



Berichte über Landwirtschaft

Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft

BAND 100 | Ausgabe 2

Agrarwissenschaft
Forschung

Praxis

Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen: eine Alternative zur Nutzung von Grünland

von Wilfried Brade

1 Einleitung

Die Mutterkuhhaltung ist eine sehr natürliche Haltungsform, die der Fleischerzeugung dient. Das Kalb bleibt nach der Geburt bei der Mutter (ca. 5 bis 8 Monate) und saugt an ihrem Euter. Gemolken werden Mutterkühe nicht. Nach dem Absetzen werden die Kälber oft weiter (aus-)gemästet oder alternativ zum Schlachten verkauft.

Die klassische Methode ist im Winter eine Stall- und in der übrigen Jahreszeit die Weidehaltung. In wenigen Fällen ist die ganzjährige Freilandhaltung möglich, wobei diese vor allem durch die Bodenverhältnisse und weniger durch die Rasse eingeschränkt wird.

Auch ist einleitend darauf hinzuweisen, dass ein Teil der Flächen, die für die Fütterung von Rindern verwendet werden, oft Weideland ohne alternative Nutzung zur Beweidung ist.

Diese Art der Rindfleischerzeugung hat somit einerseits positive Auswirkungen auf die Umwelt, einschließlich des Schutzes von Grünlandökosystemen und der Erhaltung des Bodenkohlenstoffs. Andererseits ist diese Art der Lebensmittelerzeugung - wie jede andere Produktionsform - auch mit unerwünschten Emissionen verbunden. Einige dieser Emissionen aus der Nahrungsmittelproduktion, die sogenannten Treibhausgase (THG), tragen zum Klimawandel bei.

Unterschiedliche Rindfleischproduktionssysteme weisen jedoch auch erhebliche Unterschiede in ihren Gesamtemissionen sowie in der Zusammensetzung der THG-Emissionen auf. Vor diesem Hintergrund sollen die Vor- und Nachteile verschiedener Rindfleischerzeugungssysteme, vor allem mit Mutterkühen, aufgezeigt werden.

2. Vielfalt der Rindfleischproduktionssysteme

Es gibt zwei Hauptkategorien in der Rindfleischerzeugung (BRADE ET AL., 2007, OPIO ET AL., 2013, MOGENSEN ET AL., 2015, RUVIARO ET AL., 2015, ROTZ ET AL., 2019):

- Rindfleisch aus der Mutterkuhhaltung und
- Rindfleisch als Koppelprodukt der Milcherzeugung.

Gleichzeitig unterscheiden sich die Produktionssysteme innerhalb jeder dieser beiden Hauptkategorien in einer Vielzahl weiterer Kenngrößen wie beispielsweise im Haltungssystem, im Fütterungsniveau und/oder in der Zusammensetzung der Futtermittelration bzw. in der genutzten Rasse einschließlich in der Intensität und Dauer der Endmast der (männlichen) Nachkommen.

Vor allem die Mutterkuhhaltung ist außerordentlich vielfältig. Nicht nur die Vielzahl vorhandener Rassen, sondern auch die Gestaltung der Haltung (Winterstallhaltung, ganzjährige Außenhaltung usw.), der Weidenutzung (Portions-, Umtriebs- oder Standweide usw.), des Abkalbezeitraumes (Winter-, Frühjahrsabkalbung, ganzjährige Abkalbung usw.) oder die Zeit, die benötigt wird, um Schlachttiere zu produzieren, sind äußerst vielfältig.

Detaillierte Auswertungen zeigen, dass die Fleischerzeugung mit Milchkühen das klimafreundlichste Verfahren (aus der Blickrichtung des CO₂-Fußabdruckes je Einheit Rindfleisch) darstellt. Die günstige Klimabilanz ergibt sich vor allem daraus, dass hier das Rindfleisch als Koppelprodukt der Milchproduktion anfällt (FLACHOWSKY UND BRADE, 2007, OPIO ET AL., 2013).

Seit 2000 wurden vor allem in Europa bzw. in Nordamerika Ökobilanz- und Gesamtbetriebsmodelle erarbeitet, um die Emissionen beispielsweise der verschiedenen Formen der Lebensmittelerzeugung zu quantifizieren (DE VRIES ET AL., 2015).

Im Allgemeinen berechnen diese Modelle vor allem solche Emissionen, die auftreten, bevor die Rinder den Betrieb zur Schlachtung verlassen. Diese Phase der Rindfleischproduktion ist die größte Quelle von Treibhausgasemissionen und für etwa 80 bis 85 % der mit dem Rindfleischkonsum verbundenen Treibhausgasemissionen verantwortlich (ASEM-HIABLI ET AL., 2018).

3. Definition von Carbon (CO₂)-Footprints (CF)

Ökobilanzen bzw. Life Cycle Assessments (LCA) sind ein definiertes Tool zur Messung möglicher Umweltwirkungen bei der Erzeugung eines bestimmten Produktes; beginnend bei notwendigen Vorleistungen bis zum Verbrauch („from cradle to grave“).

Die Ergebnisse der Gesamtbewertung werden meist in Form von CO₂-Footprints (CF) ausgedrückt, d.h. in der Regel als Kohlenstoffdioxid (CO₂)-Äquivalente (CO₂-eq) je Produkteinheit dargestellt (BRADE, 2014).

CF-Analysen sollten - zumindest bei tierischen Erzeugnissen - die Methan (CH₄)-, Lachgas (N₂O)- und Kohlendioxid (CO₂)-Outputs bei der direkten Erzeugung (= On-Farm) sowie in den zugehörigen vor- und nachgelagerten Bereichen (z.B. in der Futtererzeugung oder im Exkrementmanagement) umfassen und eine sinnvolle Allokation (= Verteilung der entstehenden THG auf die verschiedenen Produkte der Rinderhaltung [wie Milch oder Rindfleisch]) einschließen.

In der Abbildung 1 ist ein vereinfachtes Schema zur Quantifizierung von Treibhausgasen (THG) auf Farmniveau dargestellt.

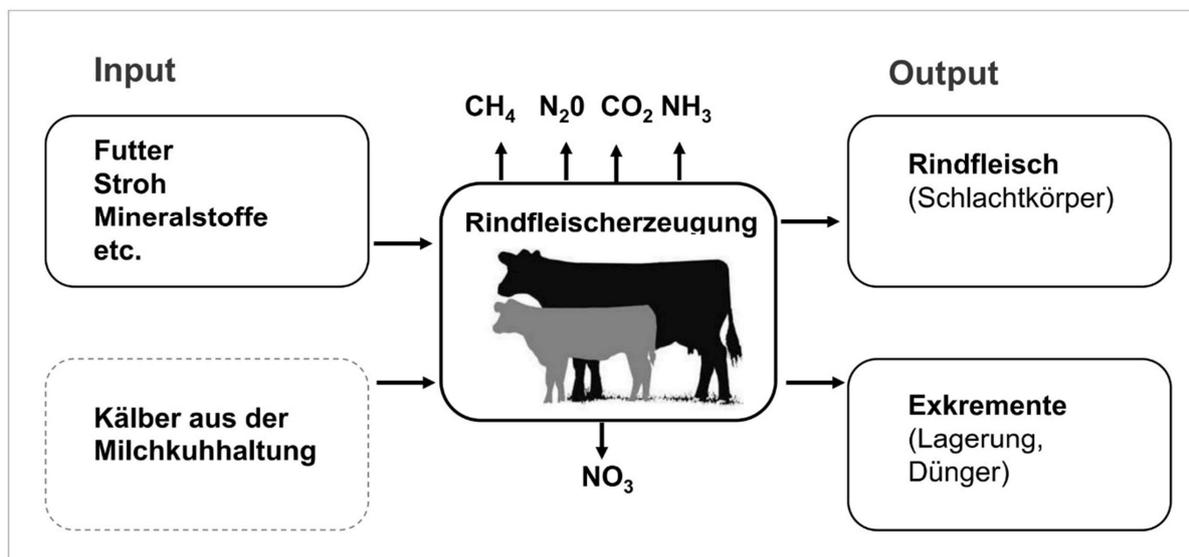


Abb. 1: Vereinfachtes Schema zur Erfassung von Einflussfaktoren auf die THG-Bildung im Rahmen der Rindfleischerzeugung vorrangig mit Mutterkühen – eigene Grafik

Die Emissionen umfassen somit einerseits die tierseitigen Faktoren und andererseits die Aufwendungen in den verschiedenen vor- bzw. nachgelagerten Produktionsphasen (Abb. 1).

