

# Treibhausgase: KLIR – Modell zur einzelbetrieblichen Berechnung der Emissionen auf Milchviehbetrieben

Tamara Köke, Sebastian Ineichen, Jan Grenz, Beat Reidy

Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften BFH-HAFL, 3052 Zollikofen, Schweiz

Auskünfte: Beat Reidy, E-Mail: beat.reidy@bfh.ch

<https://doi.org/10.34776/afs12-64> Publikationsdatum: 31. März 2021



Das einzelbetriebliche Treibhausgasbilanzierungsmodell KLIR ist angepasst auf die spezifischen Gegebenheiten von Schweizer Milchviehbetrieben (Foto: Aaremilch AG).

## Zusammenfassung

Die Schweizer Landwirtschaft verursacht rund 13 Prozent der Treibhausgasemissionen der Schweiz. Über die Hälfte davon entfällt dabei auf die Milchviehhaltung. Um Reduktionsmassnahmen auf der Stufe von Einzelbetrieben zu evaluieren, werden Bilanzierungsmodelle benötigt, welche die Produktionstechnik differenziert abbilden. In einem gemeinsamen Projekt von Aaremilch und Nestlé wurde durch die HAFL ein Modell zur einzelbetrieblichen Berechnung der Treibhausgasemissionen aus der Milchviehhaltung entwickelt. Die Berechnungsmethodik beruht auf international anerkannten Standards, die, wo möglich, für die Schweiz adaptiert wurden. Mit dem Modell wurden für 46 Milchviehbetriebe im Kanton Bern die Treibhausgasemissionen berechnet. Im Mittel der Betriebe entfallen rund 56 % der Emissionen auf die enterische Fermentation, 23 % auf die Hofdüngerlagerung und 20 % auf die Produk-

tion von Futtermitteln. Die Treibhausgasemissionen liegen mit 1,01 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalenten pro kg ECM tiefer als bisher für die Schweiz angenommen. Werden die Emissionen auch dem mit der Milchviehhaltung verbundenen Koppelprodukt Fleisch zugeordnet (alloziert), reduzieren sich die Emissionen in Abhängigkeit der gewählten Allokationsmethode auf 0,77 bis 0,75 kg CO<sub>2</sub>-Äquivalente pro kg ECM. Die Resultate zeigen die Bedeutung der Verwendung von betriebsspezifischen Angaben zur Produktionstechnik, um die einzelbetrieblichen Emissionen differenziert abbilden zu können und Reduktionspotenziale zu identifizieren. Die Auswirkungen möglicher Reduktionsmassnahmen werden in einem folgenden Beitrag behandelt.

**Key words:** dairy, greenhouse gases, modelling, allocation, KLIR.

## Einleitung

Mit der Ratifizierung des Klimaübereinkommens von Paris hat sich die Schweiz verpflichtet, ihre Treibhausgas (THG)-Emissionen bis 2030 gegenüber 1990 um 50 % zu reduzieren (SR 0.814.012). Die Schweizer Landwirtschaft trägt mit 6 Millionen Tonnen Kohlenstoffdioxidäquivalenten (CO<sub>2</sub>-eq.) rund 12,9 % zu den Treibhausgasemissionen des Landes bei (Bundesamt für Umwelt, 2020). Über 50 % entfallen alleine auf die Milchviehhaltung (Bretscher *et al.*, 2018). Obwohl die Methanbildung aus enterischer Fermentation über die Hälfte der gesamten THG-Emissionen aus der Milchviehhaltung verursacht (Casey & Holden, 2005; De Boer, 2003), müssen alle Emissionsquellen auf einzelbetrieblicher Ebene bekannt sein, um Wechselwirkungen potentieller Minderungsmaßnahmen abschätzen zu können (Crosson *et al.*, 2011; Rotz, 2018). So können beispielsweise die Emissionen aus enterischer Fermentation durch die Fütterung von Kraftfuttermitteln reduziert, gleichzeitig jedoch die Emissionen aus der Hofdüngerlagerung oder der Futtermittelproduktion erhöht werden (Martin *et al.*, 2010). Neben der Leistungssteigerung werden in der Literatur weitere Reduktionsmassnahmen im Bereich der Fütterung, des Herden- bzw. Reproduktionsmanagements und der Hofdüngerlagerung genannt (Haupt *et al.*, 2018). Rund 80 % der in der Schweiz geschlachteten Tiere sind direkt mit der Milchproduktion verbunden (Probst *et al.*, 2019).

Einige potenzielle Reduktionsmassnahmen zielen entsprechend auf eine Umverteilung der Emissionen aus dem Milchproduktionssystem auf Rindfleisch als Kopprodukt.

Im Hinblick auf die Erreichung der Reduktionsziele in der Landwirtschaft haben die Milchproduzentenorganisation Aaremilch AG und Nestlé Schweiz das Projekt «Klimaschonende und ressourceneffiziente Milchproduktion (KLIR)» lanciert. Während der Pilotphase von 2017 bis 2020 sollten auf 46 Milchviehbetrieben die THG-Emissionen um 10 % reduziert werden, ohne dabei den Kraftfuttereinsatz zu erhöhen. In der vorliegenden Publikation wird das zugrunde liegende einzelbetriebliche CO<sub>2</sub>-Emissionsmodell KLIR beschrieben, werden die Emissionsquellen quantifiziert sowie die Auswirkungen unterschiedlicher Modellannahmen erläutert.

## Material und Methoden

### Modellbeschreibung

Im KLIR-Modell werden die THG-Emissionen mechanistisch anhand der Entstehungsprozesse auf dem Einzelbetrieb ermittelt. Die Erhebung und mehrstufige Plausibilisierung der wichtigsten Kenngrößen aus Fütterung, Flächennutzung und Herdenmanagement ermöglichen die Bestimmung weiterer Effizienzparameter wie

