	9.09E-03	2.79E+00	5.18E-03	1.80E-04
		D	2.07E+00	8.23E-03	2.45E+00	5.75E-03	1.66E-04
		Mittelwert	1.66E+00	7.51E-03	2.27E+00	4.08E-03	1.45E-04
	EGKF	E	1.33E+00	9.59E-03	2.98E+00	2.26E-03	1.22E-04
		F	1.55E+00	1.07E-02	3.34E+00	4.89E-03	1.49E-04
		G	1.46E+00	8.71E-03	2.71E+00	1.56E-02	1.49E-04
		H	1.33E+00	8.95E-03	2.78E+00	3.98E-03	1.25E-04
		Mittelwert	1.42E+00	9.49E-03	2.95E+00	6.68E-03	1.36E-04
	EGKFplus	I	1.44E+00	1.06E-02	3.30E+00	1.39E-02	1.49E-04
		J	1.33E+00	9.34E-03	2.88E+00	5.45E-03	1.43E-04
K		1.93E+00	1.19E-02	3.65E+00	8.03E-03	1.89E-04	
L		1.45E+00	9.33E-03	2.88E+00	5.68E-03	1.46E-04	
Mittelwert		1.54E+00	1.03E-02	3.18E+00	8.27E-03	1.57E-04	



Wirkungskategorie		Aq. Ökotoxizität	Terr. Ökotoxizität	Humantoxizität	Photochemische Ozonbildung	Wasserbedarf	
Einheit (pro kg ECM)		kg 1,4-DB eq	kg 1,4-DB eq	kg 1,4-DB eq	kg NMVOC eq	m <sup>3</sup>	
Gutsbetrieb	VW	2014	1.25E-02	3.94E-04	2.30E-01	3.05E-03	2.11E+00
		2015	9.04E-03	2.90E-04	2.31E-01	3.21E-03	2.47E+00
		2016	1.12E-02	3.22E-04	1.96E-01	2.87E-03	2.08E+00
		Mittelwert	1.09E-02	3.35E-04	2.19E-01	3.04E-03	2.22E+00
	EGKF	2014	1.39E-02	5.37E-04	2.25E-01	3.03E-03	1.97E+00
		2015	1.49E-02	5.29E-04	2.38E-01	3.10E-03	2.45E+00
		2016	1.25E-02	5.35E-04	1.83E-01	2.92E-03	1.91E+00
		Mittelwert	1.38E-02	5.34E-04	2.15E-01	3.02E-03	2.11E+00
	EGKF+	2014	1.98E-02	7.83E-04	2.30E-01	3.04E-03	1.91E+00
		2015	2.18E-02	7.87E-04	2.19E-01	2.60E-03	2.04E+00
		2016	1.74E-02	6.58E-04	1.68E-01	2.45E-03	1.55E+00
		Mittelwert	1.97E-02	7.42E-04	2.06E-01	2.70E-03	1.83E+00
Pilotbetriebe	VW	A	6.32E-03	6.03E-05	2.46E-01	2.72E-03	1.69E+00
		B	4.94E-03	2.15E-04	2.12E-01	2.48E-03	1.77E+00
		C	4.06E-03	3.60E-04	2.77E-01	3.18E-03	2.08E+00
		D	8.87E-03	4.16E-04	2.91E-01	4.09E-03	2.64E+00
		Mittelwert	6.05E-03	2.63E-04	2.57E-01	3.12E-03	2.04E+00
	EGKF	E	2.88E-03	2.74E-04	2.01E-01	2.79E-03	1.60E+00
		F	9.75E-03	3.70E-04	2.44E-01	2.97E-03	1.94E+00
		G	3.13E-03	5.83E-04	2.08E-01	2.64E-03	1.80E+00
		H	9.22E-03	3.89E-04	2.16E-01	2.54E-03	2.11E+00
		Mittelwert	6.24E-03	4.04E-04	2.17E-01	2.73E-03	1.86E+00
	EGKFplus	I	1.80E-02	9.45E-04	2.40E-01	2.92E-03	1.62E+00
		J	2.69E-02	3.15E-03	2.46E-01	2.94E-03	1.77E+00
		K	2.28E-02	7.88E-04	3.26E-01	3.70E-03	3.16E+00
L		1.70E-02	2.27E-03	2.55E-01	2.83E-03	2.14E+00	
Mittelwert	2.12E-02	1.79E-03	2.67E-01	3.10E-03	2.17E+00		