In der Literatur findet man darüber hinaus differenzierte Bewertungen der tierischen Leistung (= gewähltes Produkt) im Rahmen der Rindfleischerzeugung (z.B. kg CO₂-eq je kg Körpermassezunahme (KMZ), kg CO₂-eq je kg Schlachtkörpermasse (SKM), kg CO₂-eq je kg verpacktes Rindfleisch etc.)

Die Höhe der CO₂-eq-Footprints hängt somit einerseits von den berücksichtigten Systemgrenzen und andererseits von der Nutzleistung ab.

Der Verfasser hat deshalb bevorzugt nur solche CF-Auswertungen berücksichtigt und vergleichend gegenübergestellt, die möglichst mit denselben Systemgrenzen und vom gleichen Autorenteam ermittelt wurden.

4. Treibhauspotenzial gasförmiger Emissionen

Treibhausgase verfügen über ein unterschiedliches Erderwärmungspotenzial, das sogenannte "Global Warming Potential" (GWP). Als Richtgröße dient meist die Klimawirksamkeit von Kohlendioxid (GWP von CO₂ wird gleich 1 gesetzt), d.h. die Treibhauspotenziale anderer Stoffe werden relativ zu CO₂ bemessen.

Das 100-jährige Treibhauspotenzial (GWP₁₀₀) ist die am häufigsten verwendete Kenngröße zur Ableitung von CO₂-Äquivalenten (CO₂-eq). Aber es werden auch andere Metriken genutzt (Tab. 1).

Tabelle 1:
20- bzw. 100-jährige Werte für das Treibhauspotenzial (= Global Warming Potential, GWP) bzw. des globalen Temperaturpotenzials (Global Temperature Potential, GTP) für biogenes Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) nach verschiedenen Autoren

THG	Autoren/Empfehlung					
	IPCC 1996 GWP ₁₀₀	IPCC 2007* GWP ₁₀₀	Myhre et al., 2013			
			GWP ₂₀	GWP ₁₀₀	GTP ₂₀	GTP ₁₀₀
CH ₄	21	25	84	28	67	4
N ₂ O	310	298	264	265	277	234

*Empfehlung IPCC (2007): 1 kg CO₂ = 1 kg CO₂-eq, 1 kg CH₄ = 25 kg CO₂-eq; 1 kg N₂O = 298 kg CO₂-eq

Die GWP-Werte, die den verschiedenen THG zugewiesen werden, differieren - je nach verwendetem Zeithorizont und Empfehlung - erheblich (Tab. 1).

Angesichts der Tatsache, dass im Rahmen der Rinderproduktion bedeutende Mengen an Methan emittiert werden, variieren die aggregierten CO₂-eq-Fußabdrücke je nach den genutzten GWP-Kennwerten deutlich. Dies wiederum kann gewichtige Auswirkungen auf die Bewertung verschiedener Arten der Rindfleischerzeugung haben (LYNCH, 2019).

5. Emissionen entlang des gesamten Produktionssystems

Methan (CH₄) aus der enterischen Fermentation, einem Teil des Verdauungsprozesses von Wiederkäuern, bei dem Kohlenhydrate durch mikrobielle Aktivität abgebaut werden, ist im Allgemeinen die größte Emissionsquelle in der Rindfleischerzeugung (NGUYEN ET AL., 2010, LYNCH, 2019). Acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen verursachen demgegenüber vor allem Emissionen in Form von CO₂ aus der Verbrennung von Energieträgern bei der Bodenbearbeitung, Pflege, Ernte, Transport und Lagerung der Futtermittel sowie bei der Erzeugung und dem Einsatz von Produktionshilfsmitteln, wie Dünger und Pflanzenschutzmittel.

Der Umfang der Betriebsmittel-bedingten Emissionen hängt u.a. von der Intensität der Futtererzeugung und dabei vor allem vom N-Düngereinsatz ab.

Eine weitere, dem Pflanzenbau zuzuordnende Emissionsquelle ist die Lachgasbildung im Boden. Sie ist wiederum von der N-Quelle und der N-Gabe, aber auch von den klimatischen Bedingungen und den spezifischen mikrobiellen Aktivitäten im Boden, abhängig (FLACHOWSKY ET AL., 2011).

Die Art und Weise der Futtermittelerzeugung beeinflusst auch die Kohlenstoffbilanz des Bodens. Typischerweise bindet Grasland Kohlenstoff, während der Anbau beispielsweise von einjährigen Pflanzen wie Getreide vorzugsweise Kohlenstoff freisetzt (VELLINGA ET AL., 2004; UMWELTBUNDESAMT, 2022).

Es gibt verschiedene Gründe, warum Ackerböden regelmäßig weniger CO₂ speichern als Grasland. Zum einen werden Pflanzen auf Ackerböden mit dem Ziel angebaut, irgendwann (fast vollständig) geerntet zu werden. Dadurch bleibt nur ein kleiner Teil der Pflanzen auf dem Acker zurück, wodurch weniger Kohlenstoff in den Boden eingetragen werden kann. Auf dem Grasland hingegen bleiben alle Pflanzenreste erhalten und werden durch Mikroorganismen nach und nach zersetzt. So kann mehr Kohlenstoff in den Boden gelangen und dort eingelagert werden. Zum anderen verändern weitere ackerbauliche Maßnahmen, wie Pflügen und/oder Düngen, die Zusammensetzung der Humusschicht. Dies führt oft dazu, dass Teile des gespeicherten CO₂ wieder an die Atmosphäre abgegeben werden. Außerdem ist aufgrund der ganzjährigen Vegetation der Boden auf Dauergrünland gegenüber Austrocknung und Erosion z.B. durch Wind besser geschützt.

Der THG-Beitrag von Bodenkohlenstoffänderungen kann daher in einem Rindfleischsystem, das auf Weide und Grassilage basiert, anders sein als in einem System, das hauptsächlich auf Maissilage und Getreide basiert (LYNCH, 2019, ROTZ ET AL. 2019).

Tierische Ausscheidungen erzeugen weitere Emissionen, wobei ein Teil des organischen Gehalts als zusätzliches CH₄ und darüber hinaus Stickstoff als Lachgas (N₂O) verloren gehen. Generell führen Stickstoffeinträge (z.B. in Form von Gülle) in landwirtschaftliche Böden zu weiteren N₂O-Emissionen, während die Ausbringung von Kalk zugehörige Kohlendioxid (CO₂)-Emissionen beeinflussen.

6. Komplexität der THG-Emissionen in der Mutterkuhhaltung - ein Beispiel

Für jede Mutterkuhgruppe (je eine Herde mit 10 Mutterkühen einschließlich Nachwuchs) wurden der erforderliche Energie- und Futterbedarf und daraus wiederum die (zu erwartenden) Emissionen beispielhaft abgeleitet (DÄMMGEN, BRADE ET AL., 2014).

Bewertet wurden:

- die gesamten und die jährlichen gasförmigen Emissionen einer Herde (ohne Futterbereitstellung) mit anfangs 10 Muttertieren und
- die gasförmigen Emissionen je Kilogramm Schlachtkörpergewicht.

Für die Bilanzierung der Emissionen einer Mutterkuhherde (mit anschließender Stallmast der Bullen und Färsen) wurden die in Abbildung 2 dargestellten Unterkategorien mit den dort genannten Zahlenverhältnissen genutzt.

Vereinfacht wurde unterstellt, dass die mittlere Nutzungsdauer der Mutterkühe 5 Jahre beträgt. Erschwerend kam hinzu, dass neben den Haltungsformen für die Mutterkühe, Remonten oder Mastbullen auch die Tierverluste, das Abkalbeergebnis und/oder die Schlachtkörpergewichte zu bewerten waren (Abb. 2).