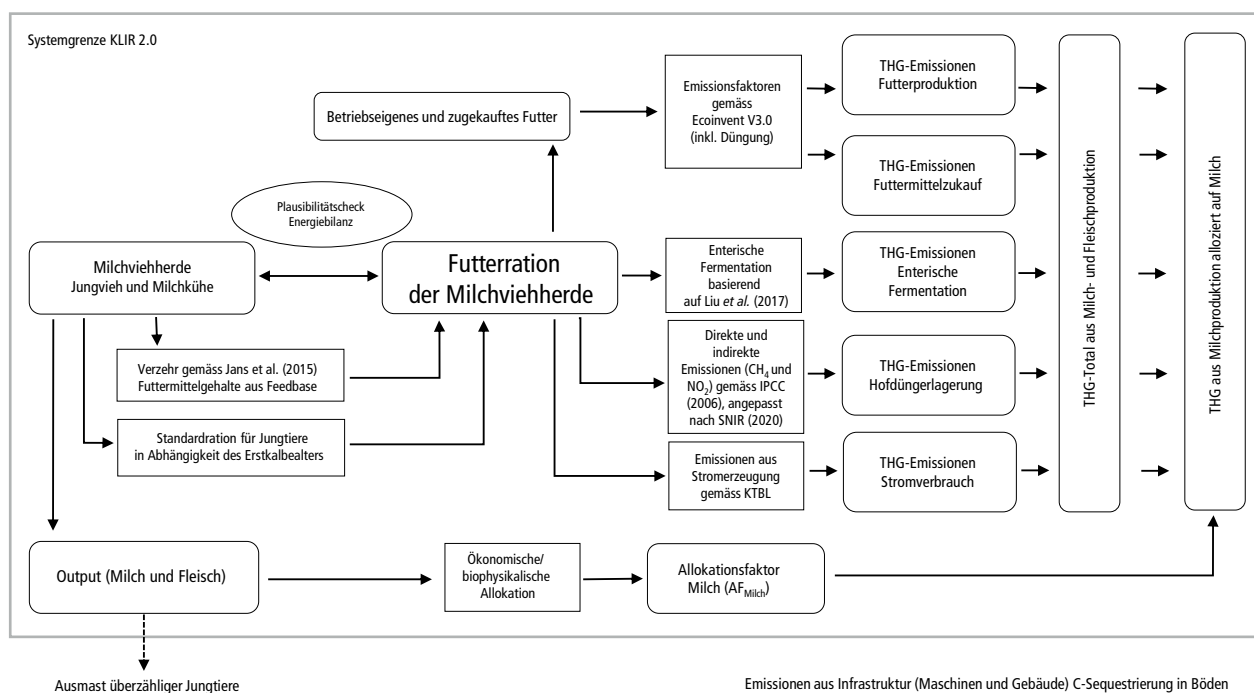


Abb. 1 | Treibhausgasberechnung und Systemgrenze im KLIR-Modell.

Lebensstagsleistung, Kraftfutterintensität und Futterkonvertierungs- oder Nahrungsmittelkonkurrenz. Die Systemgrenze umfasst das gesamte System der Milchproduktion des Milchviehbetriebes, d.h. laktierende, Galt- und Sömmerungskühe sowie Aufzuchttiere (Tränker, Aufzuchtkälber und Aufzuchtrinder zur Remontierung; Abb. 1). Kern des Modells sind Herdenproduktionsparameter sowie die Futterration. Der Verzehr der Milchkühe wird gemäss Empfehlungen für den Gesamtverzehr aus dem «grünen Buch» berechnet (Jans *et al.*, 2015).

Die Zusammensetzung der Milchkuration wird betriebsindividuell erfasst und über eine Energiebilanz (verfütterte Energie vs. berechneter Bedarf) plausibilisiert. Futtermittelgehalte wurden der schweizerischen Futtermitteldatenbank (Agroscope, 2016) entnommen, unter Berücksichtigung des Entwicklungsstadiums und der botanischen Zusammensetzung. Für die Aufzucht-tiere wurden Standardrationen basierend auf Morel und Kessler (2017) bzw. Mürger und Kessler (2017) verwendet. Über die Nutzungsdauer der Kühe (produktive Le-

bensjahre auf dem Betrieb) wird eine betriebspezifische Remontierungsrate berechnet, wovon die Zahl der zur Aufzucht benötigten Jungtiere abgeleitet wird.

Die Berechnung der THG-Emissionen folgt einem «cradle-to-farmgate»-Ansatz und dem Tier-3-Modell (IPCC, 2019; Abb. 1). Sie beinhalten sowohl direkte als auch indirekte Emissionen (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O) aus der enterischen Fermentation, der Futtermittelproduktion, dem Hofdüngermanagement und dem Stromverbrauch.

Methanemissionen aus enterischer Fermentation werden für die jährlich verzehrte Futtermenge jedes Futtermittels nach der Formel von Liu *et al.* (2017) ermittelt, in der die Verdaulichkeit der Energie und die Fütterungsintensität berücksichtigt werden (Formel 1). Hier wird die Verdaulichkeit der organischen Substanz (vOS) für die Verdaulichkeit der Energie (ED) verwendet, da diese gemäss Daccord *et al.* (2006) eng korrelieren.

Für die Futtermittelproduktion beruhen die Emissionskoeffizienten auf der Datenbank Ecoinvent V3.0 (Wernet *et al.*, 2016) im System «allocation, recycled content –

#### Formel 1 | Berechnung der Methanemissionen aus enterischer Fermentation nach Liu *et al.* (2017)

$$D_m = 40,69 - 43,84 ED - 4,870 EIL + 6,368 (ED \times EIL)$$

Wobei hier:

$D_m$ : Methanbildung in % der aufgenommenen verdaulichen Energie (DEI)

$ED$ : Energy digestibility of feed (hier: Verdaulichkeit der organischen Substanz (vOS))

$EIL$ : DEI/NE<sub>m</sub>

$DEI$ : Digestible energy intake (verdauliche Energie verzehrt (MJ kg TS<sup>-1</sup>))

$NE_m$ : Nettoerhaltungsbedarf (MJ)

#### Formel 2 | Methanemissionen aus der Hofdüngerlagerung nach IPCC (2019)

$$EP_{(T)} = VS_{(T)} * [B_{(T)} * UF_{(m)} * MF_{(s,k)} * MV_{(s,T)}]$$

Wobei hier:

$EP_{(T)}$ : CH<sub>4</sub> Produktion je Tierkategorie T (kg CH<sub>4</sub> Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>)

$VS_{(T)}$ : flüchtige Feststoffe («volatile solids») je Tierkategorie T (kg TS Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>)

$B_{(T)}$ : max. Methanproduktionskapazität aus Hofdünger je Tierkategorie T (m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> VS)

$UF_{(m)}$ : Umrechnungsfaktor m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> zu kg CH<sub>4</sub> = 0,67

$MF_{(s,k)}$ : Methanumrechnungsfaktor für Hofdüngerlagerungssystem S nach Klimaregion k

$MV_{(s,T)}$ : Mengenanteil VS je Hofdüngerlagerungssystem S und Tierkategorie T in %

#### Formel 3 | Direkte Lachgasemissionen aus der Hofdüngerlagerung nach IPCC (2019)

$$N_2O_D = [(N_{(T)} * Nex_{(T)} * MN_{(T,S)} * EF_{(D)}) * UF_{(N)}]$$

Wobei hier:

$N_2O_D$ : direkte N<sub>2</sub>O Emissionen aus der Hofdüngerlagerung (kg N<sub>2</sub>O Jahr<sup>-1</sup>)

$N_{(T)}$ : Anzahl Tiere der Tierkategorie T

$Nex_{(T)}$ : N Ausscheidung pro Kopf (kg N Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>) nach IPCC (2019)

$MN_{(T,S)}$ : Mengenanteil N je Hofdüngerlagerungssystem S und Tierkategorie T

$EF_{(D)}$ : Emissionsfaktor der direkten N<sub>2</sub>O Emissionen aus Hofdüngerlagerung (kg N<sub>2</sub>O-N kg N<sup>-1</sup>)

$UF_{(N)}$ : Umrechnungsfaktor von N<sub>2</sub>O-N zu N<sub>2</sub>O = 44/28

#### Formel 4 | Indirekte Lachgasemissionen aus der Hofdüngerlagerung nach IPCC (2019)

$$N_2O_V = [(((N_{(T)} * Nex_{(T)} * MHS_{(T,S)}) * EF_{(V)}) * FG_{(S,T)}) * UF_{(N)}]$$

Wobei hier:

$N_2O_V$ : Indirekte N<sub>2</sub>O Emissionen aus der Hofdüngerlagerung (kg N<sub>2</sub>O Jahr<sup>-1</sup>)

$N_{(T)}$ : Anzahl Tiere der Tierkategorie T

$Nex_{(T)}$ : durchschnittliche jährliche N Ausscheidung pro Kopf (kg N Tier<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>) nach IPCC (2019)

$MHS_{(S,T)}$ : Mengenanteil N je Hofdüngerlagerungssystem S und Tierkategorie T

$EF_{(V)}$ : Emissionsfaktor für verflüchtigten N zu NH<sub>3</sub> und NO<sub>x</sub> (kg N<sub>2</sub>O-N kg N verflüchtigt<sup>-1</sup>)

$FG_{(S,T)}$ : Anteil verflüchtigter N nach Hofdüngerlagerungssystem S und Tierkategorie T

$UF_{(N)}$ : Umrechnungsfaktor von N<sub>2</sub>O-N zu N<sub>2</sub>O = 44/28

**Tab. 1 |** Gehalte (Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen, 2019), Schlacht- und Fleischausbeute (Thalmann & Schoch, 2015), sowie durchschnittliche Preise der Jahre 2015–2017 für Milch (TSM Treuhand et al., 2020) und Fleisch (eigene Berechnungen nach Daten von Proviande bzw. des Schweizerischen Bauernverbandes) für die Allokation der THG-Emissionen. <sup>1</sup>Milchkurassen, <sup>2</sup>Zweinutzungsrassen, <sup>3</sup>Tränker höchster Qualität, <sup>4</sup>Tränker zweiter Qualität.

	Erlös in CHF pro (Einheit)	Proteingehalt (g/kg)	Energiegehalt (MJ/kg)	Schlachtausbeute	Fleischausbeute
Milch	0,56 (kg ECM)	32	3,14	–	–
Schlachtkühe MKR <sup>1</sup>	6,95 (kg SG)	214	5,65	0,45	0,67
Schlachtkühe ZNR <sup>2</sup>	7,90 (kg SG)	214	5,65	0,50	0,68
männliche Tränker AA <sup>3</sup>	10,35 (kg LG)	211	5,36	0,60	0,72
weibliche Tränker AA <sup>3</sup>	9,05 (kg LG)	211	5,36	0,60	0,72
restliche Tränker A <sup>4</sup>	4,65 (kg LG)	211	5,36	0,58	0,70

unit». Es wurde vorausgesetzt, dass allfällig verfüttertes Sojaschrot aus zertifiziertem Anbau stammt, was für 92 % des in der Schweiz verfütterten Sojaschrots gilt (Grenz & Angnes, 2020). Emissionen aus der Hofdüngerlagerung (Formeln 2–4, indirekte N<sub>2</sub>O-Emissionen durch Auswaschung hier nicht dargestellt) wurden gemäss IPCC (2019) berechnet, angepasst analog zum nationalen Treibhausgasinventar (Bundesamt für Umwelt, 2020). Der Stromverbrauch wurde basierend auf Nesper *et al.* (2012) in Abhängigkeit von der Anzahl GVE auf dem Betrieb berechnet (300–1500 kWh/Jahr/GVE, je nach Betriebsgrösse). Die Emissionskoeffizienten wurden bei 0,182 kg CO<sub>2</sub> eq./kWh für konventionellen Strom bzw. bei 0,013 für Elektrizität aus erneuerbaren Ressourcen festgelegt (Messmer & Frischknecht, 2016). CO<sub>2</sub>-Äquivalente werden gemäss den Empfehlungen des IPCC (2019) (Methan=25, Lachgas=298) berechnet. Die Berechnungen sollen betriebsindividuell mit in der Praxis leicht verfügbaren und eindeutig bestimmbar Eingangsdaten möglich sein. Indirekte Emissionen aus Investitionsgütern (Maschinen, Gebäude, Infrastruktur) wurden deshalb nicht berücksichtigt. Eine mögliche C-Sequestrierung im Boden wird nicht berücksichtigt, weil keine gut belegten Koeffizienten für Schweizer Be-

dingungen bekannt sind und die biologische Sequestrierung durch die Schweizer CO<sub>2</sub>-Verordnung (SR 641.711) bis anhin nicht anerkannt ist.

#### Allokation der Emissionen auf Milch und Fleisch

Der Allokationsfaktor Milch (AF<sub>Milch</sub>) definiert, welcher Anteil der THG-Emissionen der Milchproduktion angelastet wird und welcher Anteil rechnerisch auf das Koppelprodukt Fleisch entfällt. Hier wurde einerseits die ökonomische Allokationsmethode geprüft (Cederberg & Stadig, 2003). Dabei definiert der Anteil des Erlöses aus der Milchproduktion am Gesamterlös (inklusive Tierverkauf) den AF<sub>Milch</sub>. Es wurden keine erhöhten Erlöse für allfällige Zuchtviehverkäufe berücksichtigt. Andererseits wurde auch eine biophysikalische Allokationsmethode geprüft, welche von der International Dairy Federation (IDF) empfohlen wird (Thoma *et al.*, 2013). Dabei wird anhand des «Fleisch-zu-Milch-Verhältnisses» («beef milk ratio») auf die Verwendung der Futterenergie (Körpermasseaufbau bzw. Milchproduktion) geschlossen und so der AF<sub>Milch</sub> bestimmt (Tab. 1).