## Anhang E: Ausführliche Resultattabelle

Wirkungskategorie		Biodiversität	Land-schafts-bild	
	Einheit (pro kg ECM)	BDP, nor-miert und fläche-nge-wichtet	LSP, nor-miert	
Gutsbetrieb	VW	2014	-6.11E-01	1.00E+00
		2015	-5.61E-01	9.41E-01
		2016	-1.24E+00	1.06E+00
		Mittelwert	-8.06E-01	1.00E+00
	EGKF	2014	-6.51E-01	1.09E+00
		2015	-1.06E+00	1.06E+00
		2016	-1.54E+00	9.90E-01
		Mittelwert	-1.08E+00	1.05E+00
	EGKF+	2014	-6.18E-01	1.11E+00
		2015	-9.05E-01	1.11E+00
		2016	-1.26E+00	1.03E+00
		Mittelwert	-9.29E-01	1.09E+00
Pilotbetriebe	VW	A	-7.28E-01	1.09E+00
		B	8.75E-01	1.03E+00
		C	1.57E+00	1.21E+00
		D	-4.06E-01	1.20E+00
		Mittelwert	3.28E-01	1.13E+00
	EGKF	E	-1.04E+00	1.11E+00
		F	-7.50E-01	1.04E+00
		G	-1.07E-01	1.12E+00
		H	-1.06E+00	1.12E+00
		Mittelwert	-7.40E-01	1.10E+00
	EGKFplus	I	-9.20E-01	1.13E+00
		J	-8.80E-01	1.21E+00
		K	-1.26E-01	1.32E+00
		L	-5.16E-01	1.23E+00
Mittelwert		-6.10E-01	1.22E+00	

## Anhang F: Sensitivitätsanalysen: Tabellen

### Sensitivitätsanalyse A: Änderung der Ergebnisse in Prozent gegenüber der Originalanalyse

Wirkungskategorie		Bedarf nicht-erneuerbare Energie	K-Ressourcenbedarf	P-Ressourcenbedarf	Flächenbedarf	Abholzung	
Einheit (pro kg ECM)		MJ eq	kg	kg	m <sup>2</sup> a	m <sup>2</sup>	
Gutsbetrieb	VW	2014	-36%	-54%	-31%	-37%	-73%
		2015	-30%	-72%	-41%	-37%	-81%
		2016	-15%	-35%	-12%	-19%	-56%
		<b>Mittelwert</b>	<b>-32%</b>	<b>-23%</b>	<b>-52%</b>	<b>-39%</b>	<b>-67%</b>
	EGKF	2014	-24%	-24%	-24%	-42%	-70%
		2015	-16%	-14%	-42%	-22%	-56%
		2016	-31%	-11%	-22%	-48%	-49%
		<b>Mittelwert</b>	<b>-24%</b>	<b>-13%</b>	<b>-9%</b>	<b>-35%</b>	<b>-52%</b>
	EGKF+	2014	-14%	-5%	-10%	-21%	-31%
		2015	-27%	-55%	-27%	-32%	-72%
		2016	-24%	-21%	-36%	-35%	-66%
		<b>Mittelwert</b>	<b>-24%</b>	<b>-10%</b>	<b>-14%</b>	<b>-36%</b>	<b>-46%</b>