Folgende Haltungsformen wurden weiter vorausgesetzt:

- Winterstallhaltung der Mutterkühe und Remonten auf Stroh im Laufstall-Offenfrontstall,
- Weidehaltung (Umtriebsweide) der Mutterkühe und ihrer Nachkommen (April bis Oktober),
- einheitliche Ausmast der zur Fleischerzeugung zur Verfügung stehenden Nachkommen bis zum 18. Lebensmonat im Laufstall mit Flüssigmist.

Die Emissionen der Treibhausgase CH₄ und N₂O werden mit Hilfe des GWP in CO₂-Emissionen umgerechnet. Verwendet wurden GWP_{CH₄} von 25 und GWP_{N₂O} von 298 kg kg⁻¹ CO₂-eq (IPCC, 2007).

Die gasförmigen Emissionen aus der Verdauung und aus der Lagerung von Exkrementen der in Abbildung 1 dargestellten Beispielherde sind nachfolgend zusammengestellt (Tab. 2):

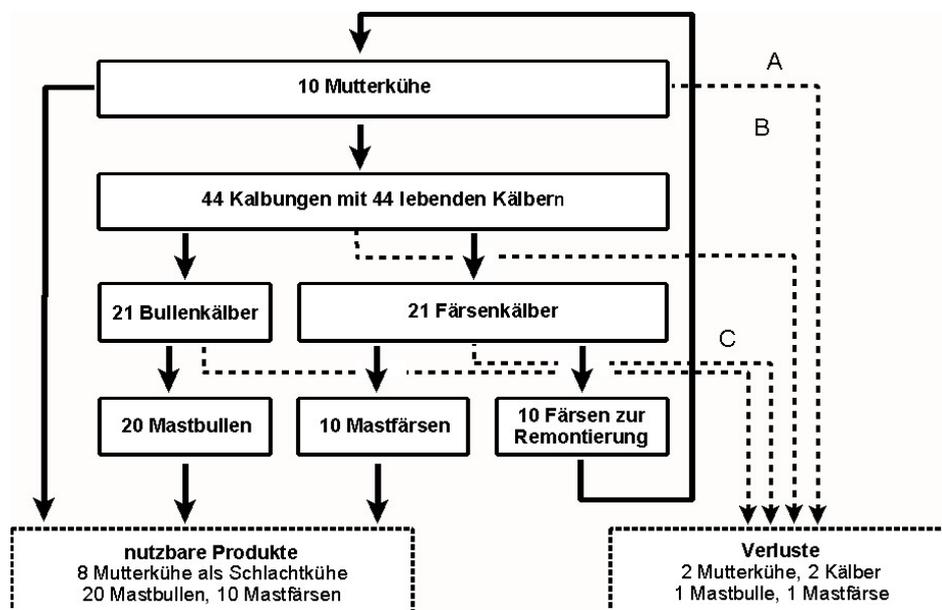


Abb. 2: Schematische Darstellung der Rindfleischherzeugung mit einer Fleischfleckvieh-Mutterkuhherde; bestehend aus 10 Kühen bei einer vorausgesetzten Nutzungsdauer von 5 Jahren

Anm.: Ausgezogene Pfeile: lebende Tiere; gestrichelte Pfeile: Verluste. A: Verluste unter den Mutterkühen; B: Verluste während des Kalbens und nach dem Kalben; C: Verluste unter Jung- und Masttieren. Zahlenangaben im Bild gerundet (DÄMMGEN, BRADE ET AL., 2014).

Tabelle 2:**Tierseitige Emissionen je kg Schlachtkörpermasse für die gewählte Fleischleckvieh-Herde¹⁾**

Gasförmige Emissionen*	Einheit	Emissionen je kg Schlachtkörpermasse**
CH ₄	kg kg ⁻¹ CH ₄	0,66
N ₂ O	kg kg ⁻¹ N ₂ O	0,0120
THG***	kg kg ⁻¹ CO ₂ -eq	20,1
NH ₃	kg kg ⁻¹ NH ₃	0,117

Anmerkung: *berücksichtigt werden hier beispielhaft nur die Emissionen aus der Verdauung und der Exkrementenlagerung; **Schlachtkörpermasse: Mutterkühe; 420 kg; Mastbullen: 408 kg; Mastfärsen: 328 kg; genutzte GWP: GWP_{CH₄} = 25 und GWP_{N₂O} = 298 (IPCC, 2007); ¹⁾Quelle: DÄMMGEN, BRADE ET AL., 2014

Es zeigt sich, dass die Mutterkühe selbst den entscheidenden Beitrag bezüglich der entstehenden gasförmigen Emissionen liefern (Tab. 3).

Tabelle 3:**Energieaufnahme und Emissionen je Tier und Lebensspanne θ in der Herde***

Kenngroße	Einheit	Mutterkühe	Kälber	Mastbullen	Mastfärsen	Färsen z. Remont.
Energieaufnahme (Futter)						
ME	GJ Tier ⁻¹ θ ⁻¹	196,9	3,16	37,7	30,1	44,7
Emissionen						
CH ₄ aus Verdauung	kg Tier ⁻¹ θ ⁻¹	609	3,41	97,5	83,4	67,6
CH ₄ aus Lager	kg Tier ⁻¹ θ ⁻¹	13,9	0,17	10,8	8,44	2,98
N ₂ O aus Lager	kg Tier ⁻¹ θ ⁻¹	2,95	0,00	0,45	0,35	0,67
NH ₃	kg Tier ⁻¹ θ ⁻¹	95,0	0,32	23,0	20,8	16,1

*Quelle: DÄMMGEN, BRADE ET AL., 2014

Auffällig sind die großen THG-Unterschiede für die verschiedenen Tierkategorien. Sie sind vor allem durch deutliche Unterschiede in der Lebensspanne bedingt (Abb. 2). Zusätzlich weisen Mastbullen und Mastfärsen unterschiedliche Gewichtszunahmen auf.

Die CH₄-Emissionen aus dem Lager sind für Mastbullen und -färsen sehr viel größer als bei Mutterkühen und Remonten. Erinnerung muss an dieser Stelle, dass die Tiere während der Mast in Ställen mit Flüssigmist gehalten werden und die anaerobe Gärung im Lager große CH₄-Mengen freisetzt (DÄMMGEN ET AL., 2014).

7. CF für verschiedene Rindfleischproduktionssysteme

7.1 Fleischerzeugung mit Milch- bzw. Mutterkühen aus globaler Sicht

Nach Schätzungen der FAO entstehen weltweit im Mittel ca. 46,2 kg CO₂-eq pro kg Schlachtkörpermasse (SKM) im Rahmen der Rindfleischerzeugung (OPIO ET AL., 2013).

Gleichzeitig ist ein deutlicher Unterschied in der Emissionsintensität bezüglich der Rindfleischerzeugung mit Milchkühen- bzw. Mutterkuhherden anzuerkennen. Die THG-Emissionen für Rindfleisch aus den spezialisierten Mutterkuhherden sind – aus globaler Sicht - fast viermal so hoch wie die aus den Milchküherden (67,8 vs. 18,4 kg CO₂-eq pro kg SKM – vgl. Abb. 3).

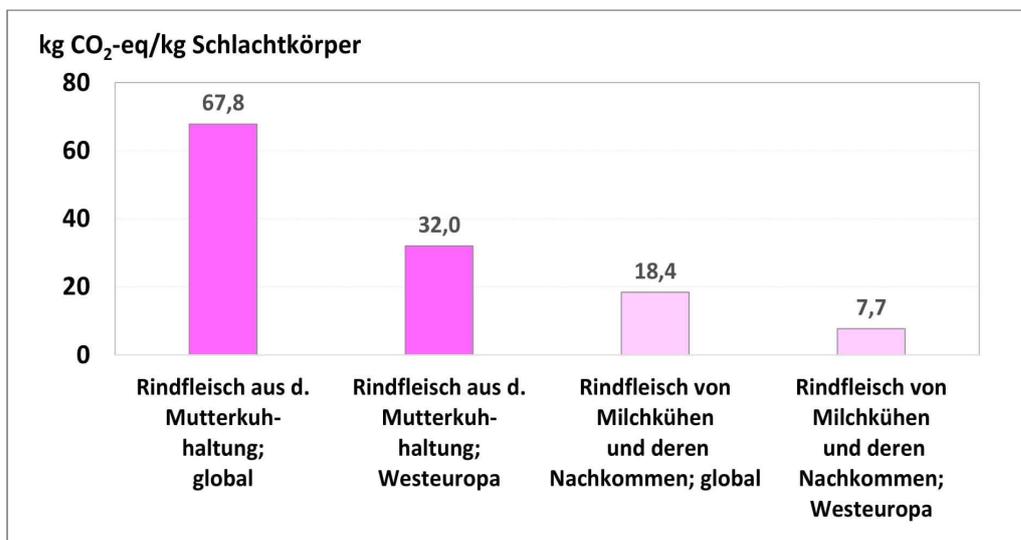


Abb. 3: Emissionen aus der Rindfleischerzeugung; basierend auf verschiedenen Produktionssystemen und in unterschiedlichen Teilen der Welt (Daten: OPIO ET AL., 2013) - eigene Grafik Anmerkung: genutzte GWPs: $GWP_{CH_4} = 25$; $GWP_{N_2O} = 298$