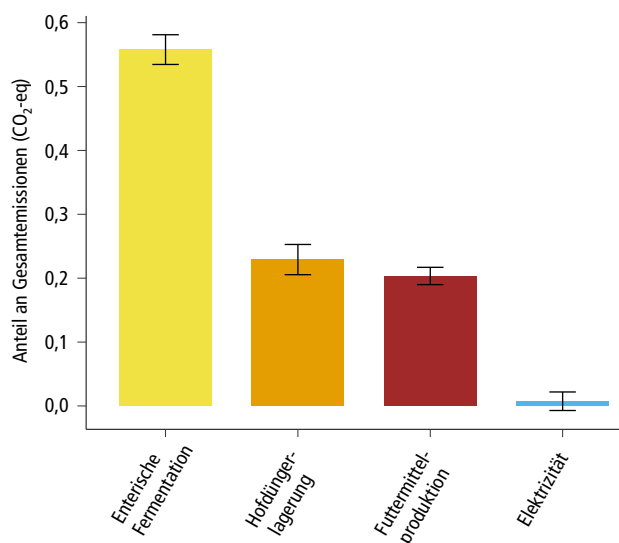
#### Untersuchte Betriebe

Um das KLIR-Modell zu testen, wurden 46 Milchviehbetriebe der Aaremilch AG untersucht. Sie befinden sich im Umkreis von 40 km um Bern, vorwiegend in der Hügel- und Bergzone I & II. Die Milchleistung pro Kuh und Jahr (7231 ± 1430,3 kg ECM, Mittelwert ± Standardabweichung (SD)), die landwirtschaftliche Nutzfläche (19,1 ± 10,71 ha,) sowie die Anzahl Milchkühe (22 ± 19,1) variieren stark. Die mittlere Nutzungsdauer der Kühe lag bei 2,97 (± 0,73) Jahren, das Erstkalbealter bei 27,5 (± 1,71) Monaten und die Lebtagleistung bei 10,9 (± 1,92)

**Tab. 2 |** Jahresration der Milchviehherde (% TS, Mittel und Standardabweichung (SD)) auf den untersuchten 46 Milchviehbetrieben.

<sup>1</sup>g TS/kg ECM, <sup>2</sup>standardisiert auf 6,7 MJ NEL

	Wiesen-futter	Mais	Übriges Grundfutter	Kraft-futter	Kraftfutter-intensität <sup>1, 2</sup>
Mittel	78	8	4	10	106
SD	± 11,5	± 9,0	± 4,0	± 3,5	± 30,1



**Abb. 2 |** Beitrag der verschiedenen Emissionsquellen zu den gesamten Treibhausgasemissionen von 46 untersuchten Milchviehbetriebe berechnet mit dem KLIR-Modell (ungewichteter Mittelwert und Standardabweichung der einzelnen Betriebe).

kg ECM. Die Betriebe können als graslandbasiert charakterisiert werden, wenngleich die Streuung im Mais- und Kraftfuttermiteinsatz beträchtlich ist (Tab. 2). Der Gehalt der mittleren Jahresration lag bei 6,3 ( $\pm$  0,16) MJ NEL bzw. 164,6 ( $\pm$  10,96) g RP pro kg TS.

Alle betriebspezifischen Parameter wurden im Rahmen von Betriebsbesuchen im Sommer/Herbst 2017 erhoben bzw. aus Betriebsaufzeichnungen sowie, wo möglich, aus TVD-Daten übernommen.

### Sensitivitätsanalyse

Mit einer vereinfachten Sensitivitätsanalyse wurde geprüft, welche Auswirkungen eine Variation der Parameter Milchleistung (ML), Erstkalbealter (EKA), Nutzungsdauer (ND) und Kraftfutterintensität (KF) auf die Resultate des Modells hat. Dazu wurden die Parameter

für einen Betrieb, der dem Mittel der untersuchten Betriebe nahekam (ML=7013 kg ECM/Kuh/Jahr, EKA = 26,4 Monate, ND=3,74 Jahre, KF= 173 g/kg ECM), jeweils um 10, 20 und 50 % erhöht bzw. reduziert.

## Resultate

### Emissionsquellen

Die THG-Gesamtemissionen der untersuchten Betriebe betragen gemäss KLIR-Modell im Mittel 1,01 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg ECM (Tab. 3). Unabhängig von der Allokationsmethode entstammen über die Hälfte aller berechneten Emissionen der enterischen Fermentation, während die Hofdüngerlagerung und die Produktion von Futtermitteln (selbst produzierter und zugekaufter) je zu rund einem Fünftel der Gesamtemissionen beitragen. Die Emissionen aus dem Stromverbrauch sind im Mittel der Betriebe bezogen auf die Gesamtemissionen vernachlässigbar. Dies ist insbesondere auf die grosse Mehrheit (78 %) der Betriebe zurückzuführen, welche Strom aus erneuerbaren Ressourcen beziehen und damit im Mittel nur gerade 3 g CO<sub>2</sub>-eq pro kg ECM verursachen. Bei den restlichen 22 % der Betriebe, welche konventionellen Strom beziehen, schlägt der Stromverbrauch mit rund 35 g CO<sub>2</sub>-eq pro kg ECM bedeutend höher zu Buche. Werden die Gesamtemissionen aller untersuchten Betriebe (7365 t CO<sub>2</sub>-eq) durch die Gesamtmilchmenge (7789 t ECM) dividiert, reduziert sich der (so nach Milchmenge) gewichtete Mittelwert mit 0,95 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg ECM um rund 60 g. Die Gesamtemissionen aller Betriebe pro Milchkuh (1041 GVE) bzw. pro Rindvieh-GVE (1313, inkl. Aufzucht) liegen mit 7077 kg pro Milchkuh-GVE bzw. 5611 kg pro Rindvieh-GVE dagegen höher als der ungewichtete Mittelwert (6879 kg pro Milchkuh-GVE bzw. 5433 kg pro Rindvieh-GVE). Grössere Betriebe (mehr Tiere und mehr Milch) heben die Emissionen pro Tier somit leicht, senken sie pro kg ECM jedoch deut-

**Tab. 3 |** Einfluss unterschiedlicher Allokationsmethoden auf die Zuteilung der Treibhausgasemissionen der untersuchten 46 Milchviehbetriebe. Ökonomische Allokation gemäss Erlösen aus Tier- bzw. Milchverkäufen. Biophysikalische Allokation nach «beef-to-milk»-Verhältnis gemäss Thoma *et al.* (2013). Gesamtemissionen aller Betriebe dividiert durch Gesamtmilchmenge bzw. Gesamt-GVE aller Betriebe (Mittel gewichtet) sowie ungewichtete Mittelwerte (Mittel) und Standardabweichung (SD) der Einzelbetriebe.

