

Treibhausgasemissionen aus der Milchviehhaltung – Zur Bedeutung der Systemgrenzen

Stefan Hörtenhuber^{1*} und Werner Zollitsch¹

Zusammenfassung

Schlussfolgerungen aus früheren Berechnungen von Treibhausgasemissionen (THGE), nach denen intensiver betriebene Milchproduktionssysteme wegen der höheren Produktionsleistung pro Kuh niedrigere THGE je Produkteinheit (kg Milch) aufweisen, sind allgemein so nicht zutreffend. Die Definition der Systemgrenzen muss in Abhängigkeit von der konkreten Aufgabenstellung sehr kritisch erfolgen, da sie die Ergebnisse zumeist sehr deutlich beeinflusst. Ähnliches gilt für die Wahl der geeigneten Bezugsbasis (Produkt- und/oder Flächeneinheit).

Aus wissenschaftlicher Sicht ist eine möglichst umfassende und korrekte Bilanzierung mittels „Life Cycle Assessment“ (LCA) unter Berücksichtigung weiterer Nachhaltigkeitsindikatoren anzustreben. Für die Entwicklung von Minderungsstrategien bzw. Lenkungsmaßnahmen kann zusätzlich auch eine umfassende Bilanzierung von bestimmten Systemteilen sinnvoll sein, um eine entsprechende Treffsicherheit zu erreichen.

Schlagwörter: Milchkuh, Treibhausgase, Nachhaltigkeit, Life Cycle Assessment

1 Einleitung und Problemstellung

Spätestens seit dem Report der Brundtland-Kommission (WCED 1987) ist das Schlagwort „Nachhaltigkeit“ auch aus der landwirtschaftlichen Produktion nicht mehr wegzudenken. Der Begriff „Nachhaltigkeit“ wird dabei vielschichtig definiert, sollte aber jedenfalls die drei Dimensionen Ökologie, Ökonomie und Soziales in Betracht ziehen. Seit dem Kyoto-Protokoll im Jahre 1997 mit verbindlicher Festlegung zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen (THGE) liegt innerhalb der ökologischen Dimension ein besonderer Schwerpunkt auf der Klimawirksamkeit. Dem Verursacherebereich Lebensmittel (landwirtschaftliche Produktion und vorgelagerte Wirtschaft, Verarbeitung, Zubereitung und Ernährung) sind etwa 20 % aller anthropogenen THGE zuzuschreiben (WIEGMANN et al. 2005). Innerhalb der Lebensmittel bestehen die mit Abstand größten Emissionen für Milch- und Fleischprodukte (WIEGMANN et al. 2005). Eine Bewertung von sieben unterschiedlichen Ernährungsstilen, vom „desinteressierten Fast-Food-Konsumenten“ bis hin zu fitness-, geschmacks- und gesundheitsbewussten Ernährungsmustern zeigte ein THGE-Reduktionspotential im Bedürfnisfeld Ernährung von 27 % auf. Abgesehen von

der Gemüseproduktion könnte ein beachtlicher Teil von Emissionen in der landwirtschaftlichen Produktion durch angepasste Produktionsweise eingespart werden (WIEGMANN et al. 2005). Bei Back- bzw. Teigwaren beträgt der Anteil der landwirtschaftlichen Erzeugung an THGE im Mittel 50 %. Bei Fleischprodukten (von Wurstwaren bis hin zu Frischfleisch) liegt dieser Wert bei etwa 60 bis 80 %. Innerhalb der Lebensmittel muss bei Milchprodukten mit über 95 % bei Schlagobers und Butter, gefolgt von verschiedenen Käseprodukten (im Durchschnitt etwa 90 %), gerechnet werden. Bei Joghurt liegt dieser Anteil bspw. bei ca. 80 % (WIEGMANN et al. 2005; eigene Berechnungen auf Basis von Daten nach ÖKO-INSTITUT 2008).

Die Landwirtschaft ist zugleich Leidtragende der klimatischen Veränderungen, aber auch Mitverursacher und kann daher aus eigener Kraft zu Emissionsreduktionen beitragen und damit die zukünftigen klimatischen Produktionsbedingungen positiv beeinflussen. Eine wachsende Anzahl von Publikationen mit teils sehr unterschiedlichen Ergebnissen zeigen THGE verschiedener landwirtschaftlicher Produktionsformen mit dem Ziel auf, wirksame Strategien zur Emissionsminderung zu erreichen (u.a. LÖTHE et al. 1997, CEDERBERG & MATTSON 2000, DE BOER 2003, WEISKE et al. 2006, OLESEN et al. 2006, THOMASSEN et al. 2008).

Verschiedene Akteure im Bedürfnisfeld Ernährung (Landwirtschaft, verarbeitende und vorgelagerte Wirtschaft, Konsument, Gesellschaft und Politik) bringen teils sehr divergierende Ansichten zur Klima-Thematik ein. Eine Reihe von Fragen beeinflusst die Suche nach einer klimaverträglicheren Form der Lebensmittelerzeugung – beispielsweise wie weit eine Reduzierung der Emissionen notwendig ist oder wie stark bestimmte Bereiche (bspw. Ernährung) von Einsparungen an THGE betroffen sein sollten.

Verschiedene, vielfach kontrovers diskutierte Ansätze der landwirtschaftlichen Produktion – von biologischen und „Low-Input“ Systemen, über integrierte bis hin zu intensiven, konventionellen Systemen – nehmen dabei für sich in Anspruch, beste Lebensmittel bzw. deren Ausgangsstufen mit geringer Klimaschädigung zu produzieren. Für jeden dieser Ansätze liegen auch Bilanzen für Treibhausgaspotenziale mit oftmals stark voneinander abweichenden Ergebnissen vor.

Als ausschlaggebend für das Zustandekommen so unterschiedlicher Ergebnisse erweist sich die Wahl der Systemgrenzen – d.h. die Festlegung des zu betrachtenden Ausschnittes der Lebensmittelbereitstellungskette – und

¹ Institut für Nutztierwissenschaften am Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Universität für Bodenkultur, Gregor Mendelstraße 33, A-1180 Wien

* Ansprechpartner: Dipl.-Ing. Stefan Hörtenhuber, email: stefan.hoertenhuber@boku.ac.at

der betrachteten Einheit (ob Emissionen auf die Flächen- oder Produkteinheit bezogen werden). Die Systemgrenzen können durch folgende Aspekte festgelegt werden:

- Emissionen aus den der landwirtschaftlichen Produktion vor- und nachgelagerten Prozesse fließen in unterschiedlichem Umfang in die Bewertungen ein.
- Definition der berücksichtigten landwirtschaftlichen Emissionsquellen und des methodischen Zugangs zu deren Quantifizierung.
- Definition der berücksichtigten Koppelprodukte und des methodischen Zugangs zu deren Quantifizierung.

Der vorliegende Beitrag soll die Konsequenzen der unterschiedlichen Definition der Systemgrenzen in der Bilanzierung von Treibhausgaspotenzialen in der Landwirtschaft anhand zweier modellierter Milchproduktionssysteme aufzeigen. Dabei liegt die produktseitige Systemgrenze jeweils am Hoftor, wenn die Milch die landwirtschaftliche Produktion verlässt. In Richtung des vorgelagerten Bereichs variieren die Systemgrenzen und resultieren letztlich in drei unterschiedlichen Varianten von Treibhausgasbilanzierungen. Damit wird demonstriert, wie divergierende Ergebnisse und Schlussfolgerungen aus Bilanzierungen abgeleitet werden können und eine Antwort auf die Frage gesucht, woran sich zukünftige Bilanzierungen von THGE orientieren sollen.

2 Grundlagen der Kalkulation von Treibhausgasemissionen

Unterteilt in die Bereiche „Faktoren der Treibhausgasemissionen in der Milchproduktion“ und „Beschreibung zweier Produktionssysteme“ werden folgend Grundlagen für die Bilanzierung der THGE aus zwei Produktionssystemen (PS), einem biologischen PS-B und einem konventionellen PS-K, dargestellt.

2.1 Faktoren der Treibhausgasemissionen aus der Milchproduktion

In der Milchviehhaltung gibt es eine Reihe von verschiedenen Quellen, in denen Treibhausgase entstehen. Drei klimawirksame Schadgase spielen dabei eine besondere Rolle: Kohlendioxid (CO_2), Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O). CH_4 ist ein hochwirksames Treibhausgas, laut IPCC (2001) im 100-Jahr-Horizont um ein 23-faches stärker klimarelevant als CO_2 . Das noch stärker klimawirksame N_2O weist nach IPCC (2001) die 296-fache Wirkung von CO_2 auf. Für Bilanzierungszwecke werden die verschiedenen Treibhausgase mittels der genannten Faktoren in sogenannte CO_2 -Äquivalente (CO_2 -eq) umgerechnet und aufsummiert.

Tabelle 1 stellt Vorleistungen bzw. Produktionsfaktoren („Inputs“) für die landwirtschaftliche Produktion dar, die je nach Methode der Bilanzierung von THGE potenziell in die Kalkulation aufgenommen werden.

Tabelle 2 gibt mögliche Emissionsquellen und -senken der Milchproduktion wieder, die je nach Bilanzierungsvariante für THGE potenziell zu berücksichtigen sind. „Enterogene Fermentation“ beschreibt Methanemissionen aus dem

Tabelle 1: **Potenziell in die Modellrechnungen einzubeziehende Vorleistungen für die Milchproduktion**

Teilbereich	Faktor
1) Futtermittel, Fütterung und Stallhaltungstechnik (Futtermittel von Acker und Grünland, eigene oder Zukauf)	Treibstoffbedarf für betriebseigene Futtermittel, Zukauffuttermittel und Fütterungstechnik
	Produktion Mineraldünger für betriebseigene Futtermittel und Zukauffuttermittel (für konventionelle Betriebe)
	Produktion Pflanzenschutzmittel für betriebseigene Futtermittel und Zukauffuttermittel (für konventionelle Betriebe)
	Bedarf an elektrischer Energie für Fütterungs- und Stallhaltungstechnik
2) Remontierung (Bestandesergänzung)	siehe Tabelle 2 für potenziell eingerechnete Faktoren

Tabelle 2: **Potenziell in die Modellrechnungen einbezogene Emissionsquellen (+) bzw. -senken (-)**

Potenziell berücksichtigte Emissionen (+) / Senken (-) aus:	Quelle:
+ Enterogene Fermentation	eigene Rationsberechnungen bzw. nach KIRCHGESSNER et al. (1995)
+ Wirtschaftsdünger	nach IPCC (2006) und BMLFUW (2008)
+ Boden	N-Kreislauf nach IPCC (2006)
+/- Humusakkumulation und -freisetzung	eigene Berechnungen nach HÜLSBERGEN & KÜSTER-MANN (2007)
+ Treibstoffbedarf auf landwirtschaftlichen Flächen und für Transporte	nach ÖKL (2005) sowie PATYK & REINHARDT (1997)
+ Mineraldüngerproduktion	nach BMLFUW (2008) bzw. PATYK & REINHARDT (1997)
+ Pflanzenschutzmittelproduktion	nach BISKUPEK et al. (1997)
+ Bedarf elektrischer Energie	nach BMU (1995) und ÖHLINGER et al. (2005)
+ Landnutzungsänderungen für Rohstoff- Erzeugung zur Biokraftstoff-Produktion	eigene Berechnungen nach EEA (2008) und FEHRENBACH et al. (2008)
+ Remontierung	eigene Berechnungen
- Koppelprodukt Fleisch von Altkühen und Kälbern	eigene Berechnungen
- Koppelprodukt Biokraftstoff von Soja- und Rapsfuttermitteln	eigene Berechnungen

Wiederkäuer-Vormagensystem. Entscheidend für deren Höhe ist die Zusammensetzung der Ration, in erster Linie die Anteile an Rohfaser, leicht löslichen Kohlenhydraten und Rohfett. Als Berechnungsgrundlage für enterogene CH_4 -Emissionen wird häufig die regressionsanalytisch abgeleitete Schätzgleichung nach KIRCHGESSNER et al. (1995) verwendet. Emissionen aus dem Wirtschaftsdünger fallen in Form von N_2O und CH_4 an und variieren mit dem Wirtschaftsdüngersystem (Stroh oder Gülle), sowie der Menge und Zusammensetzung an Exkrementen, welche

ihrerseits von Fütterung und Leistungshöhe abhängig sind. Die Berechnung erfolgt dabei gemäß den aktuellen Richtlinien von IPCC (2006) in Abhängigkeit von der Anfallsmenge (PÖTSCH 2006, BMLFUW 2008). Die Verteilung der Haltungssysteme wird nach AMON et al. (2007) angenommen, wonach ca. 60 % der österreichischen Kühe in Festmistsystemen und ca. 40 % in Güllesystemen stehen. Ein etwas höherer Anteil von biologisch gehaltenen Kühen auf Stroh wurde dabei nach AMON et al. (2007) berücksichtigt. Aus dem Boden werden – wie in üblichen THGE-Bilanzierungen – vorwiegend Emissionen von N₂O in Betracht gezogen (IPCC 2006). Ebenso können aber auch freigesetzte oder gebundene CO₂-Emissionen durch eine Veränderung des Humushaushalts bewertet werden (eigene Berechnungen, basierend auf HÜLSBERGEN & KÜSTERMANN 2007). Kohlendioxid-Emissionen (CO₂) aus fossilen Energieträgern fallen durch Treibstoffbedarf auf landwirtschaftlichen Nutzflächen und von Transporten sowie der Nutzung elektrischer Energie direkt an. Emissionen pro kWh elektrischer Energie wurden nach BMU (1995) eingerechnet, der Bedarf an elektrischer Energie nach ÖHLINGER et al. (2005). Der Treibstoffbedarf wurde in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsweise (ob z.B. Einsatz von Hackstriegel oder stattdessen Pflanzenschutzmittelanwendung) nach ÖKL (2005) berechnet. Emissionen pro l verbrauchtem Dieseltreibstoff wurden nach PATYK & REINHARDT (1997) berücksichtigt. Indirekt fallen CO₂-Emissionen auch durch die Produktion von Mineraldüngern und Pflanzenschutzmitteln an. Die Produktion von Mineraldüngern wurde nach PATYK & REINHARDT (1997), jene von Pflanzenschutzmitteln nach BISKUPEK et al. (1997) eingerechnet.

Landnutzungsänderungen, bspw. der Umbruch von Grünland zu Ackerland, können große Mengen an CO₂ freisetzen. Diese Emissionsquelle kommt zwar bei beiden Modellbetrieben PS-B und PS-K nicht direkt vor, kann allerdings für in den Betrieb importiertes Kraftfutter relevant sein. Dazu wurden basierend auf Daten der European Environment Agency (EEA 2008) und nach einem Bericht des deutschen Umweltbundesamtes (FEHRENBACH et al. 2008) Werte für Sojaextraktionsschrot aus Lateinamerika und für Rapskuchen (45 % Importe, vorwiegend für Importe aus Osteuropa; BMGF 2006) berechnet. Die Jungviehaufzucht (Remontierung, Bestandeseergänzung) wurde entsprechend deren Dauer von durchschnittlich 30 Monaten in Österreich nach ZUCHTDATA (2007) eingerechnet. Durch das Koppelprodukt Fleisch (von Altkühen und Kälbern) indirekt eingesparte Emissionen wurden über einen Substitutionswert für Fleisch aus der heimischen Stier- bzw. Ochsenmast ermittelt (eigene Berechnungen). Eingesparte Emissionen des Koppelprodukts Biokraftstoff kämen zum Tragen, wenn Soja und Raps primär für Futtermittel angepflanzt werden und das Pflanzenöl als Koppelprodukt anfällt.

2.2 Beschreibung der modellierten Produktionssysteme

Zur Darstellung der Entwicklung von Emissionsberechnungen werden im Folgenden zwei Milchproduktionssysteme angenommen und modelliert. Die beiden PS sind bei relativ hoher Tierleistung ausgeprägt grundfutterbasiert und sollen

nicht die durchschnittlichen österreichischen Verhältnisse repräsentieren. Im PS-B werden die Grünlandflächen biologisch bewirtschaftet, in PS-K konventionell. Detailliertere Angaben zu beiden PS sind in *Tabelle 3* dargestellt. Die Futterrationen und die dafür benötigten Flächenanteile sind an den Bedarf der Tiere angepasst (KIRCHGESSNER 2004). Die Betrachtung erfolgt jeweils pro Kuh, die Betriebsgröße wird somit ausgeblendet.

Das konventionelle PS-K weist eine geringfügig höhere Besatzdichte auf, benötigt für die höhere Milchleistung pro Kuh und Laktation (+1.000 kg) allerdings eine deutlich höhere Menge an zugekauftem Kraftfutter (20 % der Ration; 1.289 kg pro Kuh und Jahr) gegenüber PS-B (9 %; 577 kg pro Kuh und Jahr). Das konventionelle System produziert mehr Milch pro ha. Konventionelle Betriebe zeigen in der Regel höhere Flächeneffizienz, d.h. geringere Landbeanspruchung je erzeugter Produkteinheit als biologische Vergleichsbetriebe (WILLIAMS et al. 2006, CEDERBERG & MATTSON 2000).

Bruttoerträge und Nährstoffzusammensetzung des hofeigenen Grundfutters werden aufgrund gleicher Höhenlage, Nutzungsintensität und ähnlicher Stickstoffversorgung für beide Systeme gleich hoch angenommen (BUCHGRABER et al. 1997, BUCHGRABER & GINDL 2004, RESCH et al. 2006). Ernte- und Konservierungsverluste des Grundfutters werden anteilig eingerechnet (Deckungsbeitragskatalog; BMLFUW 2008). Die errechnete Zusammensetzung der

Tabelle 3: Charakteristika der zwei modellierten Produktionssysteme

	PS-B	PS-K
Betriebstyp	Grünlandbetrieb	Grünlandbetrieb
Besatzdichte, Kühe pro ha hofeigener Fläche	1,1	1,2
Grünland, in ha	0,91	0,83
Bruttoertrag Grünland, in dt pro ha	80	80
Energiegehalt Grünland, in MJ NEL pro kg TM	5,65	5,65
Anteil Weide, in %	25	0
Anteil Heu, in %	35	10
Anteil Silage, in %	40	90
gesamte Fläche pro Kuh (inklusive Flächen für Importfuttermittel), in ha	1,04	1,14
Anteil des Kraftfutters an der Ration, in %	9	20
Energiedichte des Kraftfutters, in MJ NEL pro kg TM	8,4	8,3
Anteil des zugekauften Futters, in %	9	20
Zusammensetzung des Zukauffutters	Gerste, Weizen, Ackerbohne	Gerste, Weizen, Sojaextraktionsschrot, Rapskuchen, Ackerbohne, Körnermais
Laktationsleistung pro Kuh und Jahr, in kg	6.500	7.500
Milchmenge, in kg pro ha (einschließlich beanspruchter Flächen für importiertes Kraftfutter)	6.250	6.579

Gesamtration (DLG 1997, RESCH et al. 2006) zeigt eine geringfügige Verringerung des Rohfaseranteils zugunsten des Anteils leicht löslicher Kohlenhydrate bei PS-K gegenüber PS-B. Die Erträge der Ackerkulturen für importiertes Kraftfutter wurden dem Grünen Bericht (BMLFUW 2006) als Mittelwert der Jahre 2004 und 2005 entnommen.

3 Ergebnisse: Bilanzierungen der Treibhausgasemissionen nach verschiedenen Varianten

Grundlegend stellt sich bei der Betrachtung von THGE die Frage, welche funktionelle Einheit zum Tragen kommt. Pro Produkteinheit (bspw. pro kg Milch) schneiden in der Regel intensivere Produktionssysteme vorteilhaft gegenüber extensiver wirtschaftenden ab, weil in ihnen bei höherer Einzeltier-Leistung (Output) die Emissionen pro Kuh auf eine größere Milchmenge umgelegt werden können. Pro Flächeneinheit (ha) liegen dagegen extensive PS voran, weil sie pro Fläche einen geringeren Tierbesatz und eine geringere Milchleistung als intensive Systeme besitzen und sich die Emissionen pro Kuh auf eine größere Fläche verteilen. In einer Variante III werden folgend Treibhausgaspotenziale pro Fläche für die beiden Produktionssysteme PS-B und PS-K berechnet und jenen pro Produkteinheit gegenübergestellt. Zuvor sollen jedoch eine Variante I und eine Variante II der THGE-Bilanzierung deren historische Entwicklung bzw. verschiedene Zugänge darstellen.

Frühe Kalkulationen des Treibhausgaspotenzials der Milchproduktion (Variante I; u.a. in LÖTHER et al. 1997) berechneten Emissionen der Milchproduktion überwiegend pro Kuh und Laktation. Dabei wurden zwar bereits eine Vielzahl von Vorleistungen und anfallenden Emissionsquellen inkludiert, andere Emissionsquellen wurden dabei aber noch nicht berücksichtigt, bspw. die Phase der Kalbinnenaufzucht (ca. 30 Monate; ZUCHTDATA 2007). Die nach dieser Variante I errechneten THGE sind in *Tabelle 4* dargestellt und beinhalten die Kategorien enterogene Fermentation, Grundfutter- bzw. Kraftfutterbereitstellung, Wirtschaftsdünger und elektrische Energie. Zur besseren Vergleichbarkeit unterschiedlicher Emissionsquellen sowie zur Erstellung einer Gesamtbilanz werden, wie eingangs dargestellt, N_2O - und CH_4 -Emissionen in CO_2 -Äquivalente überführt. Pro kg Milch ergibt sich bei dieser Betrachtungsweise ein Vorteil von etwa 4 % für PS-K.

Bei einer zweiten Generation von THGE-Bilanzen (Variante II) wird dem Umstand Rechnung getragen, dass eine Milchkuh vor ihrer ersten Laktation eine mindestens 2-jährige Aufzuchtphase durchläuft. Während dieser wird je Kalbin eine ähnlich große Menge an Treibhausgasen emittiert wie für eine Milchkuh pro Laktation. Diese in der Aufzucht angefallene Menge wird nach Variante II der späteren Milchkuh angerechnet. Mit dieser Erweiterung der Systemgrenzen erhält auch die Lebensdauer der Tiere eine besondere Relevanz: Je länger eine Kuh genutzt wird und je höher die Lebensleistung des Tieres ist, desto besser können sich die Emissionen der Aufzuchtphase verteilen. *Abbildung 1* zeigt diesen Effekt für die beiden modellierten PS. Im Falle einer in beiden PS gleich langen, aber relativ geringen Nutzungsdauer von einer bis drei Laktationen

verstärkt diese Einbeziehung der Aufzuchtphase den Unterschied zwischen den beiden PS; die Differenz wird mit zunehmender Nutzungsdauer aber immer geringer.

In *Tabelle 5* sind die Emissionen pro Kuh nach Variante I (*Tabelle 4*) um Emissionen aus der Aufzuchtphase ergänzt. Diese werden auf die durchschnittliche Lebensleistung der

Tabelle 4: Emissionen pro kg Milch nach Variante I

	PS-B	PS-K
Enterogene Fermentation, kg CO_2 -eq	3.563	3.244
Grundfutter (Boden – N_2O , Treibstoff, Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel), kg CO_2 -eq	848	1.015
Kraftfutter (Boden – N_2O , Treibstoff, Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel), kg CO_2 -eq	95	437
Wirtschaftsdünger (CH_4 , N_2O), kg CO_2 -eq	859	1.200
Elektrische Energie, kg CO_2 -eq	215	231
Summe Emissionen, kg CO_2-eq	5.580	6.127
Milchleistung pro Kuh und Laktation – kg Milch	6.500	7.500
Emissionen I pro kg Milch, kg CO_2-eq	0,858	0,817

Tabelle 5: Emissionen pro kg Milch nach Variante II

	PS-B	PS-K
Enterogene Fermentation, kg CO_2 -eq	3.563	3.244
Grundfutter (Boden – N_2O , Treibstoff, Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel), kg CO_2 -eq	848	1.015
Kraftfutter (Boden – N_2O , Treibstoff, Mineraldünger, Pflanzenschutzmittel), kg CO_2 -eq	95	437
Wirtschaftsdünger (CH_4 , N_2O), kg CO_2 -eq	859	1.200
Elektrische Energie, kg CO_2 -eq	215	231
Summe Emissionen pro Laktation, kg CO_2-eq	5.580	6.127
Emissionen pro kg Milch, kg CO_2 -eq	0,8585	0,8169
Aufzucht, total, kg CO_2 -eq	5.337	5.181
je kg Milch, kg CO_2 -eq/kg	0,2257	0,2191
Lebensleistung – kg Milch	23.650	23.650
Emissionen-II pro kg Milch, kg CO_2-eq	1,084	1,036

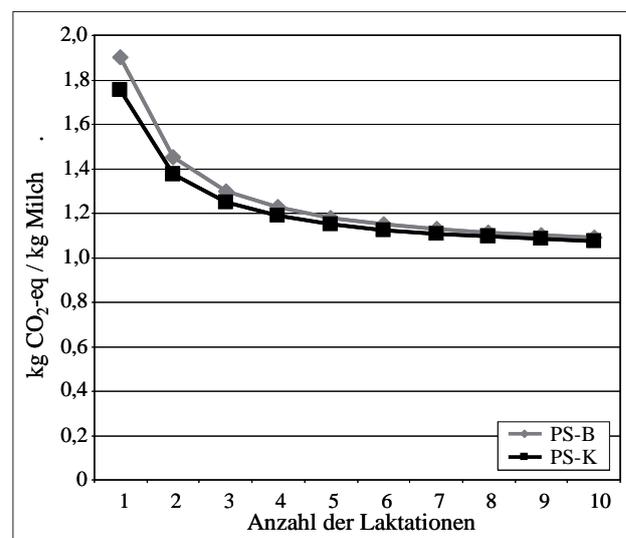


Abbildung 1: Treibhausgasemissionen pro kg Milch in Abhängigkeit von der Nutzungsdauer (Variante II)

Rasse Fleckvieh im Jahr 2006 (23.650 kg Milch; ZUCHT-DATA 2007) bezogen. Nach FÜRST (2006) kann davon ausgegangen werden, dass die durchschnittliche Lebensleistung bei österreichischen Bio-Milchkühen gleich hoch liegt wie bei konventionellen Kühen, wenngleich bei etwas längerer Nutzungsdauer, die die geringere Laktationsleistung kompensiert.

Durch die Berücksichtigung von Aufzucht und Lebensdauer der Milchkühe erhöhen sich die THGE-Werte generell und der Unterschied zwischen PS-K und PS-B wird noch geringfügig verstärkt.

Durch Variante II wurden zwar gegenüber der Variante I die Systemgrenzen schon erweitert, einige Aspekte werden aber immer noch ausgeblendet. So werden zwar die Aufzuchtphase und die Lebensleistung in die Bewertung von Emissionen der Milchproduktion inkludiert, bspw. werden aber Koppelprodukte, die mit der Milchproduktion einhergehen und die ohne diese (in gleichem Umfang) separat erzeugt werden müssten, nicht berücksichtigt. In der Folge soll eine abschließende, dritte Generation der THGE-Bilanzierungen exemplarisch dargestellt werden. Dabei wird durch eine nochmalige Ausweitung der Systemgrenzen versucht eine Vernetzung mit den Bilanzierungen anderer Teilsysteme zu erreichen. Diese dritte Generation von THGE-Bilanzen der Milchproduktion, für die folgend die Bezeichnung „Life Cycle Assessment“ (LCA) aus der internationalen Literatur übernommen wird, sollte an neues Wissen angepasst werden und unterläge damit laufenden Veränderungen. Neben der Berücksichtigung von Koppelprodukten der Milchproduktion wie dem Fleisch von Altkühen und Kälbern oder Biotreibstoffen wird dabei auch versucht, weitere relevante THGE aus dem Milchviehbetrieb oder dem vorgelagerten Bereich zu erfassen. In diese Variante III fließen nun also auch jene Vorleistungen und Emissionsquellen ein, die in *Tabelle 2* genannt wurden, aber in den Schätzungen nach der Variante I bzw. II noch nicht berücksichtigt wurden. So werden auch Landnutzungsänderungen und die Freisetzung oder Akkumulation von organisch gebundenem Kohlendioxid in Humus integriert. Humusakkumulation

und -freisetzung wird nach internationalen Richtlinien (IPCC 2006) nur für Flächen berechnet, die in den letzten 20 Jahren mindestens ein Mal umgebrochen wurden. Für alpine Grünlandflächen, die in der Regel bereits wesentlich länger als solche bestehen, wird das Erreichen eines Fließgleichgewichts des Humusgehalts angenommen. Eine Veränderung des Kohlenstoffhaushalts im Humus wird also nur für die über importiertes Kraftfutter beanspruchten Flächen anteilig berechnet. Die Berechnung des Humuswerts basiert auf Arbeiten von HÜLSBERGEN & KÜSTERMANN (2007) wobei von einer durchschnittlichen, jährlichen Humus-Kohlenstoffanreicherung von 402 kg CO₂ pro ha für biologische Betriebe und einer Humus-Kohlenstofffreisetzung von 202 kg CO₂ bei konventionellen Betrieben ausgegangen wird. Umgerechnet auf einen durchschnittlichen Ertrag von Futtergetreide von 36 dt ergibt sich für biologische Wirtschaftsweise damit eine Sequestrierung (Einlagerung) von ca. 111 g CO₂ pro kg eingesetztem Kraftfutter. Für konventionelle Systeme bewirkt die Veränderung im Kohlenstoffhaushalt eine Freisetzung von rund 33 g pro kg Kraftfutter bei 60 dt Ertrag durchschnittlicher Getreidekulturen.

Abbildung 2 gibt einen Überblick über die Auswirkungen der Einbeziehung neuer Elemente gemäß Variante III. Da diese Thematik in der wissenschaftlichen Literatur gegenwärtig noch intensiv diskutiert wird, sind diese Ergebnisse als vorläufig anzusehen.

Anhand der nach Variante III abgeleiteten Resultate werden folgend auch Emissionen pro Flächeneinheit berechnet. Über die gesamte Lebensdauer der Milchkühe betragen die durchschnittlichen Emissionen einer Laktation demnach in den zwei modellierten Beispielbetrieben etwa 6.050 kg für PS-B (bei 6.500 kg Milch) und 8.580 kg für PS-K (bei 7.500 kg Milch). PS-B benötigt in Summe 1,04 ha für die 6.500 kg Milch, das konventionelle PS-K in Summe 1,14 ha für die 7.500 kg Milch. Pro ha benötigter landwirtschaftlicher Nutzfläche ergeben sich somit 5.817 kg CO₂-Emissionen bei PS-B und 7.526 kg CO₂-Emissionen bei PS-K (*Abbildung 3*). Bei einem größeren Unterschied der Intensität der zwei verglichenen Systeme würde die Differenz pro

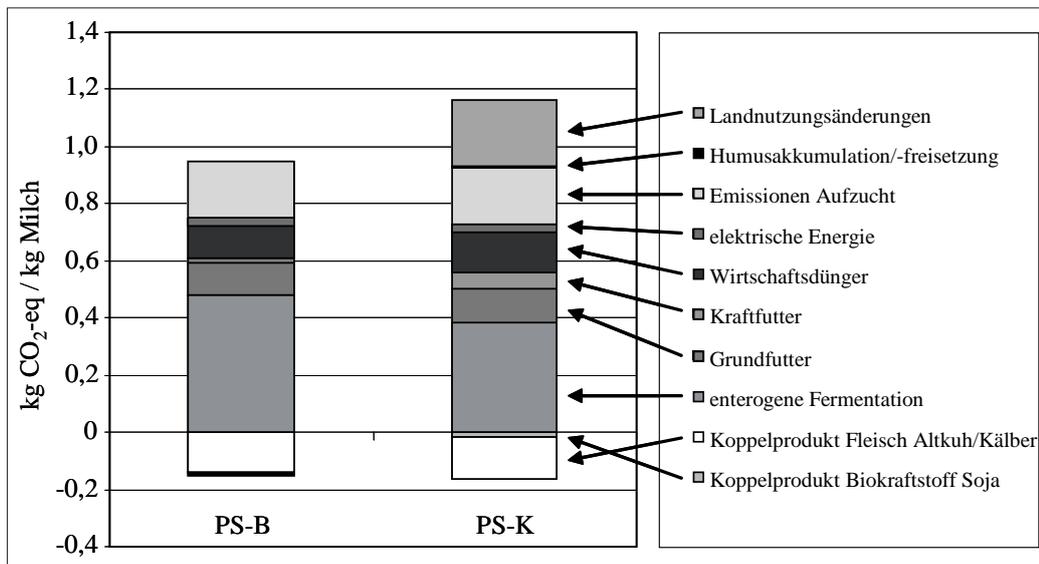


Abbildung 2: Emissionen pro kg Milch nach Variante III

Fläche noch deutlich größer werden. Würde zum Beispiel ein extensives alpines Produktionssystem mit einem intensiven in der Gunstlage (mit hohem Ackerfutter- und Kraftfuttermittel-Anteil) verglichen, könnte der Unterschied pro beanspruchter Flächeneinheit auch mehr als 100 % ausmachen.

Die Motive für eine Betrachtung von THGE pro Flächeneinheit gegenüber einer pro Produkt-einheit werden im

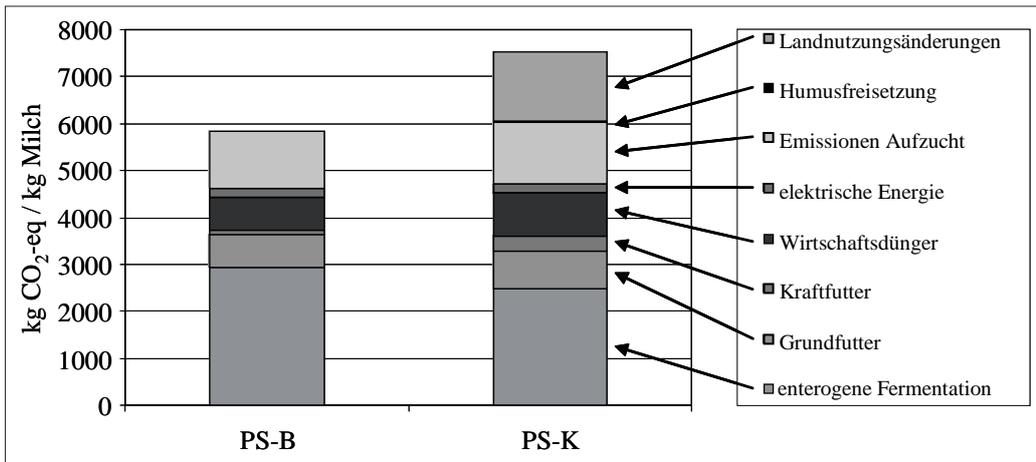


Abbildung 3: (Netto-) Emissionen pro ha der gesamten beanspruchten landwirtschaftlichen Nutzfläche nach Variante III

achtlich hohe Mengen an CO₂ freigesetzt. Im globalen Maßstab sind bis zu 30 % aller anthropogenen CO₂-Emissionen in Landnutzungsänderungen begründet. Besonders deutlich wird dies v.a. für die Rodung von Tropenwäldern und den Umbruch von Savannenland für die Sojabohnen-Produktion in Lateinamerika (IPCC 2007). Ein Austausch der so erzeugten, importierten Futtermittel in der

folgenden Kapitel „Diskussion und Schlussfolgerungen“ erläutert.

Wäre ohne eine Integration der Emissionsquelle Landnutzungsänderungen nach Variante III das konventionelle PS pro Produkteinheit noch besser gewesen, so weist es nach jeder der hier vorgestellten Methoden höhere THGE pro Flächeneinheit auf. Der wesentliche Grund dafür liegt in der geringeren Beanspruchung von Nutzfläche und der folgenden höheren Flächeneffizienz des intensiven Systems.

4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Im vorliegenden Beitrag wurde demonstriert, wie die unterschiedliche Definition der Systemgrenzen und damit verbunden die Verwendung verschiedener Berechnungsvarianten für zwei konkrete Produktionssysteme (Betriebe) zu sehr unterschiedliche Ergebnissen führen kann. Wird bspw. die Herstellung eines eingesetzten Mineraldüngers nicht berücksichtigt (weil „vorgelagert“ und somit „indirekt“) und nur die bodenbürtige Emission eingerechnet, die von der Menge an verfügbarem Stickstoff abhängt, können pro Produkteinheit die intensiven Systeme deutlich besser abschneiden. Andererseits ist es für eine umfassende Beurteilung der Nachhaltigkeit der Lebensmittelproduktion unabdingbar, eingesetzte Betriebsmittel auch hinsichtlich ihrer Herstellung zu betrachten. Zur Entwicklung wirksamer Minderungsstrategien betreffend THGE ist daher die Durchführung detaillierter und exakter Life Cycle Assessments (LCAs) notwendig. In diesen sind alle relevanten Emissionsquellen und -senken zu berücksichtigen, um nicht aufgrund falscher Schlüsse bspw. neue Emissionsquellen an anderer Position der Bereitstellungskette – etwa im vorgelagerten Bereich – entstehen zu lassen. Kraftfutterreiche Rationen vermindern beispielsweise die hohen Methanemissionen aus der enterogenen Fermentation. Dieser vordergründig positive Effekt stößt aber einerseits in einer möglichen Verminderung der Lebensleistung der Tiere bei sehr hohen Kraftfuttermengen an seine Grenzen. Ebenso, jedoch wesentlich deutlicher, wirkt andererseits die Emissionsquelle „Landnutzungsänderungen“ einer hohen Kraftfuttermenge entgegen. Wenn für gesteigerte Kraftfutterproduktion Grünland zu Ackerland umgebrochen wird, werden be-

konventionellen Milchproduktion durch heimische Eiweißalternativen kann wesentlich zur Lösung dieses Problems beitragen (HÖRTENHUBER 2008). Zudem wären dadurch auch auf sozial-ethischer Ebene (Abbildung 4) positive Effekte wahrscheinlich, wenn bspw. lateinamerikanische Kleinbauern nicht durch Soja-exportierende Großbetriebe verdrängt würden (VAN BERKUM et al. 2006). Die THGE pro Produkteinheit verringerte sich am Beispiel des PS-K um 20 %, wenn importierter Sojaextraktionsschrot durch einheimische Körnerleguminosen ersetzt würde.

Das Koppelprodukt Sojaöl aus der Sojabohnen-Extraktion wird dabei schon berücksichtigt, dieses kann jedoch keinesfalls die hohen THGE der Landnutzungsänderung ausgleichen. Die Emissionen aus enterogener Fermentation sind für Ackerbohne im Vergleich zu Sojaextraktionsschrot geringfügig besser (KIRCHGESSNER et al. 1995). Günstig ist in dieser Hinsicht auch heimischer Rapskuchen zu bewerten, bei dem aufgrund der relativen Rohstoffknappheit (BMGF 2006) allerdings wiederum die Problematik möglicher Landnutzungsänderungen und die aufgrund hoher Stickstoffaufwandsmengen auftretenden Lachgasemissionen zu berücksichtigen sind.

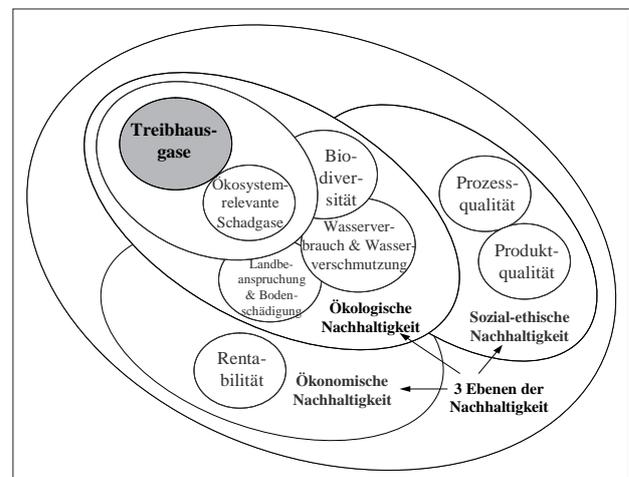


Abbildung 4: Ebenen der Nachhaltigkeit und deren Elemente

In der Entwicklung der Methodik zur THGE-Bilanzierung stellt das LCA derzeit den aktuellsten Stand dar. Durch die Integration neuer Erkenntnisse (bspw. betreffend relevanter Emissionsquellen) sollte eine stetige Anpassung erfolgen, um möglichst korrekte und belastbare Szenarien zur THGE zu erhalten. Die Grundlagenforschung zu Emissionen muss dabei noch vorangetrieben werden, da bisherige Erkenntnisse über komplexe Zusammenhänge – bspw. zu bodenbürtigen Emissionen – vielfach noch keine genauen Vorhersagen zulassen. Allerdings muss auch darauf hingewiesen werden, dass selbst die genaueste THGE-Bilanzierung mit dem besten und aktuellsten Wissen nur ein Segment der Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Produktion beschreibt. Das Treibhausgaspotenzial stellt nur einen Faktor unter vielen Nachhaltigkeitsaspekten dar (*Abbildung 4*).

Deshalb konzentrieren sich aktuelle LCA-Ansätze darauf, nicht nur die Klimawirksamkeit, sondern eine möglichst breite Palette an ökologischen Wirkungen zu erfassen. Je weiter der untersuchte Ausschnitt, desto größer werden aber auch Unterschiede zwischen den Ergebnissen verschiedener LCA-Ansätze. Kritische Punkte bei jedem LCA sind der Zugang zu repräsentativen Daten von hoher Qualität. Durch internationale Vernetzung der Akteure sollen diese Probleme gelöst und die Methodik des Life Cycle Assessments weiterentwickelt werden (ROY et al. 2008a). Zur Vereinheitlichung der Methodik tragen aktuell die beiden Standards ISO 14040 und ISO 14044 (FINKBEINER et al. 2006) bei. Aufgrund der vielfältigen Anforderungen an LCAs im agrarischen Kontext und der Problematik der „passendsten“ Bezugsbasis (NEMECEK et al. 2001, ROY et al. 2008a,b) wird vielfach versucht die Ergebnisse von LCAs in einem zentralen Index darzustellen.

5 Literaturverzeichnis

- AMON, B., M. FRÖHLICH, R. WEISSENSTEINER, B. ZABLATNIK und T. AMON, 2007: Tierhaltung und Wirtschaftsdüngermanagement in Österreich (TIHALO). Endbericht Projekt Nr. 1441. Auftraggeber: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- BISKUPEK, B., A. PATYK und J. RADTKE, 1997: Daten zu Pflanzenproduktion. In: KALTSCHMITT, M. und G.A. REINHARDT: *Nachwachsende Energieträger*. Vieweg-Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, Deutschland.
- BUCHGRABER, K., L. GRUBER, R. RESCH und G. WIEDNER, 1997: ÖAG-Futterwerttabelle für Grundfutter im Alpenraum. In: ÖAG-Sonderbeilage – Der Fortschrittliche Landwirt, 4/1997.
- BUCHGRABER, K. und G. GINDL, 2004: *Zeitgemäße Grünlandbewirtschaftung*. 2. Auflage. Leopold Stocker Verlag, Graz.
- BMGF (Bundesministerium für Gesundheit und Frauen, Wien), 2006: *Herkunftsidentität von Raps und Rapsprodukten am Markt in Österreich und Verarbeitung in dezentralen Ölmöhlen*.
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien), 2006: *Grüner Bericht 2006*. <http://www.gruenerbericht.at>, 02.04.2007.
- BMLFUW (Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien), 2008: *Deckungsbeiträge und Daten für die Betriebsplanung 2008*.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt), 1995: *Klimaschutz auf kommunaler Ebene*. Österreichisches Ökologie-Institut, Wien.
- CEDERBERG, C. und B. MATTSON, 2000: *Life cycle assessment of milk production - a comparison of conventional and organic farming*. *J. of Cleaner Production* 8, 49-60.
- DE BOER, I.J.M., 2003: *Environmental impact assessment of conventional and organic milk production*. *Livest. Prod. Sci.* 80, 69-77.
- DLG (Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft), 1997: *DLG-Futterwerttabelle für Wiederkäuer*. 7. erweiterte und überarbeitete Auflage. DLG-Verlag, Frankfurt/Main, Deutschland.
- EEA (European Environment Agency), 2008: *Land Cover changes 1990 – 2000*. <http://dataservice.eea.europa.eu/dataservice/viewdata/viewpvt.asp>, 01.10.2008
- FEHRENBACH, H., J. GIEGRICH, G. REINHARDT, J. SCHMITZ, U. SAYER, M. GRETZ, E. SEIZINGER und K. LANJE, 2008: *Criteria for a Sustainable Use of Bioenergy on a Global Scale*. <http://www.umweltbundesamt.de>, 02.11.2008
- FINKBEINER, M., A. INABA, R.B.H. TAN, K. CHRISTIANSEN und H.J. KLÜPPEL, 2006: *The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044*. *International J. of Life Cycle Assessment* 11, 80-85.
- FÜRST, C., 2006: *Züchterische Strategien für die Bio-Rinderzucht*. In: *Bericht über die österreichische Fachtagung für Biologische Landwirtschaft 2006*. <http://orgprints.org/8363/01/Tagungsband.pdf>, 15.12.2007.
- HÖRTENHUBER, S., 2008: *Treibhausgasemissionen aus der Milchproduktion in Abhängigkeit von Standort und Wirtschaftsweise – Ergebnisse für österreichische Modellbetriebe*. Diplomarbeit, Universität für Bodenkultur Wien.
- HÜLSBERGEN, K.J. und B. KÜSTERMANN, 2007: *Ökologischer Landbau – Beitrag zum Klimaschutz*. In: *Wiesinger, K. (Hrsg.): Tagungsband zu Öko-Landbau-Tag 2007*. Freising-Weihenstephan, 07. März 2007.
- IPCC, 2001: In: *Houghton, J.T. et al.: Climate Change 2001: The Scientific Background*, vol. 94. Cambridge University Press, Cambridge, Großbritannien.
- IPCC, 2006: *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. und K. Tanabe (eds). Published: IGES, Japan.
- IPCC, 2007: *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change*. (Working Groups I, II, III). <http://www.ipcc.ch>, 11. 06. 2007.
- KIRCHGESSNER, M., W. WINDISCH und H.L. MÜLLER, 1995: *Nutritional factors for the quantification of methane production*. In: *Engelhardt, W.v., S. Leonhard-Marek, G. Breves und D. Giesecke (Hrsg.): Ruminant Physiology: Digestion, Metabolism, Growth and Reproduction*. Proceedings VIII International Symposium on Ruminant Physiology, 333-348.
- KIRCHGESSNER, M., 2004: *Tierernährung*. 11. überarbeitete Auflage. DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- LÖTKE, K., F. FUCHS und J. ZEDDIES, 1997: *Reduction of emissions in farming systems in Germany*. In: *Adger, W.N. (Hrsg.), D. Pettenella, M. Whitby: Climate-change, Mitigation and European Land-use Policies*. Cab International. London, England.
- NEMECEK, T., C. FRICK, D. DUBOIS und G. GAILLARD, 2001: *Comparing farming systems at crop rotation level by LCA*. In: *Pro-*

- ceedings of the Third International Conference on LCA in Foods, Gothenburg, Sweden.
- ÖHLINGER, C., G. DELL und C. EGGER, 2007: Stromsparen in der Landwirtschaft. http://www.wsed.at/wsed/fileadmin/esv_files/Info_und_Service/Landwirtschaftsbro-21.12.07-fin.pdf, 20.01.2008.
- ÖKL (Österreichisches Kuratorium für Landtechnik und Landentwicklung), 2005: ÖKL- Richtwerte für die Maschinenselbstkosten 2005. ÖKL, Wien.
- ÖKO-Institut, 2008: Datenbank GEMIS, Version 4.42. <http://www.oeko.de/service/gemis/de/download.htm>, 03.01.2009.
- OLESEN, J.E., K. SCHELDE, A. WEISKE, M.R. WEISBJERG, W.A.H. ASBERG und J. DJURHUUS, 2006: Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 207-220.
- PATYK, A. und G.A. REINHARDT, 1997: Düngemittel-, Energie und Stoffstrombilanzen. Vieweg-Verlag, Braunschweig/Wiesbaden, Deutschland.
- PÖTSCH, E.M., 2006: Österreichisches Aktionsprogramm zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie: Aktualisierung der N-Ausscheidungsrate für landwirtschaftliche Nutztiere - Konsequenzen für die Praxis. http://www.gumpenstein.at/publikationen/umweltprogramme_2006/poetsch.pdf, 21.10.2007.
- RESCH, R., T. GUGGENBERGER, L. GRUBER, F. RINGDORFER, K. BUCHGRABER, G. WIEDNER, A. KASAL und K. WURM, 2006: Futterwerttabellen für das Grundfutter im Alpenraum. <http://www.gumpenstein.at>, 22.05.2008.
- ROY, P., T. ORIKASA, D. NEI, H. OKADOME, N. NAKAMURA und T. SHIINA, 2008a: A comparative study on the life cycle of different types of meat. In: Proceedings of the Third LCA Society Research Symposium, Nagoya, Japan.
- ROY, P., D. NEI, H. OKADOME, N. NAKAMURA, T. ORIKASA und T. SHIINA, 2008b: Life cycle inventory analysis of fresh tomato distribution systems in Japan considering the quality aspect. *J. of Food Engineering* 86, 225-233.
- SMALING, E.M.A., R. ROSCOE, J.P. LESSCHEN, A.F. BOUWMAN, E. COMUNELLO, 2008: From forest to waste: Assessment of the Brazilian soybean chain, using nitrogen as a marker. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 128, 185-197.
- THOMASSEN, M.A., K.J. VAN CALKER, M.C.J. SMITS, G.L. IEPEMA und I.J.M. DE BOER, 2008: Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands, *Agricultural Systems* 96, 95-107.
- VAN BERKUM, S., ROZA, P. und B. PRONK, 2006. Sojahanvelketenrelaties. Sojaketens in Brazilië, Argentinië en Nederland. Rapport 05.06.2008 Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague, The Netherlands. Zitiert nach: SMALING et al. 2008.
- WCED (World Commission on Environment and Development), 1987: Our Common Future, <http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm>, 20.01.2009.
- WEISKE, A., A. VABITSCH, J.E. OLESEN, K. SCHELDE, J. MICHEL, R. FRIEDRICH und M. KALTSCHMITT, 2006: Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 221-232.
- WIEGMANN, K., U. EBERLE, U. FRITSCHKE und K. HÜNECKE, 2005: Ernährungswende: Umweltauswirkungen von Ernährung – Stoffstromanalysen und Szenarien. www.ernaehrungswende.de/pdf/Ern_wende_DP11_final.pdf, 17.12.2008.
- WILLIAMS, A.G., AUDSLEY, E. und D.L. SANDARS, 2006: Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. In: Main Report, Defra Research Project IS0205, Cranfield University and Defra. <http://www.defra.go.uk>.
- ZUCHTDATA, 2007: Jahresbericht 2006. <http://www.zar.at/download/RiZu/ZuchtData-Jahresbericht-2006.pdf>, 15.07.2007.