Wirkungskategorie		Treibhauspotenzial	Versauerung	Terr. Eutrophierungspotenzial	Aq. Eutrophierungspotenzial N	Aq. Eutrophierungspotenzial P	
Einheit (pro kg ECM)		kg CO <sub>2</sub> eq	molc H <sup>+</sup> eq	m <sup>2</sup>	kg N	kg P	
Gutsbetrieb	VW	2014	-32%	-36%	-37%	-24%	-40%
		2015	-29%	-33%	-33%	-14%	-42%
		2016	-14%	-17%	-17%	-6%	-20%
		<b>Mittelwert</b>	<b>-32%</b>	<b>-38%</b>	<b>-39%</b>	<b>-10%</b>	<b>-42%</b>
	EGKF	2014	-29%	-35%	-36%	-21%	-43%
		2015	-17%	-22%	-23%	-6%	-23%
		2016	-33%	-41%	-42%	-23%	-51%
		<b>Mittelwert</b>	<b>-31%</b>	<b>-35%</b>	<b>-37%</b>	<b>-8%</b>	<b>-37%</b>
	EGKF+	2014	-15%	-20%	-21%	-5%	-22%
		2015	-26%	-29%	-30%	-14%	-35%
		2016	-27%	-33%	-34%	-13%	-37%
		<b>Mittelwert</b>	<b>-27%</b>	<b>-33%</b>	<b>-35%</b>	<b>-13%</b>	<b>-38%</b>

Wirkungskategorie		Aq. Ökotoxizität	Terr. Ökotoxizität	Humantoxizität	Photochemische Ozonbildung	Wasserbedarf	
Einheit (pro kg ECM)		kg 1,4-DB eq	kg 1,4-DB eq	kg 1,4-DB eq	kg NMVOC eq	m <sup>3</sup>	
Gutsbetrieb	VW	2014	-39%	-53%	-40%	-25%	-31%
		2015	-51%	-63%	-38%	-23%	-26%
		2016	-19%	-32%	-19%	-11%	-14%
		<b>Mittelwert</b>	<b>-28%</b>	<b>-24%</b>	<b>-40%</b>	<b>-21%</b>	<b>-29%</b>
	EGKF	2014	-23%	-24%	-34%	-23%	-23%
		2015	-16%	-12%	-22%	-10%	-14%
		2016	-12%	-8%	-35%	-26%	-25%
		<b>Mittelwert</b>	<b>-7%</b>	<b>-7%</b>	<b>-30%</b>	<b>-21%</b>	<b>-22%</b>
	EGKF+	2014	-6%	-5%	-17%	-10%	-11%
		2015	-37%	-51%	-33%	-20%	-24%
		2016	-22%	-20%	-33%	-18%	-22%
		<b>Mittelwert</b>	<b>-9%</b>	<b>-7%</b>	<b>-28%</b>	<b>-20%</b>	<b>-20%</b>

**Sensitivitätsanalyse B: Änderung der Ergebnisse in Prozent gegenüber der Originalanalyse**  
(für nicht-angegebene Kategorien keine Änderung über 1%)

		Wirkungskategorie	Treibhauspotenzial	Versauerung	Terr. Eutrophierungspotenzial	Aq. Eutrophierungspotenzial N	Aq. Eutrophierungspotenzial P
		Einheit (pro kg ECM)	kg CO <sub>2</sub> eq	molc H+ eq	m <sup>2</sup>	kg N	kg P
Gutsbetrieb	VW	2014	-7%	-18%	-19%	-21%	1%
		2015	-8%	-23%	-25%	-30%	1%
		2016	-9%	-26%	-27%	-24%	3%
		Mittelwert	-8%	-22%	-24%	-25%	2%
	EGKF	2014	-3%	-10%	-10%	-19%	-1%
		2015	-3%	-10%	-10%	-26%	-2%
		2016	-2%	-7%	-8%	-22%	-3%
		Mittelwert	-3%	-9%	-10%	-23%	-2%
	EGKF+	2014	-3%	-12%	-13%	-18%	-1%
		2015	-3%	-12%	-13%	-23%	-1%
		2016	-4%	-15%	-16%	-21%	-2%
		Mittelwert	-3%	-13%	-14%	-20%	-1%

		Wirkungskategorie	Aq. Ökotoxizität	Terr. Ökotoxizität	Photochemische Ozonbildung
		Einheit (pro kg ECM)	kg 1,4-DB eq	kg 1,4-DB eq	kg NMVOC eq
Gutsbetrieb	VW	2014	0%	6%	-9%
		2015	0%	3%	-11%
		2016	1%	29%	-11%
		Mittelwert	0%	11%	-10%
	EGKF	2014	0%	2%	-4%
		2015	0%	-8%	-4%
		2016	0%	-6%	-4%
		Mittelwert	0%	-4%	-4%
	EGKF+	2014	0%	5%	-4%
		2015	0%	-4%	-4%
		2016	0%	4%	-5%
		Mittelwert	0%	1%	-4%

**Sensitivitätsanalyse C: Änderung der Ergebnisse in Prozent gegenüber der Originalanalyse**  
(für nicht-angegebene Kategorien keine Änderung über 1%)

		Wirkungskategorie	Treibhauspotenzial	Versauerung	Terr. Eutrophierungspotenzial	Aq. Eutrophierungspotenzial N	Aq. Eutrophierungspotenzial P
		Einheit (pro kg ECM)	kg CO <sub>2</sub> eq	molc H+ eq	m <sup>2</sup>	kg N	kg P
Gutsbetrieb	VW	2014	-9%	-15%	-16%	23%	-1%
		2015	-9%	-17%	-18%	5%	0%
		2016	-11%	-20%	-21%	7%	1%
		Mittelwert	-9%	-17%	-18%	11%	0%
	EGKF	2014	-2%	-5%	-5%	-8%	0%
		2015	-4%	-7%	-7%	-12%	2%
		2016	-4%	-9%	-9%	-18%	5%
		Mittelwert	-3%	-7%	-7%	-13%	2%
	EGKF+	2014	5%	10%	11%	-5%	1%
		2015	3%	0%	0%	-9%	2%
		2016	-7%	-18%	-19%	-17%	5%
		Mittelwert	1%	-1%	-1%	-10%	2%

Wirkungskategorie		Aq. Ökotoxizität	Terr. Ökotoxizität	Photochemische Ozonbildung	
Einheit (pro kg ECM)		kg 1,4-DB eq	kg 1,4-DB eq	kg NMVOC eq	
Gutsbetrieb	VW	2014	2%	50%	-8%
		2015	1%	28%	-9%
		2016	1%	31%	-11%
		Mittelwert	1%	37%	-10%
	EGKF	2014	0%	10%	-2%
		2015	0%	-4%	-3%
		2016	0%	0%	-5%
		Mittelwert	0%	2%	-3%
	EGKF+	2014	0%	33%	2%
		2015	0%	-10%	-1%
		2016	0%	1%	-7%
		Mittelwert	0%	8%	-2%

Durchschnittliche Werte des Futters für die Milchkühe für die Originalberechnung und der Sensitivitätsanalyse

N-Gehalt Futter Milchvieh (g N/kg TS)	VW			EGKF			EGKFplus		
	2014	2015	2016	2014	2015	2016	2014	2015	2016
Originalanalyse									
Futtermittelverzehr (kg TS/Jahr)	152852	143832	149948	138096	140628	132405	153917	171674	154650
Bruttoenergie Futter (MJ/kg TS)	18.23	18.23	18.22	18.28	18.26	18.24	18.33	18.32	18.28
N-Gehalt Futter (g N/kg TS)	31.89	34.10	33.58	26.94	26.90	25.46	27.77	28.27	27.46
P-Gehalt Futter (g P/kg TS)	6.11	4.11	6.14	6.11	3.73	6.14	5.92	4.23	6.03
Verdaulichkeit Futter (%/100)	0.75	0.75	0.75	0.74	0.73	0.72	0.73	0.73	0.72
Asche-Gehalt Futter (g/kg TS)	108.50	105.89	107.30	110.68	96.00	104.00	106.35	92.45	99.92
Rohfasergehalt Futter (g/kg TS)	213.55	212.80	213.39	228.86	221.98	226.73	215.31	201.50	210.67
NfE-Gehalt Futter (g/kg TS)	482.37	480.53	485.57	513.86	510.10	510.23	524.60	526.63	522.58
Rohfettgehalt Futter (g/kg TS)	43.36	45.73	44.41	38.14	38.67	36.68	38.13	38.46	37.25
Sensitivitätsanalyse									
Futtermittelverzehr (kg TS/Jahr)	120371	113495	117323	130042	134192	127224	176571	155902	135810
Bruttoenergie Futter (MJ/kg TS)	18.22	18.22	18.21	18.28	18.26	18.24	18.32	18.33	18.28
N-Gehalt Futter (g N/kg TS)	30.30	32.20	31.90	26.34	26.30	24.90	28.75	27.39	25.85
P-Gehalt Futter (g P/kg TS)	5.99	3.98	6.00	5.99	3.70	6.00	5.99	4.22	5.95
Verdaulichkeit Futter (%/100)	0.74	0.74	0.74	0.74	0.73	0.72	0.74	0.72	0.71
Asche-Gehalt Futter (g/kg TS)	107.23	103.57	106.45	110.28	95.06	103.77	107.03	90.21	98.74
Rohfasergehalt Futter (g/kg TS)	221.79	223.29	222.72	231.91	224.05	228.39	211.81	202.91	214.00
NfE-Gehalt Futter (g/kg TS)	479.23	476.93	483.22	515.14	510.90	510.89	520.55	529.75	526.54
Rohfettgehalt Futter (g/kg TS)	41.78	43.80	42.67	37.48	38.07	36.11	39.31	37.43	35.36

Sensitivitätsanalyse D: Funktionelle Einheit 1 m<sup>2</sup>

Wirkungskategorie			Bedarf nicht-erneuerbare Energie	K-Resourcenbedarf	P-Resourcenbedarf	Abholung
Einheit (pro m <sup>2</sup> )			MJ eq	kg	kg	m <sup>2</sup>
Gutsbetrieb	VW	2014	2.24E+00	1.57E-04	2.00E-04	2.97E-04
		2015	2.52E+00	1.25E-04	1.65E-04	2.70E-04
		2016	2.58E+00	1.26E-04	2.34E-04	1.95E-04
		Mittelwert	2.44E+00	1.37E-04	1.98E-04	2.57E-04
	EGKF	2014	2.49E+00	2.84E-04	1.46E-04	3.29E-04
		2015	2.72E+00	2.51E-04	2.16E-04	2.81E-04
		2016	2.78E+00	2.83E-04	1.01E-04	2.15E-04
		Mittelwert	2.66E+00	2.72E-04	1.58E-04	2.79E-04
	EGKF+	2014	2.53E+00	4.03E-04	2.49E-04	4.13E-04
		2015	2.77E+00	3.73E-04	3.75E-04	3.67E-04
		2016	2.87E+00	4.96E-04	2.91E-04	3.43E-04
		Mittelwert	2.71E+00	4.17E-04	3.04E-04	3.78E-04
Pilotbetriebe	VW	A	1.89E+00	2.05E-04	8.96E-05	1.65E-04
		B	2.80E+00	1.00E-04	6.99E-05	1.20E-04
		C	1.64E+00	1.04E-05	2.22E-05	1.87E-05
		D	2.05E+00	8.28E-05	8.66E-05	1.79E-04
		Mittelwert	2.01E+00	9.07E-05	6.38E-05	1.14E-04
	EGKF	E	2.15E+00	9.87E-06	8.98E-05	2.51E-05
		F	2.53E+00	2.26E-04	2.83E-04	8.46E-04
		G	1.82E+00	1.10E-05	2.12E-05	1.98E-05
		H	2.64E+00	3.64E-04	2.32E-04	6.16E-04
		Mittelwert	2.25E+00	1.39E-04	1.47E-04	3.50E-04
	EGKF+	I	2.58E+00	6.53E-04	4.27E-04	1.71E-03
		J	2.62E+00	6.55E-04	4.85E-04	1.01E-03
		K	3.09E+00	3.37E-04	2.95E-04	6.40E-04
		L	2.73E+00	4.14E-04	3.16E-04	6.22E-04
Mittelwert		2.79E+00	4.96E-04	3.72E-04	9.44E-04	

Wirkungskategorie		Treibhaus- potenzial	Versauer- ung	Terr. Eutro- phierungs- potenzial	Aq. Eutro- phierungs- potenzial N	Aq. Eutro- phierungs- potenzial, P	
Einheit (pro m <sup>2</sup> )		kg CO <sub>2</sub> eq	molc H+ eq	m <sup>2</sup>	kg N	kg P	
Gutsbetrieb	VW	2014	8.41E-01	4.50E-03	1.38E+00	2.83E-03	7.38E-05
		2015	8.92E-01	4.88E-03	1.50E+00	3.76E-03	7.09E-05
		2016	9.07E-01	4.75E-03	1.45E+00	4.16E-03	7.39E-05
		Mittelwert	8.78E-01	4.71E-03	1.44E+00	3.55E-03	7.28E-05
	EGKF	2014	8.44E-01	4.35E-03	1.33E+00	4.06E-03	7.43E-05
		2015	8.35E-01	4.42E-03	1.35E+00	4.57E-03	7.40E-05
		2016	8.75E-01	4.05E-03	1.21E+00	4.80E-03	7.41E-05
		Mittelwert	8.50E-01	4.29E-03	1.30E+00	4.46E-03	7.41E-05
	EGKF+	2014	8.48E-01	4.46E-03	1.36E+00	4.10E-03	7.44E-05
		2015	7.65E-01	4.12E-03	1.24E+00	4.45E-03	7.56E-05
		2016	8.97E-01	4.41E-03	1.32E+00	4.85E-03	7.41E-05
		Mittelwert	8.32E-01	4.33E-03	1.31E+00	4.43E-03	7.47E-05
Pilotbetriebe	VW	A	6.64E-01	2.89E-03	8.61E-01	1.55E-03	6.04E-05
		B	8.79E-01	4.10E-03	1.23E+00	1.28E-03	6.65E-05
		C	5.53E-01	3.02E-03	9.21E-01	1.76E-03	6.14E-05
		D	7.80E-01	3.15E-03	9.35E-01	2.16E-03	6.34E-05
		Mittelwert	6.97E-01	3.21E-03	9.64E-01	1.74E-03	6.26E-05
	EGKF	E	7.07E-01	5.15E-03	1.59E+00	1.26E-03	6.72E-05
		F	8.64E-01	6.04E-03	1.88E+00	2.70E-03	8.09E-05
		G	6.75E-01	3.96E-03	1.22E+00	7.30E-03	6.79E-05
		H	8.19E-01	5.58E-03	1.73E+00	2.44E-03	7.52E-05
		Mittelwert	7.60E-01	5.12E-03	1.59E+00	3.61E-03	7.24E-05
	EGKF+	I	9.25E-01	6.90E-03	2.14E+00	9.01E-03	9.12E-05
		J	7.51E-01	5.39E-03	1.65E+00	3.03E-03	7.46E-05
		K	8.16E-01	5.13E-03	1.57E+00	3.41E-03	7.76E-05
		L	7.84E-01	5.12E-03	1.58E+00	3.08E-03	7.61E-05
Mittelwert		8.16E-01	5.55E-03	1.71E+00	4.40E-03	7.94E-05	

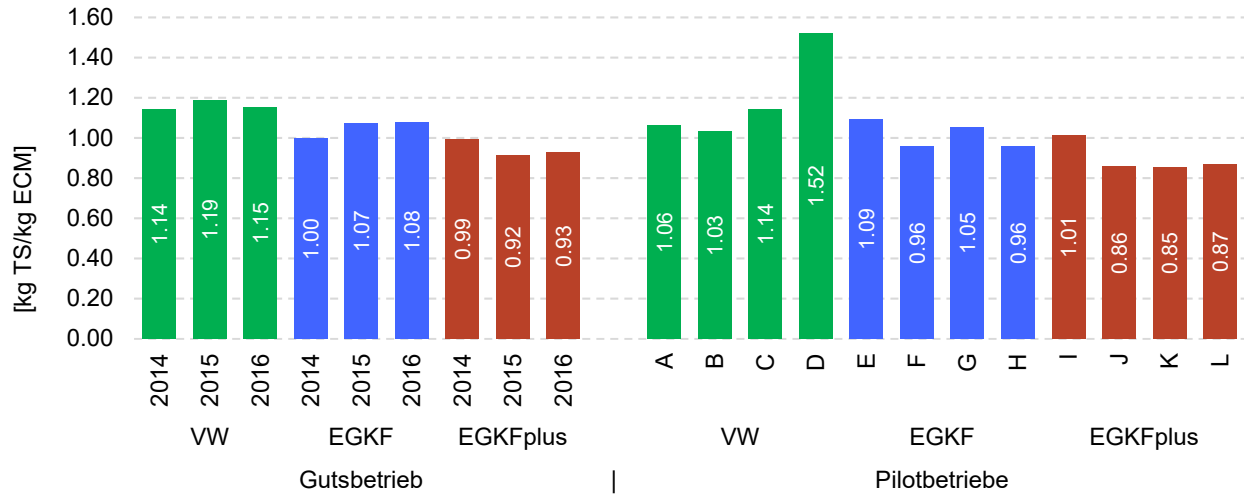
## Anhang F: Sensitivitätsanalysen: Tabellen

Wirkungskategorie		Aq. Ökotoxizität	Terr. Ökotoxizität	Humantoxizität	Photo-chemische Ozonbildung	Wasserbedarf	
Einheit (pro m <sup>2</sup> )		kg 1,4-DB eq	kg 1,4-DB eq	kg 1,4-DB eq	kg NMVOC eq	m <sup>3</sup>	
Gutsbetrieb	VW	2014	5.40E-03	1.47E-04	1.44E-01	1.53E-03	7.72E-03
		2015	4.52E-03	1.28E-04	1.48E-01	1.65E-03	9.16E-03
		2016	5.38E-03	1.22E-04	1.48E-01	1.74E-03	8.55E-03
		Mittelwert	5.09E-03	1.33E-04	1.46E-01	1.63E-03	8.46E-03
	EGKF	2014	7.00E-03	2.54E-04	1.50E-01	1.61E-03	8.28E-03
		2015	7.13E-03	2.34E-04	1.51E-01	1.56E-03	9.00E-03
		2016	7.06E-03	2.91E-04	1.45E-01	1.85E-03	9.34E-03
		Mittelwert	7.07E-03	2.57E-04	1.49E-01	1.66E-03	8.85E-03
	EGKF+	2014	1.04E-02	3.94E-04	1.63E-01	1.62E-03	8.86E-03
		2015	1.27E-02	4.38E-04	1.67E-01	1.51E-03	9.16E-03
		2016	1.28E-02	4.67E-04	1.71E-01	1.87E-03	1.01E-02
		Mittelwert	1.18E-02	4.29E-04	1.66E-01	1.65E-03	9.30E-03
Pilotbetriebe	VW	A	2.94E-03	9.59E-05	1.42E-01	1.24E-03	6.28E-03
		B	3.17E-03	1.18E-04	1.68E-01	1.55E-03	8.81E-03
		C	1.49E-03	1.15E-04	1.16E-01	1.04E-03	5.88E-03
		D	3.17E-03	1.36E-04	1.38E-01	1.54E-03	7.71E-03
		Mittelwert	2.57E-03	1.17E-04	1.37E-01	1.31E-03	6.98E-03
	EGKF	E	1.82E-03	1.18E-04	1.37E-01	1.48E-03	8.43E-03
		F	5.56E-03	1.88E-04	1.68E-01	1.64E-03	7.88E-03
		G	1.27E-03	1.46E-04	1.19E-01	1.19E-03	8.82E-03
		H	5.65E-03	2.34E-04	1.64E-01	1.55E-03	7.91E-03
		Mittelwert	3.40E-03	1.68E-04	1.45E-01	1.45E-03	8.30E-03
	EGKFplus	I	1.13E-02	5.90E-04	1.88E-01	1.86E-03	7.95E-03
		J	1.47E-02	1.78E-03	1.68E-01	1.64E-03	8.07E-03
		K	1.01E-02	3.44E-04	1.70E-01	1.55E-03	8.42E-03
		L	9.23E-03	1.24E-03	1.75E-01	1.51E-03	8.48E-03
		Mittelwert	1.12E-02	9.50E-04	1.74E-01	1.63E-03	8.26E-03



## Anhang G: Futterverwertung

Vergleich der Futterverwertung in kg TS/kg ECM für die drei Systeme und die drei Jahre auf dem Gutsbetrieb, sowie für die 12 Pilotbetriebe.



Lineare Regression zwischen direkten Treibhausgasen (berechnet aus Ökobilanz) und Futterverwertung aller Jahre auf dem Gutsbetrieb und aller Pilotbetriebe