	Allokationsmethode						
	Mittel gewichtet	Ohne		Ökonomisch		Biophysikalisch	
		Mittel	SD	Mittel	SD	Mittel	SD
Allokationsfaktor Milch (AF <sub>Milch</sub> )	1,00	1,00	-	0,77	0,04	0,74	0,05
kg CO <sub>2</sub> -eq/ kg ECM	0,95	1,01	0,13	0,78	0,06	0,75	0,06
kg CO <sub>2</sub> -eq/ Milchkuh GVE	7077	6879	996	5305	876	5093	793
kg CO <sub>2</sub> -eq/ Rindvieh GVE <sup>1</sup>	5611	5433	647	4192	625	4032	619

<sup>1</sup>Rindvieh-GVE (inkl. Aufzuchttiere)



lich. Werden die THG-Emissionen auf das Koppelprodukt Fleisch alloziert, so entfallen im Mittel über alle Betriebe nur 77 % bzw. 74 % auf die Milchproduktion.

### Sensitivitätsanalyse

Die Variation der THG-Emissionen in Abhängigkeit des Parameters Milchleistung zeigt die grösste Sensitivität. Dies betrifft sowohl die Gesamtemissionen pro Betrieb (Abb. 3) als auch die Emissionen pro kg ECM (Abb. 4). Höhere Milchleistungen führen aufgrund des erhöhten TS-Verzehrs der Kühe zu höheren Gesamtemissionen pro Betrieb, aber zu tieferen Emissionen pro kg ECM. Die Aufzucht des Jungviehs verursacht rund 21 % der Gesamtemissionen (4820 kg CO<sub>2</sub>-eq pro Tier). Eine Erhöhung der Nutzungsdauer um 50 % (entspricht 1,87 Nutzungsjahren) führt im Modell zu einer Reduktion der Gesamtemissionen um knapp 7 %. Bei Berücksichtigung der ökonomischen Allokation fällt der positive Einfluss der längeren Nutzungsdauer pro kg ECM allerdings nur noch sehr gering aus (–2 %, Abb. 4). Durch die verlängerte Nutzungsdauer fallen auf dem Milchviehbetrieb weniger Schlachtkühe und somit weniger Fleisch als Koppelprodukt an. Infolgedessen steigt der AF<sub>Milch</sub> und es wird ein grösserer Anteil der Gesamtemissionen auf die Milchproduktion alloziert. Veränderungen beim Erstkalbealter und Kraftfuttereinsatz wirken sich sowohl auf die Gesamtemissionen als auch pro kg ECM ökonomisch alloziert ähnlich aus, wobei sich die Auswirkungen bei proportionaler Veränderung der beiden Parameter deutlich unterscheiden. Das Erstkalbealter hat ähnlich starke Auswirkungen auf die Gesamtemissionen wie die Nutzungsdauer, während ein veränderter Kraftfuttereinsatz kaum Auswirkungen zeigt. Geringere Emissionen durch enterische Fermentation werden durch höhere Emissionen in der Futtermittelproduktion ausgeglichen.

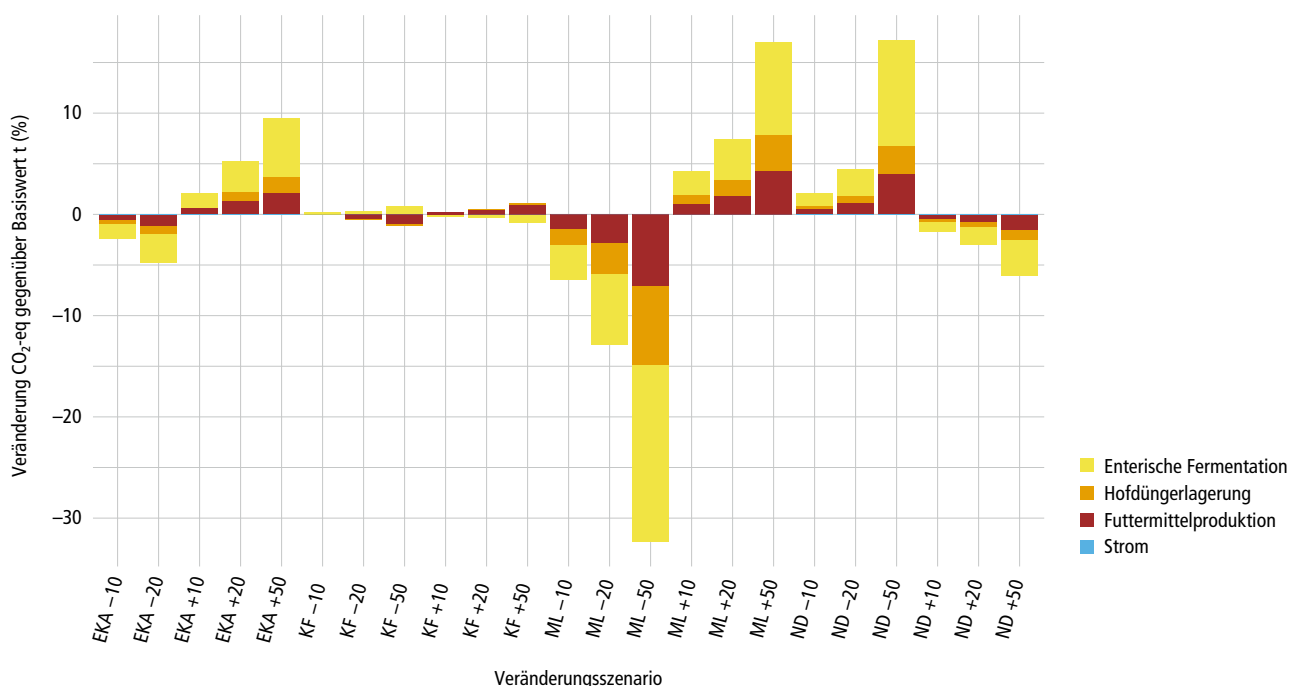
## Diskussion

Verschiedene Untersuchungen (Crosson *et al.*, 2011; O'Brien *et al.*, 2014; Rotz, 2018) betonen die Bedeutung detaillierter einzelbetrieblicher Modelle für die Berechnung und Beurteilung von THG-Reduktionsmassnahmen. Das KLIR-Modell bietet den dazu notwendigen Detaillierungsgrad. Im Bereich der enterischen Fermentation wird die Verdaulichkeit der Futtermittel berücksichtigt, der Verzehr wird in Abhängigkeit von Lebendgewicht und Milchleistung angepasst. Emissionen aus der Futtermittelproduktion werden in Abhängigkeit von den tatsächlich eingesetzten Futtermitteln mittels Emissionsfaktoren berechnet. Zur Modellierung der Emissio-

nen aus der Hofdüngerlagerung werden die IPCC-Guidelines mit den lokalen Verhältnissen angepassten Koeffizienten empfohlen (Rotz, 2018), was im KLIR-Modell analog zum nationalen Treibhausgasinventar umgesetzt wurde. Auswirkungen variierender Parameter werden auf sämtlichen Stufen des Produktionsprozesses abgebildet.

