

Landbauforschung

*Applied Agricultural
and Forestry Research*

Vol. 66
No. 1 · 03.2016



Landbauforschung

Landbauforschung *Applied Agricultural and Forestry Research* ist eine wissenschaftliche Zeitschrift, in der Forschungsergebnisse zu gesellschaftlich relevanten Themen veröffentlicht werden, die einen Bezug zur Landwirtschaft, zur Forstwirtschaft und zur ländlichen Entwicklung aufweisen. Die Zeitschrift ist damit explizit Disziplinen übergreifend ausgerichtet.

Veröffentlicht werden insbesondere anwendungsorientierte wissenschaftliche Beiträge, die interdisziplinär angelegt sind oder die ausgeprägte Bezugspunkte zu anderen Fachdisziplinen aufweisen. Der geographische Fokus der Zeitschrift liegt auf Deutschland und Europa. Die Sprache der Beiträge ist deutsch oder englisch. Alle Beiträge unterliegen einer doppelt anonymen Begutachtung (double-blind peer review).

Landbauforschung *Applied Agricultural and Forestry Research* wird vom Thünen-Institut in Braunschweig herausgegeben. Für den Inhalt der Beiträge sind die Autoren und Autorinnen verantwortlich. Eine Haftungsübernahme durch die Redaktion erfolgt nicht.

Mit der Einsendung von Manuskripten geben die Verfasser/Verfasserinnen ihre Einwilligung zur Veröffentlichung. Die von den Autoren/Autorinnen zu beachtenden Richtlinien zur Einreichung der Beiträge sind unter www.thuenen.de/de/infothek/publikationen/landbauforschung/ oder bei der Geschäftsführung erhältlich.

Als Printausgabe erscheinen vier Hefte pro Jahr. Beiträge, die noch keinem bestimmten Heft zugeordnet sind, werden als Online First – Version veröffentlicht.

Indexiert in: CAB International, Science Citation Index Expanded, Current Contents – Agriculture, Biology & Environmental Sciences, Scopus, Web of Science.

Herausgeber
Johann Heinrich von Thünen-Institut

Schriftleitung
Prof. Dr. Andreas Bolte,
Prof. Dr. Peter Weingarten

Geschäftsführung
Dr. Hans-Walter Roering
Tel. +49 (0) 40 - 73962 239
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg, Germany
landbauforschung@ti.bund.de
www.thuenen.de

Grafikdesign und Satz
Karin Tamoschat-Depolt, Thünen-Institut

Fotos Umschlagseite
Katja Seifert, Thünen-Institut (2),
Michael Welling, Thünen-Institut (1)

ISSN 0458-6859

Gedruckt auf FSC-zertifiziertem Papier

Alle Rechte vorbehalten.

Applied Agricultural and Forestry Research

Landbauforschung *Applied Agricultural and Forestry Research* is a scientific journal, concerning the latest research results of socially relevant issues related to agriculture, forestry and rural development. The journal is targeted explicitly to interdisciplinary topics.

Particularly welcome are application-oriented scientific contributions with an interdisciplinary approach or with a close connection to other research areas. The geographical focus of the journal is Germany and Europe. Articles may be written in English or German. All articles are subject to a double-blind peer review.

Landbauforschung *Applied Agricultural and Forestry Research* is published by the Thünen Institute with headquarters in Brunswick, Germany. Authors are responsible for the content of their articles. The publishers are not liable for the content.

With the submission of a manuscript, the authors grant permission for publication. The guidelines for the submission of manuscripts can be found under www.thuenen.de/en/infothek/publikationen/landbauforschung/ or obtained from the publishers.

The print edition is published quarterly. Articles not yet assigned to a specific issue are available online ("Online First")

Indexed in: CAB International, Science Citation Index Expanded, Current Contents – Agriculture, Biology & Environmental Sciences, Scopus, Web of Science.

Publisher
Johann Heinrich von Thünen Institute

Editor in Chief
Prof. Dr. Andreas Bolte,
Prof. Dr. Peter Weingarten

Managing Editor
Dr. Hans-Walter Roering
Tel. +49 (0) 40 - 73962 239
Leuschnerstraße 91
21031 Hamburg, Germany
landbauforschung@ti.bund.de
www.thuenen.de

Graphic Design and Typesetting
Karin Tamoschat-Depolt, Thünen Institute

Photos cover pages
Katja Seifert, Thünen Institute (2),
Michael Welling, Thünen Institute (1)

ISSN 0458-6859

Printed on FSC-certified paper

All rights reserved.

Inhalt
Content

	Angelika Wöhler-Geske, Christian R. Moschner, Antje Gellerich, Holger Militz, Jörg-Michael Greef, and Eberhard Hartung
1	Provenances and properties of thatching reed (<i>Phragmites australis</i>) Provenienzen und Eigenschaften des Dachdeckmaterials Reet (<i>Phragmites australis</i>)
	Silvia Haneklaus, Judith Schick, Sylvia Kratz, Daniel Rückamp, and Ewald Schnug
11	Variable rate application of manure – gain or pain? Variable Ausbringung von Gülle – Vorteil oder Strafe?
	Karl-Heinz Ueberschär, Ulrike Brezina, and Sven Dänicke
21	Zearalenone (ZEN) and ZEN metabolites in feed, urine and bile of sows: Analysis, determination of the metabolic profile and evaluation of the binding forms Zearalenon (ZEN) sowie ZEN-Metaboliten in Futter, Urin und Galle von Sauen: Analytik, Bestimmung von Metabolitenprofilen und Abschätzung der Bindungsformen
	Stephanie Kätsch und Bernhard Osterburg
29	Treibhausgasrechner in der Landwirtschaft – Erfahrungen und Perspektiven Carbon Calculators in Agriculture – Experiences and Perspectives
	Ulrich Dämmgen, Wendy Liermann, Verena Bösch, Andreas Berk und Sven Dänicke
45	Der Einfluss der Futterkonfektionierung bei Mastschweinen und Broilern auf die Emission von Treibhausgasen und Ammoniak – Betrachtung der gesamten Produktionskette The effect of feed conditioning and composition on greenhouse gas and ammonia emissions from fattening pigs and broilers along the entire production chain

Provenances and properties of thatching reed (*Phragmites australis*)

Angelika Wöhler-Geske*, Christian R. Moschner*, Antje Gellerich**, Holger Militz**, Jörg-Michael Greef***, and Eberhard Hartung*

Abstract

The common wetland plant reed (*Phragmites australis*) is a traditional thatching material and reed thatched houses are substantial cultural parts of the Baltic and North Sea landscapes. Durability of reed and thus life expectancy of thatches is partly determined by properties of the building material. However, there is no comprehensive research work about properties of thatching reed. Therefore this study was performed and a total number of 214 reed bunches from German and Dutch providers was characterized concerning provenances, harvest years, morphological properties and chemical composition.

Examined reed bunches originate from 12 different countries in Europe and Asia and were predominantly harvested during the winter seasons in the sampling year or the year before. Mean culm diameters of bunches varies between 2.4 and 7.7 mm. Main dry matter component is crude cellulose (51.5 ± 2.3 %), followed by crude hemicellulose (26.9 ± 2.3 %) and crude lignin (11.9 ± 1.3 %). Crude ash shows a range from 0.69 to 8.07 %, and especially high calcium content seems to be related to considerable contamination with cattail (*Typha spec.*). C/N ratio varies noticeably between 76 and 963 with a mean of 290.

Results indicate the high variability of thatching reed concerning the values of its properties, probably because of multiplicity of influencing factors. With its exceptional large sample size, this study provides the informational background for further research about durability of thatching reed and life expectancy of reed thatches.

Keywords: *Phragmites australis*, provenance, culm diameter, lignin, nitrogen, thatch, durability

Zusammenfassung

Provenienzen und Eigenschaften des Dachdeckmaterials Reet (*Phragmites australis*)

Die weitverbreitete Sumpfpflanze Schilf (*Phragmites australis*) wird noch heute als Dachdeckmaterial verwendet, und insbesondere im Nord- und Ostseeraum sind Kulturlandschaften durch die traditionellen Reetdachhäuser geprägt. Als Baumaterial biologischen Ursprungs unterliegt Schilf zersetzenden Prozessen, wobei die Widerstandsfähigkeit und damit die Dauerhaftigkeit des Materials von dessen Eigenschaften bestimmt werden. Da bisher nur wenig über die Variabilität des Baumaterials bekannt ist, wurden insgesamt 214 handelsübliche Reetbünde hinsichtlich der Herkunftsländer und Erntejahre, morphologischer Eigenschaften und der chemischen Zusammensetzung untersucht. Die Reetbünde stammen aus zwölf verschiedenen europäischen und asiatischen Ländern und wurden vornehmlich während der Wintersaison des Jahres der Probenahme bzw. des vorangegangenen Jahres geerntet. Die mittleren Halmdurchmesser betrugen 2,4 bis 7,7 mm. Hauptbestandteil der Trockenmasse von Reet ist Rohcellulose ($51,5 \pm 2,3$ %), gefolgt von Hemicellulose ($26,9 \pm 2,3$ %) und Rohlignin ($11,9 \pm 1,3$ %). Der Anteil an Rohasche liegt zwischen 0,69 und 8,07 %. Das C/N-Verhältnis reicht von 76 bis 963 und beträgt im Mittel 290. Aufgrund des sehr großen Stichprobenumfangs liefert die Studie grundlegende Informationen für weitere Untersuchungen über die Dauerhaftigkeit von Dachdeckerriet und die Lebensdauer von Reetdächern..

Schlüsselworte: *Phragmites australis*, Herkunft, Halmdurchmesser, Lignin, Stickstoff, Reetdach, Dauerhaftigkeit

* Institute of Agricultural Engineering, Kiel University, Olshausenstrasse 40, 24098 Kiel, Germany

** Department of Wood Biology and Wood Products, University Göttingen, Büsgenweg 4, 37077 Göttingen, Germany

*** Julius-Kühn-Institut, Bundesallee 50, 38104 Braunschweig, Germany

Contact: awoehler@ilv.uni-kiel.de

1 Introduction

Common reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) has been used as thatching material for at least a thousand of years (Frahm, 1972; Schattke, 1992) and reed thatched houses are a cultural heritage and in particular part of the Baltic and North Sea landscapes. However, since some decades early deterioration of reed thatches has been reported for western and middle Europe and its cause has been discussed (Kirby and Rayner, 1988; Kirby and Rayner, 2001; Haslam, 1989; Anthony, 1999). Moisture on roofs is said to support deterioration (Haslam, 1990) beneath constructional characteristics of roofs such as pitch (Anthony, 1999). As an important factor for deterioration also reed quality had been identified (Haslam, 1989; Haslam, 1990; Schwarz et al., 2008). Quality is assumed to be related to procedural, chemical and morphological properties, bending strength and in particular to life expectancy, reflected as resistance or durability against environmental conditions or degradative organisms (Haslam, 1989; Haslam, 1990; Schwarz et al., 2008). During growth process at least chemical and morphological properties are influenced by many factors, as is known for reed bed management (Björndahl, 1985; Guntli, 1989; Asaeda et al., 2003), conditions of climate (Rodewald-Rodescu, 1974; Kuehl and Kohl, 1992), soil and eutrophication (Dinka, 1986; Ksenofontova, 1988; Schaller et al., 2012; Li et al., 2014a), water (Koppitz et al., 2004) and salinity (Hartzendorf and Rolletschek, 2001; Chen et al., 2006). Moreover, these parameters vary by ecotype (Kühl et al., 1999; Čurn et al., 2007; Hansen et al., 2007; Achenbach et al., 2012) or cutting height (Guntli, 1989) and are reported to be highly variable even within a few square meters (Schieferstein, 1997), so single reed beds can provide very different qualities (Boar et al., 1999). Until now there are neither extant studies about the range of single properties of traded reed bunches in Germany and elsewhere, nor is there a general consensus which reed properties define its suitability as thatching material.

The intention of this research work is therefore to give a first overview about the building material reed by a) analysing the provenances and harvest dates, b) measuring different morphological parameters, c) determining contents of several chemical constituents and d) analysing correlations between single reed properties of 214 customary thatching reed bunches.

2 Materials and Methods

2.1 Source of samples

The investigated bunches of thatching reed originate from different producing countries and sites. Bunches were collected and offered by official reed producers and traders in Germany and the Netherlands between 2010 and 2012. Few of the bunches were declared for discharge by providers because of beginning or advanced decay after delivery or storage. Additionally all providers were asked to fill questionnaires about harvest areas and years as well as environmental, soil and storage conditions.

2.2 Sample preparation

Starting at the bottom of each bunch, multiple parts with a circumference of about 40 cm and a height of 55 mm were cut off. On these parts, morphological parameters were calculated as demonstrated by Wöhler-Geske et al. (2013) and Wöhler-Geske (2014). About 100 g of culms were milled and sieved for 1 mm. Milled reed was used for determination of chemical properties.

2.3 Determination of morphological parameters

Different morphological parameters were determined, calculated or estimated. Before bunches were cut, conicity was calculated as ratio of bunch circumference at a height of 0.8 m and circumference at bunch basis. Also length of bunches from basis to panicles was measured. Directly after cutting, circumference and weight of undried parts were determined and thus packing density in kg m⁻³ was calculated.

Image analysis was used to estimate mean diameter of culms of a bunch and mean culm wall thickness amongst other parameters according to Wöhler-Geske et al. (2013) and Wöhler-Geske (2014) as described as follows. Cut bunch parts were scanned, and resulting bitmaps were used to develop analysis algorithms (Halcon, version 7.1.2, MVTec Software GmbH, Munich). For detection of culms, it is searched for circles with a certain quantity of pixels above a predefined threshold concerning brightness. Decrease in brightness around this primary circle was used to determine diameter and wall thickness of culms. Diameters and wall thicknesses of identified culms were averaged for every examined bunch.

Reference for the determination algorithms was obtained by manual measurement of culm diameters and culm wall thicknesses including leaf sheaths using ImageJ (ImageJ 1.44p, Wayne Rasband, National Institutes of Health, USA). In total, mean culm diameters of 34 bunches were used as reference. To estimate mean culm diameter and mean culm wall thickness of other bunches, a regression equation between manually (ImageJ) and program determined (Halcon) parameters was used. Coefficient of determination (R^2) for estimating the mean culm diameter of a bunch was 0.971. Culm wall thicknesses were calculated basing on culm diameters with a determination coefficient of 0.865, since direct determination by Halcon showed poorer results.

Additionally, density of undried samples without culm lacunae and gaps between culms was estimated in two different ways of calculating cutting surface of culms. On the one hand, cutting surface was estimated by calculation including previously determined mean diameter and wall thickness. On the other hand, cutting surface was estimated by Halcon mediated quantification of culm areas in bitmaps by analysis of brightness in the same way as described for identification of culms and determination of diameter and wall thickness.

Halcon based image analysis was also used to determine dimensionless levels in RGB color model. Bitmaps were decomposed for red, green and blue channels, and mean intensity of colors was determined within the area of identified reed culms.

2.4 Determination of chemical composition

Chemical constituents were determined according to standard methods described in VDLUFA Methodenbuch III (2007), such as crude ash (method 8.1), nitrogen (4.1.2) and carbon (4.1.2). Neutral detergent fibre (NDF and organic NDF) and acid detergent fibre (ADF and organic ADF) were analyzed according to a procedure to Van Soest et al. (1991). The procedure enables the determination of different components of the cell wall. Thereby the complete amount of cell wall components is obtained by digesting (boiling) the feed sample in a so called neutral detergent solution and results in the neutral detergent fiber fraction (NDF). The residue after digestion in a solution with sulfuric acid is called the acid detergent fiber (ADF) and contains mainly cellulose and lignin. Finally the remaining sample is treated with sulfuric acid of a higher concentration, resulting in a decomposition of cellulose leaving mainly lignin. This fraction is called acid detergent lignin (ADL). Organic fibre fractions (oNDF and oADF) were determined because aerobic degraders are assumed to incorporate only organic fractions during decay. Contents of cellulose, hemicellulose and lignin were calculated as differences between NDF and ADF content. Concentrations of carbon and nitrogen were determined according to Dumas by using a CHN analyzer.

Furthermore bunches were analyzed for mineral substances silicon (Si), magnesium (Mg), phosphor (P), calcium (Ca), potassium (K) and sulphur (S) by X-ray fluorescence adapted to a procedure of Schnug and Haneklaus (1999). Values were tested for plausibility and eliminated if not plausible ($n = 1$).

2.5 Statistical analysis

All sample subsets were tested for normality by using Kolmogorov-Smirnov and additionally skewness and kurtosis tests.

To quantify relationships between parameters, Pearson product-moment correlation was used.

3 Results

3.1 Provenances and harvest years

Countries of origin could be located for almost 99 % of bunches, and bunches originated from 12 different countries in Europe and Asia. Provenances of reed from Dutch and German providers are largely similar, except for the lack of Dutch reed at the German market (Figure 1). In total, three-quarter of bunches were harvested either in Germany, Netherlands, Turkey, Romania or China. For 45 % of bunches, also single districts of origin were known, primarily concerning bunches from Germany, Netherlands and Turkey.

Information about harvesting years was definite for less than 40 % of all bunches. For another 56 %, identification of harvesting years was only approximation. The oldest stored bunch was indeed harvested about 1990, but for more than 85 % of bunches the harvest was performed between years 2009 and 2011. Separate harvesting months were only known for 15 % of all bunches with February (7.9 %) and January (3.3 %) as most prevalent months. Harvesting time spanned from October to March.

Providers did not give any utilizable information about environmental, soil and storage conditions.

3.2 Morphological parameters

Reed bunches yet visually appeared to be different not only in culm diameters, but also in severity of contaminations (Figure 2). Some bunches showed considerable contaminations with typical reed bed plants like cattail (*Typha spec.*), rush (*Juncus spec.*) or sedges (*Carex spec.*). However,

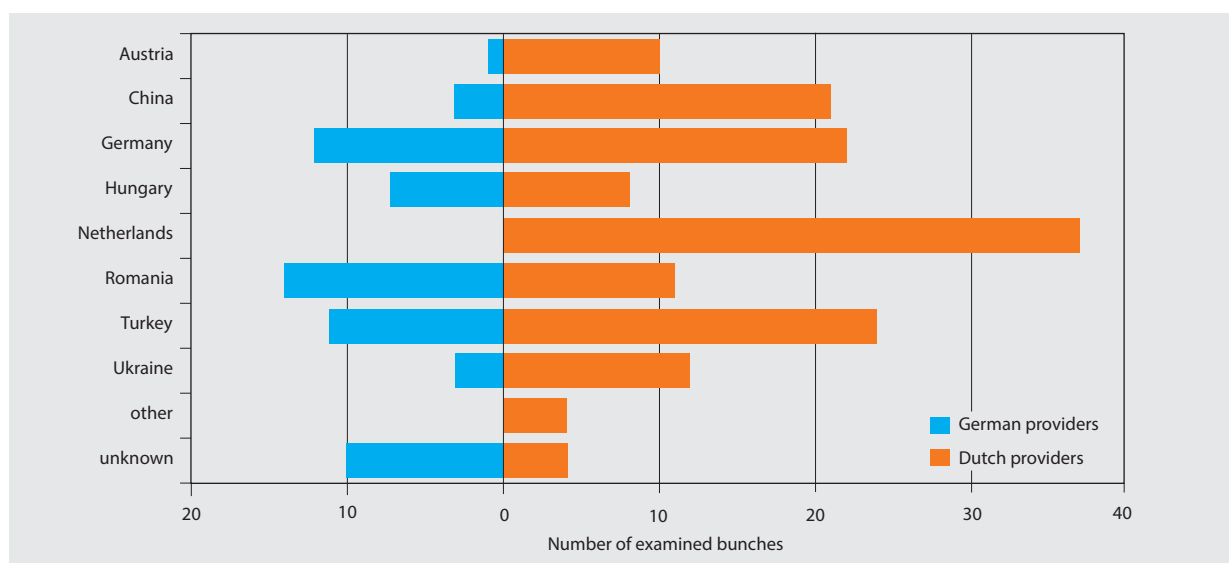


Figure 1

Provenances of investigated reed bunches delivered by German (blue) and Dutch (orange) providers. Of a total number of 214 bunches, 61 were offered by German providers and 153 by Dutch providers. Reed bunches were harvested in different countries primarily in winter season of the sampling year or the year before.

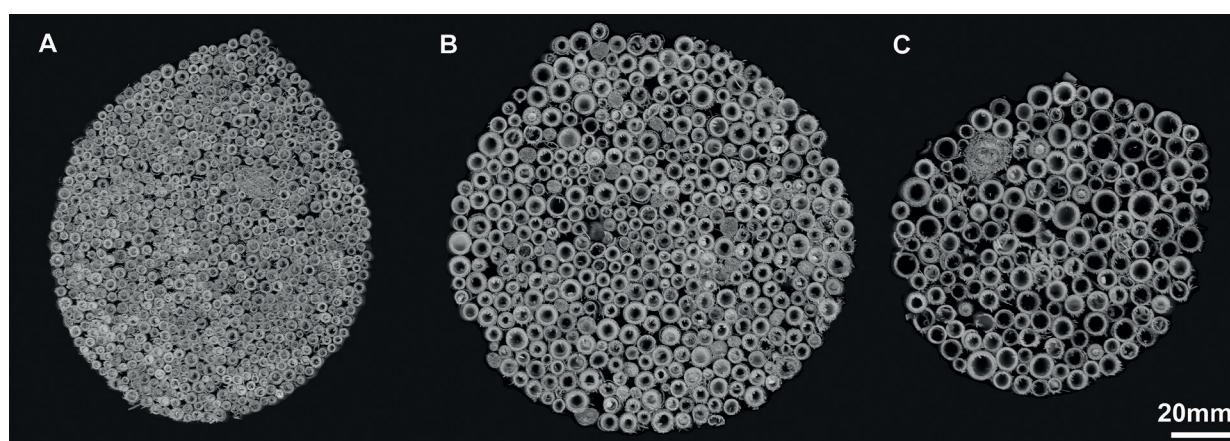


Figure 2

Exemplary scan displays of basic sections of different bunches. Displays were used to determine morphological parameters. **A** Bunch with a mean culm diameter of 3.4 mm, mean culm wall thickness of 0.3 mm and packing density of 235 kg m^{-3} , little contamination by cattail (*Typha spec.*). **B** Bunch with a mean culm diameter of 5.4 mm, mean culm wall thickness of 0.6 mm and packing density of 187 kg m^{-3} , obvious contamination by rush (*Juncus spec.*). **C** Bunch with a mean culm diameter of 6.3 mm, mean culm wall thickness of 0.7 mm and packing density of 160 kg m^{-3} , little contamination by cattail (*Typha spec.*).

morphological parameters such as mean culm diameter or density were calculated and estimated for all bunches. Mean culm diameter of bunches varied between 2.4 and 7.7 mm and mean culm wall thickness between 0.2 and 0.8 mm (Table 1). Length of bunches was $184 \pm 32 \text{ cm}$. Dimensionless conicity ranged between 0.4 and 1.1 with a mean of 0.8, showing prevalent cone-shaped form of most bunches.

Results from two different methods for estimating density differed considerably. On the one hand, density of undried material, which was calculated including diameters and wall thicknesses, accounted for about $788 \pm 123 \text{ kg m}^{-3}$. On the other hand, density by quantification of bright areas was about $320 \pm 40 \text{ kg m}^{-3}$. Of all levels in color model (red, green and blue), blue level showed highest variation. However, all levels were highly correlated ($r \geq 0.980$).

Table 1

Characteristic values of morphological properties of samples ($n = 214$).

Morphological parameter	Range	Mean	Standard deviation	Variation coefficient [%]
mean culm diameter [mm]	2.4 - 7.7	4.3	1.0	22.9
mean culm wall thickness [mm]	0.2 - 0.8	0.4	0.1	24.8
length of longest culm of bunch [cm]	98 - 267	184	32	17.5
conicity	0.4 - 1.1	0.8	0.1	14.0
density, estimated by solid geometry [kg/m^3]	447 - 1225	788	122.7	15.6
density, estimated by quantification of bright areas [kg/m^3]	219 - 448	320	40.3	12.6
packing density [kg/m^3]	128 - 291	200	27.6	13.8
red level in RGB color model	128 - 209	173	14.4	8.3
green level in RGB color model	96 - 186	144	15.4	10.7
blue level in RGB color model	76 - 167	124	15.5	12.4

3.3 Chemical composition

With a proportion of about 52 % of dry matter (dm), crude cellulose was the main component in thatching reed (Table 2), followed by hemicellulose (about 27 % dm) and lignin (about 12 % dm). Crude ash content was about 3 % dm. Single supplementary mineral substances spanned from 0.01 % to 0.83 % dm with silicium as dominating mineral substance. Nitrogen content varied between 0.05 and 0.67 % dm, whereas C/N showed slightly higher variations and extended from 76 to 963 with a mean of 290. All mineral substances as well as ash, N and C/N showed high variation coefficients of about 50 % and nearly all of these constituents were not normally distributed and right-skewed. However, cell wall components and C showed normal distribution, skewness and kurtosis.

Moisture of samples accounted for about 8 %.

3.4 Correlations between properties of thatching reed

Few of morphological parameters showed correlations at high levels. Mean culm diameter and wall thickness correlated ($r = 1.000$), and both parameters were also slightly related to solid geometry estimated density ($r = -0.535$) and

Table 2

Chemical composition of samples (n=214).

Chemical component	Range [%]	Mean [%]	Standard deviation [%]	Variation coefficient [%]
NDF	80.32 - 93.88	90.30	1.83	2.0
oNDF	79.96 - 93.17	89.82	2.02	2.2
ADF	48.72 - 70.02	63.44	2.66	4.2
oADF	47 - 68.93	62.06	2.81	4.5
Crude cellulose	38.76 - 57.47	51.53	2.26	4.4
Hemicellulose	20.87 - 40.24	26.85	2.28	8.5
Crude lignin	8.43 - 17.17	11.91	1.31	11.0
Crude ash	0.69 - 8.07	2.94	1.26	42.8
Mg	0.009 - 0.059	0.020	0.008	38.9
Si	0.16 - 2.76	0.83	0.44	52.5
P	0.004 - 0.034	0.014	0.007	49.5
S	0.025 - 0.434	0.092	0.043	46.4
K	0.02 - 0.8	0.15	0.09	61.8
Ca	0.01 - 0.57	0.11	0.05	49.3
N	0.053 - 0.668	0.225	0.111	49.4
C	47.3 - 52.63	50.35	0.97	1.9
C/N (dimensionless)	76 - 963	290	172	59.5

conicity ($r = 0.456$). Additionally all color levels were strongly correlated ($0.980 \leq r \leq 0.996$), estimated densities correlated with each other ($r = 0.802$), packing density was related to solid geometry estimated density ($r = 0.848$) and density estimated by bright areas ($r = 0.945$). Less strong but significant correlations ($r < 0.400$) were observed for packing density and mean culm diameter or wall thickness, and wall thickness with density estimated by bright areas or red level, respectively.

Also many chemical components showed correlations. Strongest correlations were observed for NDF and oNDF ($r = 0.960$), ADF and oADF ($r = 0.940$) or cellulose ($r = 0.870$) or hemicellulose ($r = -0.737$), crude ash and silicium ($r = 0.923$), carbon and crude ash ($r = -0.761$) or silicium ($r = -0.778$), as well as nitrogen and C/N ($r = -0.774$). Slightly lower correlations were found for N and P ($r = 0.642$), C/N and P ($r = -0.531$), crude cellulose and hemicellulose ($r = -0.630$), crude ash and NDF ($r = -0.567$), ADF and Lignin ($r = 0.525$) or NDF ($r = 0.534$), respectively. Actually yet more constituents were correlated at a significance level of 0.01, but with much lower correlation coefficients. Also correlations of oADF and oNDF with other constituents were observed, but at the same levels as ADF and NDF, respectively.

Additionally, some chemical properties were correlated to morphological parameters. Highest correlation was observed for color levels and nitrogen ($-0.719 \leq r \leq -0.705$) as well as color levels and C/N ($0.576 \leq r \leq 0.595$). Conicity and ADF as well as cellulose showed positive correlation at the same levels, whereas hemicellulose or ADF were also slightly correlated to diameter as well as wall thickness.

4 Discussion

4.1 Provenances and harvest years

Countries of origin and approximate harvest years are known for almost all collected reed bunches, since producers, traders and thatchers are usually familiar to harvesting specifications and willing to provide these information. Information about typical origins of reed beneath other requested properties is given by the product data sheet published by the association of the German roofing industry (Zentralverband des Deutschen Dachdeckerhandwerks, 2010). In this data sheet, not only typical origins are listed, but also characteristics of culm length and diameter. Also it is disadvised to use reed with high humidity or obvious excessive infection with insects or fungi. However, suitability of reed as thatching material could be characterized by more than these properties.

According to the Product Data Sheet and Wichmann and Köbbing (2015), countries of origin of collected bunches are typical for reed traded in Germany. Only few of these bunches originated from countries which are not listed in the data sheet like France and Sweden. No samples were obtained from other countries mentioned in the Product Data Sheet and by Wichmann and Köbbing (2015) as Denmark, South Africa, Baltic States or Poland. Percentage of German reed is said to account for about 15 % of all 3 to 4 million traded bunches in Germany (Schwarz et al., 2008). This percentage was reflected by the samples collected from German providers.

Also for reed bunches obtained at the Dutch market, a huge percentage was imported. Main supplying countries were Turkey, Germany, China, Ukraine, Romania, Austria and Hungary, in accordance to suppliers presented by Wichmann and Köbbing (2015).

Harvest years are well documented for many of the collected bunches because of temporal proximity, whereas information about harvesting months was missing for most bunches. However, bunches with a higher age than two years were not traded at the reed market anymore, but stored for future analysis. Common cropping months were February and January. At this time finished senescence offers reed with increased portions of substances, which are hard to degrade for microorganisms (Květ, 1973; Rodewald-Rudescu, 1974; Mochnacka-Lawacz, 1974a; Dinka, 1986). However, cropping of reed beds after February is strictly forbidden in many states because of nature conservation determinations.

Unfortunately, reliable information about environmental, soil and storage conditions was not obtainable.

Only few of the bunches in this study were selected randomly. A majority of the analyzed bunches were selected systematically to cover the complete range of visible properties such as culm diameters, stem colors or other properties. These characteristics are assumed to be important for reed durability and procedural features (Schlechte, 2012). Since samples were not selected randomly using a stratified selection method, representativeness cannot be assured neither concerning reed markets nor concerning differences

between bunches of different proveniences. For this reason, a detailed analysis of reed basing on different proveniences was not realized.

4.2 Morphological parameters

Morphological parameters largely exhibited same ranges as reported in literature. Mean diameter and wall thickness of thatching reed was reported at similar levels by Anthony (1999) and Schwarz et al. (2008). However, in natural reed beds these parameters can exhibit higher amounts. For example Shorygina et al. (1965), Mochnacka-Lawacz (1974b), Ksenofontova (1988) or Kuehn et al. (2004) reported mean diameters between 10 and 12 mm for reed harvested in autumn and Rodewald-Rodescu (1974) actually detected samples with a diameter up to 32 mm. But also thinner reed has been found in autumn harvested natural reed beds (Van Ryckegem, 2005; Dinka et al., 2010). In contrast, wall thickness was rarely determined and measurements were exclusively performed manually by using calipers. Values reported by Schwarz et al. (2008) were in the same range as wall thicknesses of collected reed bunches, but those reported by Rodewald-Rodescu (1974) were higher.

Information about oven-dry density of thatching reed is more abundant, since density is assumed to influence reed resistance (Schlechte, 2012). Stephan (2008), Schwarz et al. (2008) and Wulf (2009) used liquid filled pycnometers for density determination. However, hydrophobic characteristics and hydrostatic uplift of reed could affect results. Therefore in this study, density was estimated using solid geometry and image analysis. Also Schlechte (2012) calculated density basing on solid geometry, probably after determining diameters and wall thicknesses by calipers. Nevertheless, reported results are contradictory. Stephan (2008) measured up to three times higher and Schwarz et al. (2008) even five times higher densities in wild reed than Wulf (2009) with a mean of 335 kg m⁻³ in cultivated reed. Schlechte (2012) used mathematical methods and reported densities between 340 and 760 kg m⁻³.

For this study, density of undried samples was estimated in two different ways. Results of the estimations differed considerably with means of 788 kg m⁻³ and 320 kg m⁻³. Based on a sample humidity of 8 %, results of estimations are comparable to all reported values. Density, which was estimated with solid geometry, is similar to this reported by Stephan (2008) and Schwarz et al. (2008). Density, which was estimated by quantification of bright culm areas, is nearly similar to values reported by Wulf (2009). Schlechte (2012) showed a density just between all reported values. These contradictory results reflect different estimation or determination methods with different error sources. Since density could be an important parameter for durability, further investigation for a standardized method with little error sources is needed.

Current investigated samples do not exactly represent the potential spectrum of morphological parameters. Especially diameter and wall thickness are partly lower than those reported for some reed beds. On the one hand, these parameters are highly influenced by environmental and genetic

factors, on the other hand at least in Germany thinner reed is favoured for thatching due to its good procedural properties and appearance on roofs (Schattke, 1992). Also Kaminski (1939) argued for reed with low or medium culm diameter, since it would exhibit a higher durability than reed with thick culms.

4.3 Chemical composition

Every chemical component exhibits large variations in the analyzed sample. High variability has already reported in literature before and related to different environmental and physiological conditions. Also seasonal changes and growth stage are important for chemical composition of reed, as well as storage or transport conditions. Mineral substances and nitrogen are translocated into rhizomes during progression of growing season (Ho, 1981; Choi et al., 2005), resulting in decreased concentrations in aboveground organs (Kvêt, 1973; Mochnacka-Lawacz, 1974a; Ho, 1981; Dinka, 1986; Graneli, 1990; Schieferstein, 1997). Since especially nitrogen can facilitate decay in other plants (Taylor et al., 1989; Aerts and de Caluwe, 1997; Güsewell and Verhoeven, 2006), harvesting time is assumed to be very important. Additionally, concentrations can differ in dependence of examined reed organs (Kvêt, 1973; Mochnacka-Lawacz, 1974b; Ho, 1981; Ksenofontova, 1988; Graneli, 1990; Li et al., 2014a). For example, concentration of mineral substances is reported to be higher in leaves than in culms (Ho, 1981; Gessner, 2000; Dinka et al., 2004).

Few of presented components in collected bunches are detected in lower or higher concentration than reported for reed before. This is true for carbon and hemicellulose, which usually exhibit partly lower concentrations (Rodewald-Rodescu, 1974; Dinka et al., 2004; Schwarz et al., 2008; Dinka et al., 2010; Zhao et al., 2011).

Mean nitrogen content is noticeable low in analyzed bunches. Lowest detected nitrogen content is 0.053 % dm, and only Li et al. (2014b) reported samples in a similar range. Usually, *Phragmites* exhibits much higher contents (Ho, 1981; Graneli, 1990; Hietz, 1992; Zhao et al., 2011; Rodewald-Rudescu, 1974; Ksenofontova, 1988; Schieferstein, 1997; Dinka et al., 2004; Dinka et al., 2010). Nitrogen concentration is influenced by many factors including its concentration in soil or water (Dinka, 1986; Ksenofontova, 1988; Li et al., 2014a), growth stage (Dinka, 1986; Mochnacka-Lawacz, 1974a; Schieferstein, 1997) and thus harvesting time, and also infection by fungi (Engloner et al., 2000) can have an impact. Also stress such as submergence was shown to increase nitrogen containing amino acids (Koppitz et al., 2004). At least during growth, nitrogen content also seems to be influenced by height of examined sections (Schieferstein, 1997). However, in view of multiplicity of influencing factors and unusual high sample size, low nitrogen contents seem to be reasonable.

High carbon and low nitrogen contents result in extraordinary high C/N ratios up to 963 not only for few bunches. Highest ever reported C/N ratio of reed was about 250 (Schwarz et al., 2008; Dinka et al., 2010; Schlechte, 2012). For

wood, ratios between 500 and 1000 are already known (Ottow, 2011).

Mineral substances are low for some samples compared to values of harvested reed in literature (Dinka, 1986; Ksenofontova, 1988; Graneli, 1990; Hietz, 1992; Schieferstein, 1997; Gessner, 2000; Bragato et al., 2006; Sharma and Sharma, 2006; Dinka et al., 2010; Zhao et al., 2011). Also these dissimilarities may be due to unusual high sample size and variety of provenances of collected bunches. Concentrations in some samples are near or below detection limit of the used method. This is especially true for phosphor and already known (Schieferstein, 1997).

Despite environmental and growth conditions, also storage and transport conditions of reed bunches could have influenced variability of chemical properties. Indeed, providers gave identical information about conditions, at which bunches were stored or transported, so importance of these conditions for chemical composition of bunches could not be considered.

Current samples with noticeable low or high concentration and therefore outliers were detected for almost all constituents. Concerning bunches are frequently those, which show high contents of other reed bed plants, usually cattail (*Typha spec.*), or were declared for discharge by providers. Three outlier events were observed for calcium. Most of these outliers are related to high *Typha* content. Indeed, the most obvious difference regarding mineral substances between cattail and reed is represented by calcium content. Calcium content can be up to 14 times higher in cattail (Seidel, 1966). Other detectable outliers were associated with progressed decay, which was characterized by softness of culms and visible fungal infection. In particular, concentration of cell wall components cellulose, hemicellulose, NDF and ADF are known to decrease during progressing degradation (Dinka et al., 2004).

In general, lignin and cellulose degrading basidiomycetes are most important causative organisms for thatch decay (Schauer et al., 2013). Lignin is a substance with high recalcitrance against microorganisms due to its complex polymer structure (Ruiz-Duenas and Martinez, 2009), and by aggregation with cellulose, also protects this cell wall component from microbial degradation. For this reason, lignin content of reed is presumably a key factor for thatch durability (Schlechte, 2012). However, thermal pretreatment of thatching reed could improve resistance against biotic and abiotic decay additionally (Doddall et al., 2015).

4.4 Correlations between single properties

Some of the morphological parameters such as solid geometry estimated density and diameter are correlated. Also Schwarz et al. (2008) reported such a correlation and assumed lower diameters as well as lower densities in secondary shoots in comparison to primary shoots, so maybe this correlation is not based on causality.

In different wood species, also color intensity can be useful to predict natural durability due to color changes in relation to content of degradation affecting phenolic

extractives (Gierlinger et al., 2004; Kokutse et al., 2006; Amusant et al., 2008). Reed is not reported to contain noticeable concentrations of these or other resistant extractives. Nevertheless, there may be other constituents such as lignin or nitrogen, which could have an influence on decay resistance (Murphy et al., 1998; Aerts and de Caluwe, 1997; Xu and Hirata, 2005; Sanaullah et al., 2010) and show specific colors. For this reason, color intensity of reed samples were detected by image analysis. Remarkably, all color levels were highly correlated, so samples do not differ regarding single colors, but in color saturation.

The higher the color saturation of a sample, the lower seems to be its nitrogen concentration. This may be due to a low coloration of nitrogen containing inorganic substances such as nitrate and nitrite compounds. Organic substances like proteins or nucleic acids show low coloration, but degrade soon after cell death. Another explanation may concern mycelia, sporangia and spores of fungi. These tissues exhibit high nitrogen concentration because of high protein and chitin content. In bunches showing progressed decay, visible fungal tissues are often whitish. At least increasing nitrogen content in reed caused by colonisation by degrading organisms has been reported before (Gessner, 2000; Dinka et al., 2004). However, also with recent knowledge it is not possible to determine if and how this observed correlation is causally determined.

Also some of the chemical components in reed are correlated. However, statistical interpretation is difficult, since percentage is ratio scaled and has a defined upper limit. Major constituents will always be correlated to some extent. Observed correlations will be mixed correlations between those basing on authentic correlations with a real causal relationship and those basing on the percentage level.

However, correlation coefficients between many substances are significant. Highest correlations are observable for constituents, where one substance is a fraction or calculated of a second one, such as silicium and ash or NDF and oNDF. