

## Bedeutung der Modellvalidität für die Ökobilanzierung von landwirtschaftlichen Produkten – Vergleich zweier Milchrindrasen

Schüler, M.<sup>1</sup> und Paulsen H.M.<sup>1</sup>

*Keywords:* Ökobilanz, Treibhausgase, Modellierung, Unsicherheit

### Abstract

*In the experimental station of the Thünen-Institute of Organic Farming the dairy breeds Holstein-Friesian (SBT) and Red Holstein double usage (RBT) are kept in separate herds under identical conditions. By means of a material flow FARM-Model, designed with the life cycle assessment (LCA) and material flow software Umberto, an assessment from cradle to farm gate of standard environmental impact categories was undertaken. The results of the analyses on green house gas emissions are described. While the SBT herd had a better environmental performance due to higher milk yields, the results depend on algorithms used in the model. When benchmarking different farms in terms of environmental performance, modeling uncertainty has to be taken into account.*

### Einleitung und Zielsetzung

Die Methode der Ökobilanz ermöglicht es, Produktionssysteme auf ihre Umweltwirkung systematisch zu untersuchen, die Wirkungen zu quantifizieren, Verbesserungsmöglichkeiten aufzuzeigen und bei Nutzung von Modellen Auswirkungen von Änderungen in der Produktionskette in verschiedenen Umweltwirkungskategorien zu erfassen. Die Ökobilanzierung von landwirtschaftlichen Produkten ist schon häufig in Bezug auf das Allokationsverfahren und Wahl der Systemgrenzen untersucht worden (z. B. Cederberg und Stadig 2003, Flysjo *et al.* 2011, Schau und Fet 2008, Thomassen *et al.* 2008, Weidema und Schmidt 2010). Schau und Fet (2008) machen zum Beispiel deutlich, dass die Wahl von funktioneller Einheit, Systemgrenze und Allokationsverfahren voneinander abhängen und großen Einfluss auf die Ökobilanzergebnisse haben. Darüber hinaus gibt es Vergleiche der Algorithmen der einzelnen Emissionsquellen (z.B. Ellis *et al.* 2010, Kebreab *et al.* 2006). Es ist jedoch nicht klar, welche Auswirkungen einzelne Algorithmen auf die Bewertung des Gesamtsystems haben. In einem Vergleich zweier getrennt gehaltener Milchviehrassen mit unterschiedlicher Milchleistung soll am Beispiel der enterischen Methanbildung untersucht werden, inwieweit Ökobilanzergebnisse durch die Verwendung bestimmter Algorithmen beeinflusst werden.

### Material und Methoden

Am Thünen-Institut für Ökologischen Landbau wurde im Rahmen einer Diplomarbeit auf Basis der Stofffluss- und Ökobilanzsoftware Umberto das FARM-Modell entwickelt und ausgebaut (Flow Analysis and Resource Management Modell, Schüler und Paulsen 2012). Es umfasst alle Lebenswege bis zum Hoftor (Cradle-to-farm gate) und

---

<sup>1</sup> Thünen-Institut für Ökologischen Landbau, Trenthorst 32,23847, Westerau, Deutschland, maximilian.schueler@vti.bund.de, <http://www.vti.bund.de>.

ist hierarchisch strukturiert, so dass die Detailtiefe je nach Datenverfügbarkeit angepasst werden kann. Im FARM-Modell können sämtliche Algorithmen verändert und deren Auswirkungen miteinander verglichen werden. Diese Algorithmen umfassen die Berechnung von Emissionen, Allokationsverfahren sowie Materialeigenschaften (z. B. Energiegehalt der Milch, Futterinhaltsstoffe). Die Wirkungsabschätzung wird derzeit mit den Wirkungskategorien des Charakterisierungsmodells der CML (Guinée *et al.* 2002) durchgeführt.

Im Versuchsbetrieb des Instituts werden die Milchrindrasen Rotbunt-Doppelnutzung (RBT) und Holstein-Friesian, schwarzbunte Zuchtrichtung (SBT) unter gleichen Haltungsbedingungen getrennt gehalten. Sowohl der Futterbau als auch die zur Verfügung stehende Infrastruktur ist für beide Herden identisch. Es erfolgt kein Futterzukauf; alle Grob- und Kraftfuttermittel werden innerbetrieblich erzeugt. Tabelle 1 zeigt die der Modellierung zugrundeliegenden Erträge des Futterbaus. Der Gesamtenergiegehalt (GE) der Futtermittel ist aus Jeroch *et al.* (1999) entnommen.

**Tabelle 12: Durchschnittliche Hektarerträge und Energiegehalte der in den Futterrationen verwendeten Komponenten 2008-2010**

| Fruchtfolgenummer | Fruchtfolgeglied          | Ertrag [dt FM/ha] | % TM in FM | GE* [MJ/kg TM] |
|-------------------|---------------------------|-------------------|------------|----------------|
| 1                 | Kleegrass, 1. Jahr        | 236               | 35         | 18,64          |
| 2                 | Kleegrass, Folgejahr      | 220               | 35         | 18,64          |
| 3                 | Silomais                  | 229               | 35         | 18,46          |
| 4                 | Winterweizen              | 33                | 80-86      | 18,57          |
| 5                 | Hafer/Ackerbohne          | 33                | 80-86      | 19,31          |
| 6                 | Triticale                 | 34                | 80-86      | 18,52          |
| x                 | Dauergrünland (1 Schnitt) | 57                | 35         | 18,13          |

\*Literaturdaten nach Jeroch *et al.* (1999)

Die Rationen wurden anhand der vorgelegten Menge bestimmt und bestehen für die laktierenden Kühe aus 19,25 kg TM mit 326,6 MJ GE für die RBT-Kühe und aus 19,47 kg TM mit 328,3 MJ GE für die SBT-Kühe. Die Milchleistung sowie die Fett-, Protein-, und Laktosegehalte betragen 2009 251173 kg, 4,52 %, 3,31 % und 4,70 % für die RBT Herde und 351613 kg, 4,35 %, 3,07 % und 4,70 % für die SBT Herde. Die Umrechnung in energiekorrigierte Milch (ECM) erfolgt auf Grundlage der Formel von Sjaunja (1984) mit einem Energiegehalt von 3,28 MJ/kg ECM. Werden die Tage der laktierenden Kühe und die Trockenstehertage (Tab. 2) addiert und durch 365 geteilt, so ergibt sich die Durchschnittskuhzahl für beide Herden.

Die Formeln für die Berechnung der Methanemissionen aus der Verdauung der Tiere sind das vom IPCC 2006 vorgeschlagene Stufe-II-Verfahren (IPCC 2006), welches ausschließlich vom Gesamtenergiegehalt (GE) des aufgenommenen Futters abhängt (1) sowie das Verfahren von Ellis *et al.* (2007), welches die Methanemission in Abhängigkeit von der Trockenmasseaufnahme pro Tag (DMI) abschätzt (2).

$$CH_4[\text{kg}] = (GE [\text{MJ}] \times 0,065) \times \left( 55,65 \left[ \frac{\text{MJ}}{\text{kg}CH_4} \right] \right)^{-1} \quad (1)$$

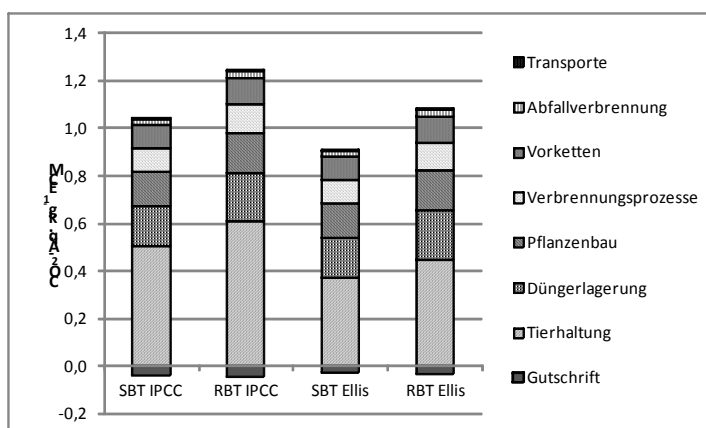
$$CH_4[\text{kg}] = \left( 3,23 + 0,809 \times DMI \left[ \frac{\text{kg}}{\text{d}} \right] \right) \times \left( 55,65 \left[ \frac{\text{MJ}}{\text{kg}CH_4} \right] \right)^{-1} \quad (2)$$

**Tabelle 13: Charakterisierung der Milchviehherden anhand von Produktionsabschnitten sowie der berechneten Methanemissionen für das Jahr 2009**

|                      | Tiertage 2009 |       | kg CH <sub>4</sub> a <sup>-1</sup> (IPCC) |      | kg CH <sub>4</sub> a <sup>-1</sup> (Ellis) |      |
|----------------------|---------------|-------|---|------|--|------|
|                      | RBT           | SBT   | RBT                                       | SBT  | RBT  | SBT  |
| <b>Jungtiere</b>     | 8596          | 7005  | 1436                                      | 1183 | 1392                                       | 1142 |
| <b>Kälber</b>        | 8299          | 8393  | 399                                       | 403  | 782  | 791  |
| <b>lakt. Kühe</b>    | 12821         | 14656 | 4891                                      | 5620 | 4332                                       | 4999 |
| <b>Trockensteher</b> | 2097          | 2203  | 809                                       | 850  | 622  | 791  |

**Ergebnisse**

Bei den laktierenden Kühen werden die direkten Methanemissionen mit der Formel von Ellis et al. um über 10% geringer geschätzt als mit der Formel des IPCC. Bei den trockenstehenden Kühen ist der Unterschied erheblich höher (vgl. Tabelle 2). Dennoch wird mit beiden Formeln ermittelt, dass die Methanemissionen pro kg ECM bei der SBT Herde geringer ausfallen als bei der RBT Herde. Dies lässt sich durch den Einfluss der Milchleistung erklären.



**Abbildung 1: Klimawirkungspotential der Milchproduktion in Abhängigkeit von der Rasse (Rotbunt-DN und Schwarzbunt-HF) und von der Art der Abschätzung der enterischen Methanemission - nach IPCC (2006) bzw. Ellis (2007) in kg CO<sub>2</sub>-Äq. je kg ECM**

Wird im Rahmen einer Ökobilanz die gesamte Produktionskette inklusive der Produktion von Rohmaterialien, Brenn- und Treibstoffen mitberücksichtigt, sowie eine Allokation zwischen Milch und Fleisch nach Energiebedarf vorgenommen, so fällt der Unterschied zwischen den Berechnungsverfahren mit 12 % etwas deutlicher aus (vgl. Abbildung 1). Die Allokation auf Milch und Fleisch führt zu einem geringeren Einfluss der Kälber und Jungtiere auf die Sachbilanzergebnisse, da ihre Aufwendungen zu einem größeren Anteil dem Fleisch zugerechnet werden. Die Unterschiede zwischen den beiden Herden lassen sich durch die höhere Milchleistung der SBT Herde erklären, dabei tragen die Methanemissionen fast 50 % zur gesamten Treibhausgasbilanz der Milchproduktion bei, sodass die Auswahl der zugrunde liegenden Formel zur Berechnung erheblichen Einfluss auf die Ergebnisse hat.

Dieser Beitrag ist im Tagungsband der 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau erschienen. D. Neuhoff, C. Stumm, S. Ziegler, G. Rahmann, U. Hamm & U. Köpke (Hrsg.) (2013): Ideal und Wirklichkeit - Perspektiven Ökologischer Landbewirtschaftung. Beiträge zur 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Bonn, 5. - 8. März 2013 Verlag Dr. Köster, Berlin. Der Tagungsband kann über den Verlag Dr. Köster bezogen werden. Archiviert unter: <http://orgprints.org/view/projects/int-conf-wita-2013.html>

## Diskussion und Schlussfolgerungen

Mathematisch betrachtet führen die Formeln von Ellis und IPCC bei einem Energiegehalt des Futters von 18,5 MJ/kg TM und einer Futteraufnahme von 9,87 kg TM zum gleichen Ergebnis. Danach steigen die CH<sub>4</sub>-Emissionen bei der Verwendung der IPCC Formel stärker an, sodass bei der Verwendung der Formel von Ellis *et al.* Tiere mit hoher TM-Aufnahme bevorzugt werden. Absolute Aussagen über das Klimawirkungspotenzial von Milchproduktion sollten daher die verwendeten Formeln offenlegen. Für den hier vorgenommenen Vergleich zwischen den Herden spielt die Wahl des Algorithmus jedoch kaum eine Rolle. Um die produktbezogenen Treibhausgasemissionen zu verringern, müsste die RBT Herde bei gleicher Futteraufnahme die Milchleistung erhöhen.

Sollen Ökobilanzergebnisse zur Betriebsanalyse verwendet werden, so sollte innerhalb eines landwirtschaftlichen Ökobilanzmodells sichergestellt werden, dass Algorithmen verwendet werden, die nicht eine bestimmte Betriebsform bevorzugen. Falls dies nicht möglich ist, sollte zumindest mit Hilfe einer Sensitivitätsanalyse abgeschätzt werden, welchen Einfluss die Verwendung der einzelnen Algorithmen auf die Gesamtergebnisse hat. Trotz der Unsicherheit über die Modellvalidität lassen sich aus der Ökobilanzierung von landwirtschaftlichen Betrieben Aussagen zur Umweltwirkung sowie Verbesserungsvorschläge ableiten.

## Literatur

- Cederberg C, Stadig M (2003): System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int J Life Cycle Ass* 8(6):350-356
- Ellis JL, Bannink A, France J, Kebreab E, Dijkstra J (2010): Evaluation of enteric methane prediction equations for dairy cows used in whole farm models. *Global Change Biol* 16(12):3246-3256
- Ellis JL, Kebreab E, Odongo NE, McBride BW, Okine EK, France J (2007): Prediction of methane production from dairy and beef cattle. *J Dairy Sci* 90(7):3456-3466
- Flysjo A, Cederberg C, Henriksson M, Ledgard S (2011): How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden. *Int J Life Cycle Ass* 16(5):420-430
- Guinée JB, Gorree M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, Koning Ad, Overs Lv, Wegener Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes HA, Bruijn Hd, Duin Rv, Huijbregts MAJ (2002): Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. III: Scientific background. Dordrecht: Kluwer Academics Publishers
- IPCC (2006): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. IGES, Japan
- Jeroch H, Drochner W, Simon O (1999): Ernährung landwirtschaftlicher Nutztiere: Ernährungsphysiologie, Futtermittelkunde, Fütterung. UTB für Wissenschaft
- Kebreab E, Clark K, Wagner-Riddle C, France J (2006): Methane and nitrous oxide emissions from Canadian animal agriculture: A review. *Can J Anim Sci* 86(2):135-158
- Schau EM, Fet AM (2008): LCA studies of food products as background for environmental product declarations. *Int J Life Cycle Ass* 13(3):255-264
- Schüler M, Paulsen HM (2012): An LCA based comparison of two different dairy breeds in an organic farm. In: 2nd Organic Animal Husbandry Conference, Hamburg, Trenthorst, 12-14 September, 2012
- Sjaunja LO 24th Session of the International Committee for Recording the Productivity of Milk Animals (ICRPMA)
- Thomassen MA, Dalgaard R, Heijungs R, de Boer I (2008): Attributional and consequential LCA of milk production. *Int J Life Cycle Ass* 13(4):339-349
- Weidema BP, Schmidt JH (2010): Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. *J Ind Ecol* 14(2):192-195