Die geringeren THG-Emissionen in der Rindfleischerzeugung mit Milchkühen wird durch die gleichzeitige Erzeugung von Milch und Fleisch sichergestellt. Dadurch werden die THG-Emissionen reduziert, die dem Fleisch von gemerzten Milchkühen (bzw. deren Nachkommen) zugeschrieben werden. Auf der anderen Seite trägt die Mutterkuhhaltung die gesamte Emissionslast, da nur ein Produkt (= Rindfleisch) erzeugt wird.

Gleichzeitig ist eine enorme Variabilität in der Emissionsintensität zwischen den verschiedenen Regionen (= Produktionsgrundlagen) anzuerkennen (Abb. 3).

Die höchsten Emissionsintensitäten finden sich in den Entwicklungsregionen: Südasien, Subsahara-Afrika sowie Lateinamerika (OPIO ET AL., 2013). Wichtige Gründe für die hohen Emissionen aus der Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen sind hier die relativ geringe Verdaulichkeit des Futters (= geringe Futterqualitäten), niedrige Schlachtgewichte und ein häufig hohes Schlachtalter.

Der CO₂-Fußabdruck von Rindfleisch aus Lateinamerika umfasst zusätzlich auch solche Emissionen im Zusammenhang mit zugehörigen Landnutzungsänderungen (= durch die Ausweitung von Weideland in bewaldete Gebiete). Folglich ist hier wiederum die Landnutzungsänderung ein Hauptgrund für vergleichsweise hohe Emissionen aus der Rinderhaltung in dieser Region (OPIO ET AL., 2013).

7.2 CF in der Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen in Nordwesteuropa

MOGENSEN ET AL. (2015) haben den Effekt einer unterschiedlichen Intensität der Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen in Nordwesteuropa detailliert untersucht.

Ein intensives Rinderfleischsystem basiert hier oft auf Charolais- oder Fleischnackvieh-Mutterkühen. Die Kühe und Kälber stehen an ca. 165 Tagen im Jahr auf der Weide. Kühe und junge Färsen werden im Winter in Tiefställen gehalten. Die Kühe kalben im Frühjahr. Die jährliche Remontierungsrate im Mutterkuhbestand beträgt 20 % und das Erstkalbealter der Mutterkühe ca. 24 Monate. Bullenkälber werden - nach intensiver Ausmast im Stall - mit ca. 630 kg Lebensmasse geschlachtet (Abb. 4).

Extensive Systeme basieren oft auf der Nutzung schottischer Hochlandrinder (oder ähnlicher Rinderrassen). Die Weidedauer umfasst ca. 180 Tagen im Jahr (Abb. 4). Bevorzugt genutzt werden hier Naturweiden mit geringerem Ernteertrag/ha. Das Kalben findet im Frühjahr statt. Das Alter bei der Erstkalbung beträgt ca. 36 Monate und das Schlachtagter für Bullenkälber 22 Monate (bei einem Schlachtgewicht (Bullen) von 430 kg). Weitere Kenngrößen sind in Abbildung 4 zusammengestellt.

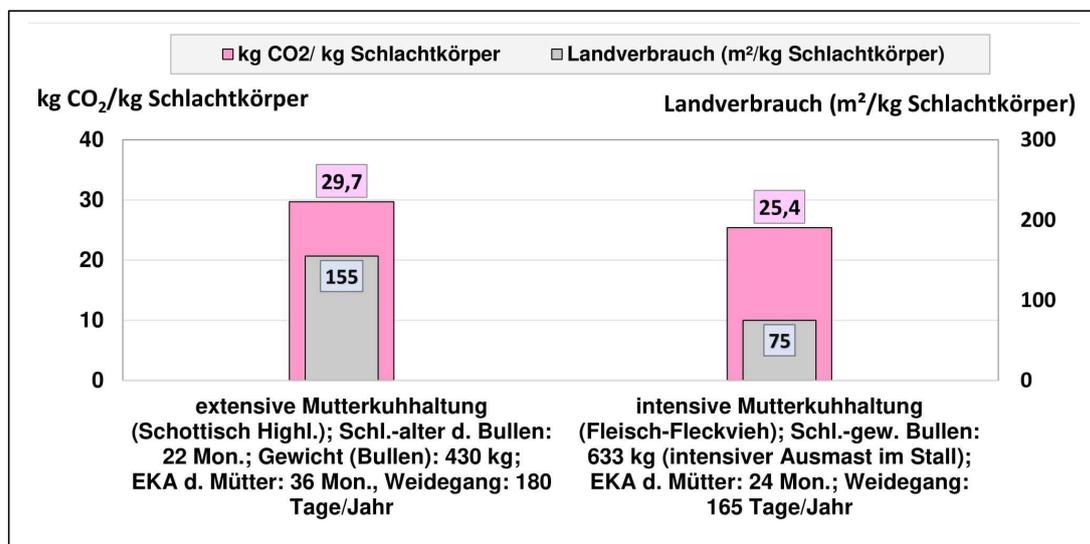


Abb. 4: Treibhausgasemissionen (THG) verschiedener Systeme der Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen in Nordwesteuropa und zugehörige Landnutzung (MOGENSEN ET AL., 2015) - eigene Grafik Anm.: Global Warming Potential: CO₂: 1; CH₄: 25; N₂O: 298

Der CO₂-Fußabdruck für ein kg Schlachtkörpermasse (SKM) einschließlich der zugehörige Ressourcenverbrauch (= Landnutzung) unterscheidet sich zwischen den beiden Intensitätsstufen der Rindfleischerzeugung deutlich (Abb. 4).

Gleichzeitig unterstützt die Studie den Fakt, dass sich die CF für Rindfleisch aus verschiedenen intensiven Produktionssystemen signifikant unterscheiden können (WILLIAMS ET AL., 2006, NGUYEN et al., 2010, BEAUCHEMIN ET AL., 2010, CROSSON ET AL., 2011, NGUYEN ET AL., 2012).

7.3 CF in der Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen in den USA

ROTZ ET AL. (2019) untersuchten die Umweltauswirkungen der US-amerikanischen Fleischrinderproduktion innerhalb von sieben verschiedenen Regionen. Diese Regionen wurden in erster Linie auf der Grundlage des vorherrschenden Klimas und der verfügbaren Ressourcen (natürliche und vom Menschen beeinflusste) einschließlich genutzter Managementpraktiken definiert. Die Betriebsmerkmale waren regional sehr unterschiedlich, mit kleineren Betrieben und höheren Besatzraten im Osten bis hin zu sehr großen Betrieben (einschließlich Feedlots) und niedrigen Besatzraten in den trockeneren Regionen des Westens. Weitere wichtige Unterschiede betrafen die praktizierte Tierhaltung, die Futtermittelproduktion und/oder die Verwendung von Düngemitteln.

Es wurden partielle Ökobilanzen vom Typ ‚Cradle-to-Farm-Gate‘ durchgeführt, um die jährlichen THG-Emissionen, den fossilen Energieverbrauch bzw. den (‚blauen‘) Wasserverbrauch zu bestimmen. Der ‚blaue‘ Wasserverbrauch wird vor allem durch die mögliche Bewässerung im Pflanzenbau (= Futtererzeugung), das Tränken der Tiere und die regelmäßige Reinigung der Stallanlage bestimmt (ROTZ ET AL., 2019).

Die Gesamtfuttermenge, die zur Erzeugung von 1 kg Schlachtkörpermasse (= Rindfleisch) verbraucht wurde, betrug im Mittel ca. 22 kg TS. Der Gesamtverbrauch setzte sich aus ca. 82 % Raufutter, 11 % Getreide und 7 % Neben- und Abfallfuttermitteln zusammen. Dies bedeutet, dass nur etwa 10 bis 15 % des in der US-Rindfleischproduktion genutzten Futters aus Quellen stammen, die auch für den menschlichen Verzehr geeignet sind (ROTZ ET AL., 2019). Einige weitere interessante Ergebnisse sind in Abbildung 5 dargestellt.

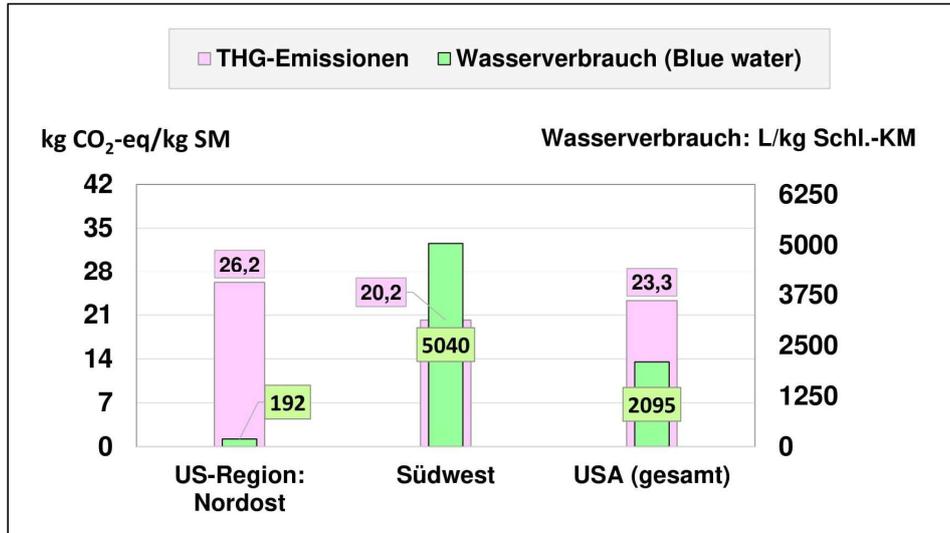


Abb. 5: THG-Emissionen und Wasserverbrauch je kg erzeugte Schlachtkörpermasse (SM) auf Basis der Mutterkuhhaltung in verschiedenen Regionen der USA (ROTZ ET AL., 2019) - eigene Grafik
 Anm.: Treibhauspotenzial gegenüber CO₂: CH₄ 28-fach; N₂O: 265-fach

Die ermittelten CO₂-Fußabdrücke variieren zwischen 20 bis 30 kg CO₂-eq /kg SKM (Abb. 5).

Wie bereits in anderen Studien gezeigt wurde, war der Hauptverursacher der THG-Emissionen das enterische CH₄ (56 % der Gesamtmenge – vgl. ROTZ ET AL., 2019).

Aufgrund der großen Unterschiede in der Nutzung von Bewässerungsanlagen variierte gleichzeitig der Verbrauch von ‚blauem‘ Wasser je nach Region/Produktionssystem stark (Abb. 5). Er schwankte regional zwischen 200 l bis 15.000 l/kg SKM, wobei eine intensive Bewässerung vor allem in den westlichen US-Regionen erfolgte.

7.4 CF in der Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen in Brasilien

Die Rindfleischerzeugung in Südamerika ist auch für den europäischen Verbraucher von Wichtigkeit, da die EU ein bedeutender Rindfleischimporteur ist.

RUVIARO ET AL. (2015) haben den CF pro 1 kg Körpermassezunahme (KMZ) für verschiedene Rindfleischproduktionssysteme im südlichen Brasiliens analysiert. In der Studie wurden Aberdeen Angus-Rinder verschiedenen Haltungssystemen zugeteilt:

- extensive Nutzung einer Natur-nahen Weide bzw.
- Nutzung einer verbesserten Naturweide (Abb. 6).

Vorausgesetzt wurde gleichzeitig eine unterschiedliche Dauer und Intensität der landesüblichen Ochsenmast.

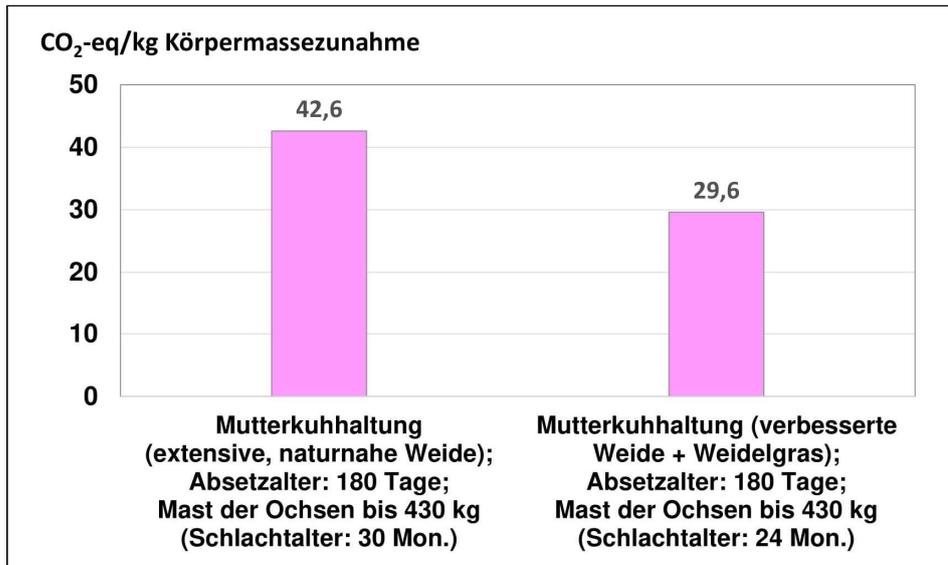


Abb. 6: CF für die Rindfleischherzeugung mit Mutterkühen einschließlich Ochsenmast in (Süd-)Brasilien (Daten: RUVIARO ET AL., 2015) - eigene Grafik

Anm.: Global Warming Potential: CO₂: 1; CH₄: 25; N₂O: 298 (IPCC,2006)

Der CF variiert von 29,6 kg CO₂-eq/kg KMZ bis 42,6 kg CO₂-eq/kg KMZ (Abb. 6). Auch hier bestätigt sich, dass das Grünlandmanagement, die Wahl geeigneter Fütterungsstrategien und die Intensität der Ausmast der Ochsen (nach Absetzung von den Muttertieren) die THG-Emissionen nachhaltig beeinflussen (Abb. 6).

8 Vergleich verschiedener Fütterungssysteme und Intensität der Weidenutzung

8.1 Fütterungssysteme

Rationen mit höherem Konzentrat-/Energiegehalt (z. B. Getreide oder Soja) führen generell zu geringeren CH₄-Emissionen, da sie besser verdaulich und gleichzeitig energiereicher sind (FLACHOWSKY UND BRADE, 2007). Auch der CF für Fleisch von mit Gras gefütterten Rindern ist im Allgemeinen weniger emissionseffizient, wenn die Methanbildung (wie z.B. in der GWP₁₀₀-Metrik) hoch bewertet wird (DE VRIES ET AL., 2015, LYNCH, 2019).

Ein Vergleich von Gras-gefütterten und Nicht-Gras-gefütterten Rindfleischsystemen - bei Nutzung einer alternativen Metrik, wie beispielsweise dem 100-jährigen globalen Temperaturpotenzial (GTP₁₀₀), lässt demgegenüber oft einen günstigeren CT für Rindfleisch erwarten, wenn die Rinder vorrangig mit Gras gefüttert wurden (LYNCH, 2019).

8.2 Nutzungsintensität von Grünland und Biodiversität

Die Grünlandnutzung findet man vorzugsweise dort, wo eine ackerbauliche Nutzung aufgrund der klimatischen und/oder der geomorphologischen Gegebenheiten nicht möglich oder unwirtschaftlich ist. Hohe Niederschläge bzw. hohe Grundwasserstände, extreme Hangneigungen bzw. hohe Tongehalte des Bodens kennzeichnen oft klassische Grünlandstandorte. Das Vorhandensein einer ganzjährig geschlossenen Pflanzendecke auf dem Grünland verhindert gleichzeitig einen Bodenabtrag durch Wasser- und/oder Winderosion (ZISTL, 2021). Als Kohlenstoffspeicher trägt es darüber hinaus zum Erhalt der Bodenfruchtbarkeit und zur Klimaregulation bei. Auch für den Tourismus spielt ein Landschaftsbild mit Wiesen und Weiden eine große Rolle.

Trotz einer allgemein hohen Wertschätzung in der Gesellschaft nimmt leider die traditionelle Grünlandnutzung - besonders in benachteiligten Standorten in Deutschland - kontinuierlich ab. In umweltsensiblen Gebieten darf Dauergrünland deshalb hier weder umgewandelt noch gepflügt werden. In den anderen Gebieten benötigt der Landwirt eine Genehmigung der zuständigen Behörde, wenn er die Nutzungsart derartiger Flächen ändern will (ZISTL, 2021).

DIEPOLDER ET AL. (2016) haben die Effekte unterschiedlicher Schnittintensitätsstufen auf Grünland in Bayern untersucht. Ihre Untersuchungen zeigen, dass die Nutzungsintensität maßgeblich - neben den Erträgen von Grünlandflächen - auch die zugehörige Biodiversität auf dem Grünland beeinflusst (Abb. 7).

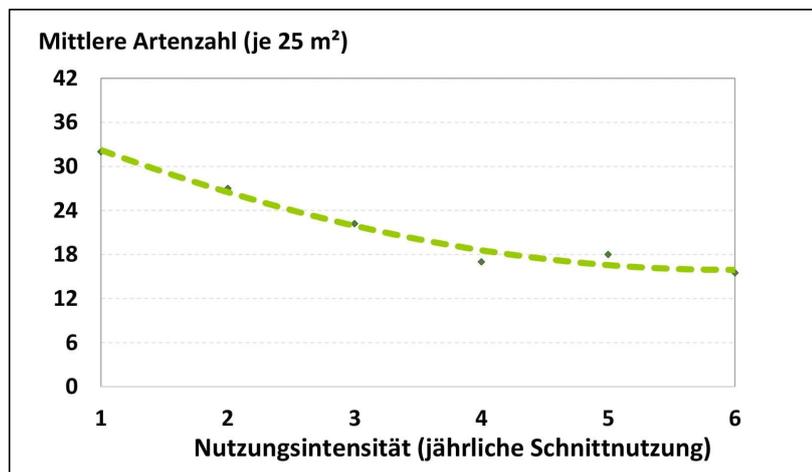


Abb. 7: Vegetationskundliche Kenngröße 'mittlere Artenzahl' bei unterschiedlicher Nutzungsintensität des Grünlands (DIEPOLDER ET AL., 2016) - eigene Grafik

Detaillierte vegetationskundliche Auswertungen bestätigten einen signifikanten Zusammenhang zwischen der Artenzahl bzw. dem Gräseranteil und der Nutzungsintensität des Grünlands (DIEPOLDER ET AL., 2016).

Mit zunehmender Nutzungsintensität findet eine Verschiebung der Anteile von Gräsern, Kräutern und Leguminosen statt: Während der Anteil der Gräser zunimmt, sinkt der Anteil von Kräutern und Leguminosen. Insgesamt kommt es bei steigender Nutzungsintensität zu einer Einschränkung des Artenpools. Bei sechs Schnitten pro Jahr ist Weiß-Klee oft nur noch die einzige verbleibende Leguminosen-Art (DIEPOLDER ET AL., 2016).

Rinder neigen dazu, Pflanzenarten mit geringerer Futterqualität einschließlich deren Standorte auf der Weide zu meiden. Allerdings konnten PAULER ET AL. (2020) hier deutliche Rassenunterschiede - speziell bei geringen Futterqualitäten - zeigen. So nutzen Schottische Hochlandrinder - im Vergleich zu Intensivrassen - auch weniger beliebte und geschmackvolle Pflanzen.

Es bleibt unbestritten, dass die Produktionsleistung von Hochlandrindern (und anderen extensiven Rassen wie Hinterwälder, Grauvieh u.a.) unter intensiven Haltungs-/Fütterungsbedingungen geringer als von Intensivrassen ist. Ihr Vorzug besteht somit darin, mit weniger Futter und geringeren Futterqualitäten zu Recht zu kommen. Das Hochlandrind (und ähnliche Rassen) eignet sich somit speziell für die Beweidung nährstoffarmer Weiden. Es trägt so zur Erhaltung naturnaher Graslandschaften bei, die für hochproduktive Rassen ungeeignet sind.

Obwohl es verlockend ist, die Zuchtziele in Richtung einer höheren Leistung zu ändern, deuten vorliegende Daten darauf hin, dass viele dieser Vorteile verloren gehen würden, wenn Hochlandrinder auf eine höhere Produktivität (zukünftig) gezüchtet werden würden.

Die Einbeziehung von extensiven, kleinrahmigen Rinderrassen ist somit eine Schlüsselstrategie, um niedrigproduktives Grünland effizient - trotz hoher THG-Emissionen je kg produziertes Rindfleisch - zu nutzen und deren Biodiversität zu erhalten (PAULER ET AL., 2020).

9 Trägt ein Verzicht oder Minderverzehr von Fleisch zur Emissionssenkung bei?

Dieser Ansatz wird immer wieder gern diskutiert. Prinzipiell ist es richtig, dass der Verzehr von weniger Lebensmitteln tierischer Herkunft zu geringeren Tierbeständen und damit zu weniger Emissionen aus der Nutztierhaltung führt.

Der hohe Verzehr von Lebensmittel tierischer Herkunft in Europa bzw. in Nordamerika und übrigen Teilen der Welt hat oft nichts mehr mit Bedarfsdeckung an Aminosäuren und Spurennährstoffen zu tun, sondern dient vor allem der Genussbefriedigung.

Ein geringerer Verzehr wäre für viel Bürger, speziell für die vielen Übergewichtigen, durchaus vorteilhaft. Andererseits darf nicht übersehen werden, dass der Anteil an der weltweit aus den

Verdauungsvorgängen der Wiederkäuer stammenden Methanmenge relativ gering ist, so dass selbst eine Halbierung des Fleischverzehr (in diesen Ländern) vergleichsweise eine nur geringe Auswirkung auf die globale Methan- bzw. Lachgasbildung hat. Auch dadurch bedingt, dass ein zunehmender Verzehr von Gemüse im Vergleich zu Getreide, oft eine höhere Umweltbelastung (z.B. im Wasserverbrauch), damit einhergeht. So ließen sich in 2020 in Deutschland - nach Berechnungen des Umweltbundesamtes - 38 Mio. t CO₂-Äquivalente THG-Emissionen (= knapp 5 % der Gesamtemissionen Deutschlands) direkt auf die Tierhaltung zurückführen (o.V., 2021).

In den USA verursacht die US-Landwirtschaft etwa 10 % der gesamten jährlichen US-THG-Emissionen. Auf die Nutztierhaltung entfallen auch hier ‚nur‘ etwa 4 % der gesamten US-THG-Emissionen (DILLON ET AL., 2021)

Damit sollen allerdings nicht die globalen Bemühungen zur Senkung der THG-Emissionen generell in Frage gestellt werden.

Diskussion

Leider wird die Rindfleischproduktion häufig nur aus der Blickrichtung einer emissionsintensiven Lebensmittelerzeugung dargestellt. Korrekterweise sind jedoch immer auch die Vorteile der Fleischerzeugung mit Mutterkühen zu nennen, wie die Grünlandnutzung an Standorten, an denen eine ackerbauliche Nutzung aufgrund der klimatischen und der geomorphologischen Gegebenheiten nicht möglich oder ungünstig ist, einschließlich der Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen und der Förderung des ländlichen Raumes (Abb. 8).

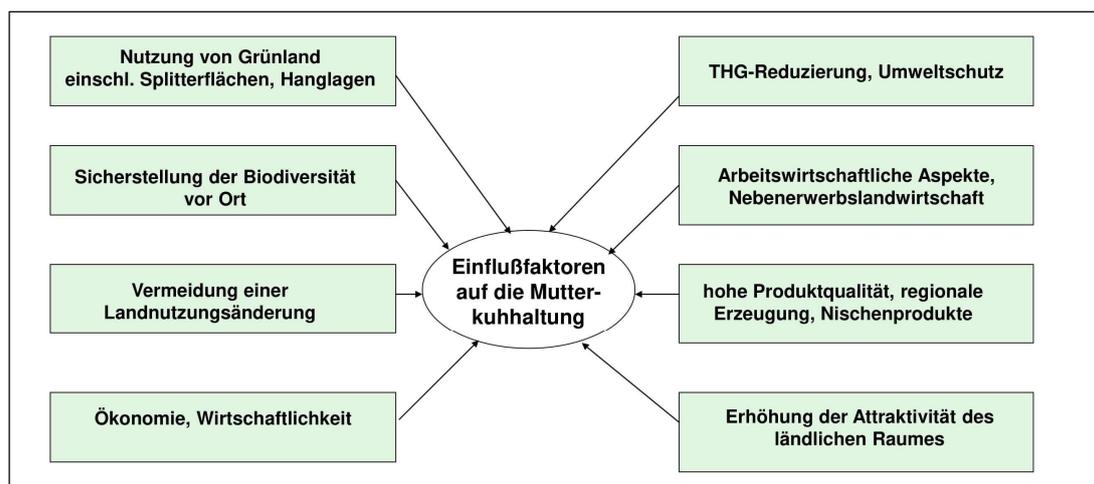


Abb. 8: Verschiedene Aspekte der Mutterkuhhaltung, die regelmäßig auch Zielkonflikte beinhalten

Dabei bleibt das übergeordnete Ziel aller künftigen Rindfleischproduktionssysteme, den CO₂-Fußabdruck soweit wie möglich zu reduzieren (O'BRIEN ET AL., 2020). Zur Reduzierung des CO₂-Fußabdrucks von Rindfleisch sind zwischenzeitlich viele Optionen verfügbar (Abb. 9).

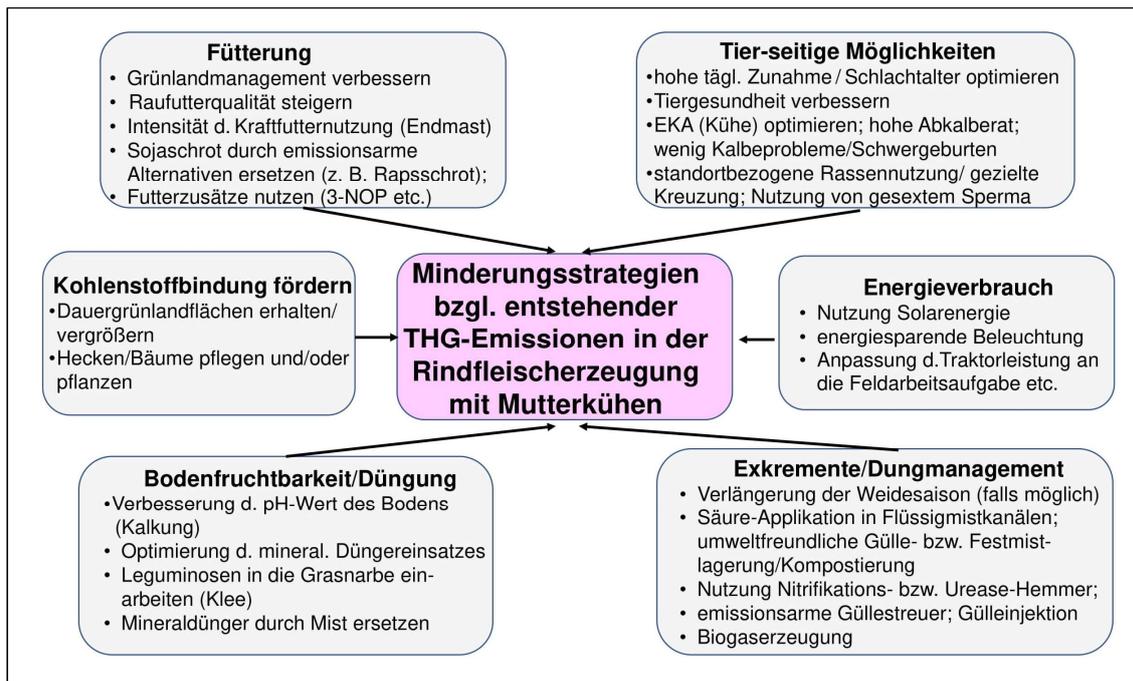


Abb. 9: Minderungsstrategien bzgl. entstehender THG-Emissionen in der Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen - eigene Grafik

Wichtige (generelle) Optionen zur Reduzierung des CO₂-Fußabdruck von Rindfleisch sind die Verbesserung der Tierproduktivität, die Erhöhung der Futterqualität sowie die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und der Nutzungseffizienz von Düngemittel oder auch die Vergärung von Tierexkrementen in Biogasanlagen (Abb. 10).

Diese Minderungsoptionen wirken sich oft gleichzeitig positiv auf die Wirtschaftlichkeit der Rindfleischerzeugung aus. Sie haben oft auch einen positiven Einfluss auf andere wichtige Umweltverträglichkeitsmaßnahmen, beispielsweise auf die NH₃-Bildung (ASEM-HIABLIÉ ET AL., 2018).



Abb. 10: Die Grünlandnutzung wird zukünftig wieder gefördert werden. Tierhalterinnen und Tierhalter sollen ab 2023 für Mutterkühe eine Prämie von 77 € je Tier erhalten (Foto: W. Brade)

Eine weitere interessante Emissionsminderungsoption ist auf einzelbetrieblicher Ebene durch einen ressourcenschonenden Pflanzenbau, wie beispielsweise die Förderung des Weißklees auf Grünland, möglich (O'BRIEN ET AL., 2020). Diese Minderungsoptionen wirken sich gleichzeitig positiv für den Erhalt einer hohen Biodiversität auf dem Grünland aus.

Zusammenfassung

Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen: eine Alternative zur Nutzung von Grünland

Rindfleisch ist ein Schlüsselprodukt aus der Rinderhaltung und stammt entweder aus der Mutterkuh- oder der Milchkuhhaltung.

Zahlreiche Auswertungen zeigen, dass die Fleischerzeugung mit Milchkühen das klimafreundlichste Verfahren (aus der Blickrichtung des CO₂-Fußabdruckes je Einheit Rindfleisch) darstellt. Die günstige Klimabilanz ergibt sich vor allem daraus, dass hier das Rindfleisch als Koppelprodukt der Milchproduktion anfällt.

Die THG-Emissionen für Rindfleisch aus der Mutterkuhhaltung sind - aus globaler Sicht - fast viermal so hoch wie die von den Milchkuhherden.

Allerdings sind mit der Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen notwendigerweise auch zugehörige Vorteile zu nennen, wie die Grünlandnutzung an Standorten, an denen eine ackerbauliche Nutzung aufgrund der klimatischen und der geomorphologischen Gegebenheiten nicht möglich oder ungünstig ist, einschließlich der Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen und der Förderung des ländlichen Raumes.

Darüber hinaus werden, speziell auch bei extensiven Formen der Rindfleischerzeugung wertvolle Biotope und/oder Kulturlandschaften erhalten und damit die Biodiversität gefördert.

Die Rindfleischerzeugung mit Mutterkühen liefert somit nicht nur ein hochwertiges Nahrungsmittel und weitere Produkte (wie Dung, Häute und Haare sowie Knochen und Hörner) sondern kann auch - dem Standort richtig angepasst - viele positive Auswirkungen auf die Umwelt, einschließlich des Schutzes von Grünlandökosystemen und der Erhaltung der Biodiversität und des Bodenkohlenstoffs haben.

Abstract

Beef production with suckler cows: an alternative to the use of grassland

Beef is a key product in cattle farming and comes from either suckler cows or dairy cows.

Numerous evaluations show that meat production with dairy cows is the most climate-friendly process (from the perspective of the CO₂-footprint per unit of beef). The favorable climate balance is mainly due to the fact that beef is here a by-product of milk production.

The GHG-emissions for beef from suckler cow husbandry are - from a global perspective - almost four times as high as those from dairy cow herds.

However, meat production with specialized suckler cows always has associated advantages, such as the use of grassland in locations where arable use is not possible or unfavorable due to the climatic and geomorphological conditions, including the provision of ecosystem services and the promotion of rural areas .

In addition, especially in the case of extensive forms of beef production, valuable biotopes and/or cultivated landscapes are preserved, thus promoting biodiversity.

Beef production with suckler cows thus not only provides high-quality food and other products (such as dung, hides and hair as well as bones and horns) but can also - correctly adapted to the location - have many positive effects on the environment, including the protection of grassland ecosystems and conservation biodiversity and soil carbon.

Literatur

1. ASEM-HIABIE S, BATTAGLIESE T, STACKHOUSE-LAWSON KR, ROTZ A (2018): A life cycle assessment of the environmental impacts of a beef system in the USA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24, 441–455. doi:10.1007/s11367-018-1464-6.
2. BEAUCHEMIN KA, JANZEN HH, LITTLE SM, McALLISTER TA, MCGINN SM (2010): Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems* 103, 371-379.
3. BRADE W (2014): CO₂-Fußabdrücke für Milch und Milchprodukte. *Berichte über Landwirtschaft*. Bd. 92, Ausgabe 1/Mai 2014, 16 Seiten
4. BRADE W, FLACHOWSKY G (2007): Rinderzucht und Rindfleischerzeugung- Empfehlungen für die Praxis. *Sonderheft 313. Landbauforschung*, 299 Seiten.
5. CASEY JW, HOLDEN N (2006): Greenhouse Gas Emissions from Conventional, Agri-Environmental Scheme, and Organic Irish Suckler-Beef Units. *J. Environmental Quality* 35, 231-239.
6. CROSSON P, SHALLOO L, O'BRIEN D, LANIGAN GJ, FOLEY PA, BOLAND TM, KENNY DA (2011): A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Sci. Technol.* 166-167, 29-45.
7. DÄMMGEN U, BRADE W, HAENEL H-D, RÖSEMANN C, SCHWERIN M (2014): Rindfleischerzeugung und Luftverschmutzung. 1. Gasförmige Emissionen bei der Rindfleischproduktion in Mutterkuhherden mit verschiedenen Genotypen. *Züchtungskunde*, 86, (3) 170–190.
8. DE VRIES M, VAN MIDDELAAR C, DE BOER JM (2015): Comparing environmental impacts of beef production systems: a review of life cycle assessments. *Livestock Science* 178, 279–28
9. DIEPOLDER M, HEINZ S, KUHN G, RASCHBASCHER S (2016): Ertrags- und Nährstoffmonitoring. *Grünland Bayern. Schule und Beratung*, Heft 9/10, 27-30.
https://www.stmelf.bayern.de/mam/cms07/iab/dateien/ertrags_naehrstoffmonitoring_gruenland_bayern_diepolder_sub.pdf.
10. DILLON JA, STACKHOUSE-LAWSON K, THOMA GJ, GUNTER S, ROTZ CA, KEBREAB E, RILEY D, TEDESCHI L, VILLALBA J, MITLOEHNER F, HRISTOV A, ARCHIBEQUE S, RITTEN J, NATHANIEL D MUELLER ND (2021): Current state of enteric methane and the carbon footprint of beef and dairy cattle in the United States, *Animal Frontiers*, Volume 11, Issue 4, July 2021, Pages 57–68, <https://doi.org/10.1093/af/vfab043>
11. FLACHOWSKY G, BRADE W (2007): Potenziale zur Reduzierung der Methan-Emissionen bei Wiederkäuern. *Züchtungskunde* 79, 2007, Bd. 6, 417- 465.
12. FLACHOWSKY G, BRADE W, FEIL A, KAMPHUES J, MEYER U, ZEHETMEIER M (2011): Carbon (CO₂)-Footprints bei der Primärerzeugung von Lebensmitteln tierischer Herkunft: Datenbasis und Reduzierungspotentiale. *Übers. Tierernährung* Bd. 39, S. 1- 45
13. FOLEY PA, CROSSON P, LOVETT DK, BOLAND TM, O'MARA FP, KENNY DA (2011): Whole-farm systems modelling of greenhouse gas emissions from pastoral suckler beef cow production systems. *Agriculture Ecosystems Environment* 142, 222-230.
14. GERBER P ET AL. (2013): *Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities*. FAO, Rome.
15. IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (1996): *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Volume 3. *Greenhouse Gas Inventory Reference Manual*. Bracknell: IPCC WGI Technical Support Unit.
16. IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2006): *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, Volume 4 *Agriculture, Forestry and Other Land Use*. <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

17. IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2007): Climate Change 2007 : Working Group I: The physical science base: 2.10.2: Direct global warming potentials. http://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html.
18. LYNCH J (2019): Availability of disaggregated greenhouse gas emissions from beef cattle production: A systematic review. *Environmental Impact Assessment Review* 76, 69-78, <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.02.003>.
19. MOGENSEN L, KRISTENSEN T, NIELSEN N, SPLETH P, HENRIKSSON M, SWENSSON C, HESSLE A, VESTERGAARD M (2015): Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. *Livest. Sci.*, 174, 126-143, <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2015.01.021>.
20. MYHRE G, SHINDELL D, BRÉON F-M, COLLINS W, FUGLESTVEDT J, HUANG D, KOCH J-F, LARMARQUE, D, LEE B, MENDOZA T, NAKAJIMA T, ROBOCK A, STEPHENS G, TAKEMURA T, ZHANG H (2013): Anthropogenic and natural radiative forcing. In: STOCKER, T.F., QIN, D. ET AL. (Eds.), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
21. NGUYEN LT, HERMANSEN JE, MOGENSEN L (2010): Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *J. Cleaner Production* 18, 756-766.
22. O'BRIEN D, HERRON J, ANDURAND J, CARÉ S, MARTINEZ P, MIGLIORATI L, MORO M, PIRLO G, DOLLÉ J. (2020). LIFE BEEF CARBON: A common framework for quantifying grass and corn based beef farms' carbon footprints. *Animal*, 14(4), 834-845. doi:10.1017/S1751731119002519
23. OPIO C, GERBER P, MOTTET A, FALCUCCI A, TEMPIO G, MACLEOD M, VELLINGA T, HENDERSON B, STEINFELD H (2013): Greenhouse gas emissions from ruminant supply chains – a global life cycle assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy.
24. o.v. (2021): Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas#treibhausgas-emissionen-aus-der-landwirtschaft> (Zugriff am 23.08.2021)
25. PAULER CM, ISSELSTEIN J, BERARD J, BRAUNBECK T, SCHNEIDER MK (2020) Grazing Allometry: Anatomy, Movement, and Foraging Behavior of Three Cattle Breeds of Different Productivity. *Front. Vet. Sci.* 7:494. doi: 10.3389/fvets.2020.00494
26. ROTZ CA, ASEM-HIABLIÉ S, PLACE S, THOMA G (2019): Environmental footprints of beef cattle production in the United States. *Agricultural Systems*, 169, 1-13, <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.11.005>.
27. RUVIARO CF, DE LÉIS CM, LAMPERT V, BARCELLOS J, DEWES H (2015): Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study, *Journal of Cleaner Production*, 96, 435-443. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.01.037>.
28. Umweltbundesamt (2022): Grünlandumbruch. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/gruenlandumbruch#gefahrdung-des-grunlands>. (Zugriff am 20.06.2022)
29. VELLING T, VAN DEN POL-VAN DASSELAAR A, KUIKMAN PJ (2004): The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 70, 33–45.
30. ZISTL D (2021): Nachhaltige Grünlandwirtschaft. <https://airfarm.io/en/articles/5fe0b0a8824096001245ab50> (Zugriff: 20.08.2021)

Anschrift des Autors:

Prof. Dr. habil. Wilfried Brade,

Tierärztliche Hochschule (TiHo) Hannover und Norddeutsches Tierzucht-Beratungsbüro

Email: wilfried.brade@t-online.de