Für einen Vergleich der hier publizierten Werte mit anderen Studien müssen die jeweiligen Systemgrenzen und Allokationsmethoden berücksichtigt werden. Auch die Auswahl der Betriebe ist entscheidend (O'Brien *et al.*, 2014). Die hier untersuchte Betriebsgruppe ist nicht repräsentativ für die Schweiz, wenngleich die gegenüber ausländischen Studien hohen Raufutteranteile charakteristisch für Schweizer Verhältnisse sind (Ineichen *et al.*, 2016). Ein Vergleich sollte vor einer allfälligen Allokation (auf Milch und das Koppelprodukt Fleisch) erfolgen, da der AF<sub>Milch</sub> je nach Methode, aber auch gemäss länderspezifischen Gegebenheiten (Verwertung der Schlachtkörper, Marktverhältnisse für Milch und Fleisch) stark variieren kann (Cederberg & Stadig, 2003; Thoma *et al.*, 2013) und die Resultate beeinflusst. Alternativ zur Allokation der Emissionen auf Milch und Fleisch könnte, wie von Cederberg und Stadig (2003) vorgeschlagen, eine Systemerweiterung («system expansion») gewählt werden. Dabei ersetzt das Fleisch, das als Koppelprodukt der Milchproduktion anfällt, Fleisch aus einem alternativen Produktionsprozess, hier beispielsweise aus der Mutterkuhhaltung. Die rechnerisch vermiedenen Emissionen aus der Mutterkuhhaltung werden sodann von den Emissionen der Milchproduktion abgezogen. Probst *et al.* (2019) haben diesen Ansatz für die Schweiz modellhaft angewandt. Die Erweiterung der Systemgrenze ist in der einzelbetrieblichen Bilanzierung jedoch schwer kommunizierbar. Ausserdem steigt mit der Erweiterung der Systemgrenze auch die Zahl der notwendigen Annahmen sowie der potenziellen Fehlerquellen.

Ohne Allokation betragen die mittleren ungewichteten Emissionen pro Betrieb rund 1,01 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg ECM. Hersener *et al.* (2011) bezifferten anhand von Buchhaltungsdaten die durchschnittlichen Emissionen für die Schweiz auf 1,3–1,4 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg ECM (ökonomisch alloziert). Aus den im nationalen Treibhausgasinventar 2016 ausgewiesenen Emissionen von Milchkühen (3,4 Mio. t CO<sub>2</sub>-eq) gemäss Bretscher *et al.* (2018) sowie der in der Schweiz im selben Jahr produzierten Milchmenge von 3,4 Mio. t (TSM Treuhand *et al.*, 2020) lassen sich die Emissionen pro kg Milch in der Schweiz auf 1,0 kg CO<sub>2</sub>-eq beziffern, wobei Aufzuchttiere darin nicht berücksichtigt sind. Durch die Gewichtung nach Milchmenge sinken die Emissionen pro kg ECM für die



**Abb. 3 |** Einfluss veränderter Parameter (Erstkalbealter (EKA), Kraftfutterintensität (KF), Milchleistung (ML), Nutzungsdauer (ND)) auf die Gesamtemissionen (kg CO<sub>2</sub>-eq) eines mittleren Praxisbetriebes. Veränderung in Prozent gegenüber dem Basiswert. Die einzelnen Parameter wurden jeweils um 10, 20 und 50% erhöht bzw. reduziert. Szenario EKA -50 wäre physiologisch unmöglich und wurde deshalb ausgeschlossen.

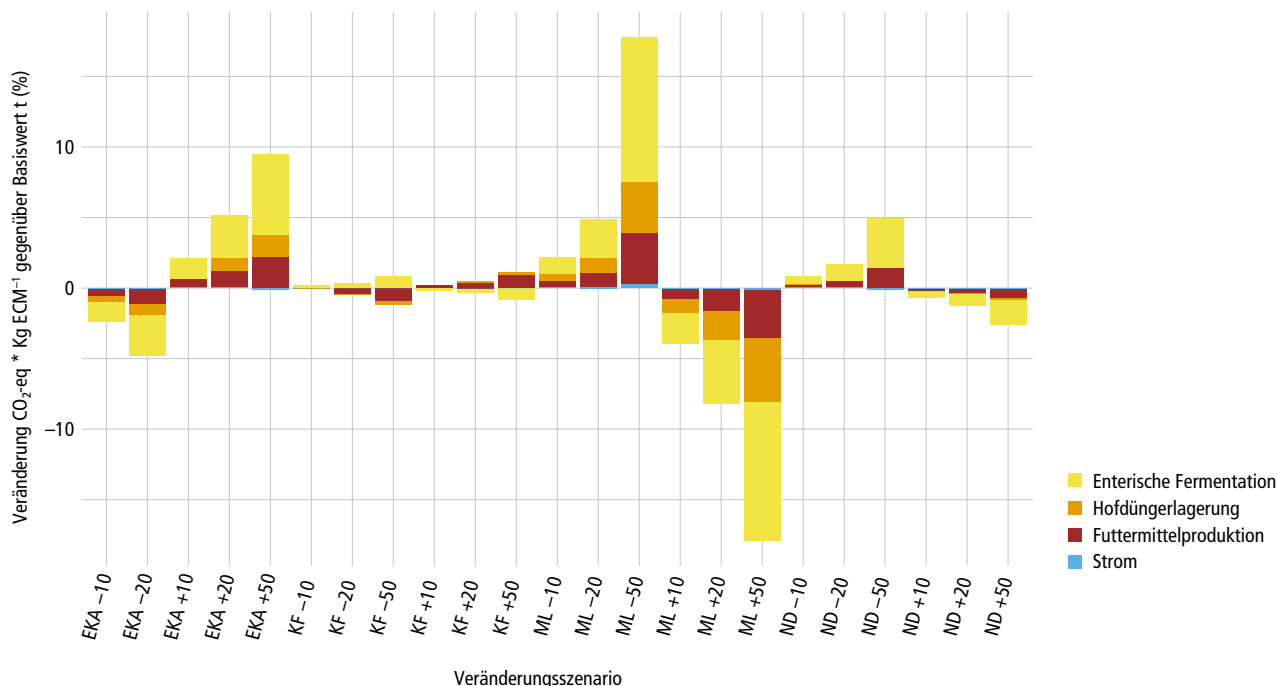
untersuchten Praxisbetriebe, was auf die höhere Einzel-tierleistung der grösseren Betriebe zurückzuführen sein dürfte. Resultate aus mit dem KLIR-Modell vergleichbaren einzelbetrieblichen THG-Modellen wurden in der Schweiz bis anhin nicht publiziert. Im internationalen Vergleich liegen die hier untersuchten Betriebe im mittleren Bereich. Rotz (2018) untersuchte beispielsweise in einer Übersichtsstudie verschiedene Modelle weltweit und kam zum Schluss, dass auf spezialisierten Milchproduktionsbetrieben die Emissionen pro kg ECM zwischen 0,8 und 1,2 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg ECM liegen dürften. O'Brien *et al.* (2014) modellierte um 0,9 kg CO<sub>2</sub>-eq pro kg ECM für amerikanische, englische und irische Spitzenbetriebe, Flysjö *et al.* (2011) 1,0 für Neuseeland und 1,16 für Schweden.

Der mit KLIR berechnete Anteil der enterischen Fermentation an den Gesamtemissionen (56% im Mittel der Betriebe) entspricht den Proportionen, die Flysjö *et al.* (2011) ermittelten. Der Anteil liegt höher, als ihn Rotz und Thoma (2017) für nordamerikanische Betriebe berechneten (47%), was auf die tiefere Milchleistung und den höheren Raufutteranteil der Schweizer Betriebe zurückgeführt werden kann. Der Anteil der Hofdüngerlagerung an den Gesamtemissionen beträgt rund 23% im Mittel der Betriebe. Rotz und Thoma (2017) berich-

ten von 10–30% der THG-Emissionen, welche aus der Hofdüngerlagerung stammen. Martin *et al.* (2010) stellt diesbezüglich fest, dass in raufutterbasierten Systemen eine Verschiebung der Emissionen aus der Hofdüngerlagerung und -ausbringung hin zur enterischen Fermentation beobachtet werden kann.

Am stärksten reagierten die berechneten Emissionen auf eine Veränderung der Milchleistung, was auf den erhöhten Futtermittelverzehr bei steigender Milchleistung bzw. eine Verdünnung der Emissionen pro kg ECM zurückgeführt werden kann. Weitere möglicherweise wichtige Parameter (wie Verdaulichkeit oder Futtermittelgehalte) wurden in der Sensitivitätsanalyse nicht geprüft, deren Auswirkungen werden jedoch im Modell abgebildet.

Aktuell wird vermehrt die Berücksichtigung einer potenziellen Kohlenstofffixierung (C-Sequestrierung) in landwirtschaftlich genutzten Böden diskutiert. Eine Berücksichtigung der C-Sequestrierung in Emissionsmodellen könnte möglicherweise die Emissionen aus der Milchviehhaltung, insbesondere in graslandbasierten Systemen, drastisch reduzieren (O'Brien *et al.*, 2014; Rotz *et al.*, 2010). Allerdings ist das tatsächliche Speicherpotential ungewiss und von diversen Faktoren abhängig (Keel *et al.*, 2019) und eine allfällige Kohlenstoffspeicherung bei einer Nutzungsänderung reversibel. Da eine



**Abb. 4 | Einfluss veränderter Parameter (Erstkalbealter (EKA), Kraftfutterintensität (KF), Milchleistung (ML), Nutzungsdauer (ND)) auf die Emissionen pro kg ECM (kg CO<sub>2</sub>-eq) eines mittleren Praxisbetriebes auf Basis der ökonomischen Allokation mit Berücksichtigung des Koppelprodukts Fleisch. Veränderung in Prozent gegenüber dem Basiswert. Die einzelnen Parameter wurden jeweils um 10, 20 und 50% erhöht bzw. reduziert. Szenario EKA -50 wäre physiologisch unmöglich und wurde deshalb ausgeschlossen.**

IPCC-Guideline zur Berücksichtigung der Kohlenstoffspeicherkapazität landwirtschaftlich genutzter Böden noch fehlt, wird dieser Effekt im Moment im KLIR-Modell noch nicht abgebildet.

## Schlussfolgerungen

Das KLIR-Modell ermöglicht eine plausible, mechanistische und einzelbetriebliche Treibhausgasmodellierung für Schweizer Milchviehbetriebe entsprechend internati-

onal empfohlenen Standards. Die Wahl der Methode zur Verteilung (Allokation) der Emissionen auf die Milch und das Koppelprodukt Fleisch beeinflusst die modellierten Emissionen stark. Die erfolgreiche Anwendung des Modells auf Praxisbetrieben zeigt seine Praxistauglichkeit und die Möglichkeit, betriebsspezifische Massnahmen zur Reduktion der THG-Emissionen zu identifizieren und deren Auswirkungen zu überprüfen. Das Potenzial möglicher Reduktionsmassnahmen wird in einem folgenden Beitrag behandelt. ■

### Literaturverzeichnis

- Agroscope. (2016). *Schweizerische Futtermitteldatenbank*. <https://www.feedbase.ch/>
- Bretscher, D., Ammann, C., Wüst, C., Nyfeler, A., & Felder, D. (2018). Reduktionspotentiale von Treibhausgasemissionen aus der Schweizer Nutztierhaltung. *Agrarforschung Schweiz*, 9(11–12), 376–383.
- Bundesamt für Lebensmittelsicherheit und Veterinärwesen. (2019). *Schweizer Nährwertdatenbank*. <https://naehrwertdaten.ch/>
- Bundesamt für Umwelt. (2020). *Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2018*. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/climate/state/data/climate-reporting/latest-ghg-inventory.html>
- Casey, J. W., & Holden, N. M. (2005). Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Agricultural Systems*, 86(1), 97–114. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agsy.2004.09.006>
- Cederberg, C., & Stadig, M. (2003). System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. *International Journal of Life-cycle Assessments*, 8(6), 350–356.
- Crosson, P., Shalloo, L., O'Brien, D., Lanigan, G. J., Foley, P. A., Boland, T. M., & Kenny, D. A. (2011). A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*, 166–167, 29–45. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.001>
- Daccord, R., Wyss, U., Kessler, J., Arrigo, Y., Rouel, M., Lehmann, J., & Jeangros, B. (2006). Nährwert des Raufutters. In Agroscope (ed.), *Fütterungsempfehlungen für Wiederkäuer (grünes Buch)* (Kapitel 3). Agroscope. <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/services/dienste/futtermittel/fuetterungsempfehlungen-wiederkaeuer.html>



- De Boer, I.J.M. (2003). Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science*, **80**(1), 69–77. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(02\)00322-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0301-6226(02)00322-6)
- Flysjö, A., Henriksson, M., Cederberg, C., Ledgard, S., & Englund, J.-E. (2011). The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems*, **104**(6), 459–469. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agsy.2011.03.003>
- Grenz, J., & Angnes, G. (2020). *Wirkungsanalyse: Nachhaltigkeit der Schweizer Soja-Importe*. Eine Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt. BFH-HAFL. [https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wirtschaft-konsum/externe-studien-berichte/wirkungsanalyse-nachhaltigkeit-der-schweizer-soja-importe.pdf.download.pdf/Sojabericht\\_BAFU\\_FINAL.pdf](https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/wirtschaft-konsum/externe-studien-berichte/wirkungsanalyse-nachhaltigkeit-der-schweizer-soja-importe.pdf.download.pdf/Sojabericht_BAFU_FINAL.pdf)
- 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**, 1–75. <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope>
- Hersener, J.-L., Baumgartner, D., & Dux, D. (2011). Zentrale Auswertung von Ökobilanzen landwirtschaftlicher Betrieb (ZA-ÖB). <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/themen/umwelt-ressourcen/oekobilanzen/oekobilanz-Anwendungen/oekobilanz-von-landwirtschaftsbetrieben.html>
- Ineichen, S., Sutter, M., & Reidy, B. (2016). Graslandbasierte Milchproduktion. Erhebung der aktuellen Fütterungspraxis und Ursachenanalyse für hohe bzw. geringe Leistungen aus dem Wiesenfutter (Schlussbericht). BFH-HAFL.
- IPCC. (2019). Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/#report-chapters>
- Jans, F., Kessler, J., Münger, A., & Schlegel, P. (2015). Fütterungsempfehlungen für die Milchkuh. In Agroscope (ed.), *Fütterungsempfehlungen für Wiederkäuer (grünes Buch)* (Kapitel 7). Agroscope. <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/services/dienst/futtermittel/fuetterungsempfehlungen-wiederkaeuer.html>
- Keel, S. G., Anken, T., Büchi, L., Chervet, A., Fliessbach, A., Flisch, R., Huguenin-Elie, O., Mäder, P., Mayer, J., Sinaj, S., Sturny, W., Wüst-Galley, C., Zihlmann, U., & Leifeld, J. (2019). Loss of soil organic carbon in Swiss long-term agricultural experiments over a wide range of management practices. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **286**. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106654>
- Liu, Z., Liu, Y., Shi, X., Wang, J., Murphy, J. P., & Maghirang, R. (2017). Enteric Methane Conversion Factor for Dairy and Beef Cattle: Effects of Feed Digestibility and Intake Level. *Transactions of the ASABE*, **60**(2), 459–464. <https://doi.org/https://doi.org/10.13031/trans.11744>
- Martin, C., Morgavi, D. P., & Doreau, M. (2010). Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale. *Animal*, **4**(3), 351–365. <https://doi.org/10.1017/S1751731109990620>
- Messmer, A., & Frischknecht, R. (2016). Umweltbilanz Strommix Schweiz 2014. [http://treeze.ch/fileadmin/user\\_upload/downloads/589-Umweltbilanz-Strommix-Schweiz-2014-v3.0.pdf](http://treeze.ch/fileadmin/user_upload/downloads/589-Umweltbilanz-Strommix-Schweiz-2014-v3.0.pdf)
- Morel, I., & Kessler, J. (2017). Fütterungsempfehlung für das Mastkalb. In Agroscope (ed.), *Fütterungsempfehlungen für Wiederkäuer (grünes Buch)* (Kapitel 9). Agroscope. <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/services/dienst/futtermittel/fuetterungsempfehlungen-wiederkaeuer.html>
- Münger, A., & Kessler, J. (2017). Fütterungsempfehlung für die Aufzucht des Rindes. In Agroscope (ed.), *Fütterungsempfehlungen für Wiederkäuer (grünes Buch)* (Kapitel 6). Agroscope. <https://www.agroscope.admin.ch/agroscope/de/home/services/dienst/futtermittel/fuetterungsempfehlungen-wiederkaeuer.html>
- Nesper, S., Neiber, J., & Bonkoss, K. (2012). Stromverbrauch und Energieeffizienz im landwirtschaftlichen Betrieb. In G. Wendl (ed.), *Energiewende und Landwirtschaft* (pp. 23–36). Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft Bad Staffelstein.
- O'Brien, D., Capper, J. L., Garnsworthy, P. C., Grainger, C., & Shalloo, L. (2014). A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *J Dairy Sci*, **97**(3), 1835–1851. <https://doi.org/10.3168/jds.2013-7174>
- Probst, S., Wasem, D., Kobel, D., Zehetmeier, M., & Flury, C. (2019). Treibhausgasemissionen aus der gekoppelten Milch- und Fleischproduktion in der Schweiz. *Agrarforschung Schweiz*, **10**(11–12), 440–445.
- Rotz, A., & Thoma, G. (2017). Assessing carbon footprints of dairy production systems. In D. K. Brede (Ed.), *Large Dairy Herd Management* (3 ed., pp. 19–31). American Dairy Society.
- Rotz, C. A. (2018). Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms. *J Dairy Sci*, **101**(7), 6675–6690. <https://doi.org/10.3168/jds.2017-13272>
- Rotz, C. A., Montes, F., & Chianese, D. S. (2010). The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of Dairy Science*, **93**(3), 1266–1282. <https://doi.org/https://doi.org/10.3168/jds.2009-2162>
- Thalman, E., & Schoch, H. (2015). Direktvermarktung: Formulare. AGRIDEA.
- Thoma, G., Jolliet, O., & Wang, Y. (2013). A biophysical approach to allocation of life cycle environmental burdens for fluid milk supply chain analysis. *International Dairy Journal*, **31**, 41–49.
- TSM Treuhand, Schweizerische Milchproduzenten, Swiss Cheese Marketing, Agristat, & Branchenorganisation Milch. (2020). *Milchstatistik der Schweiz 2019*. <https://www.sbv-usp.ch/de/milchstatistik-der-schweiz-2019/>
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, **21**(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>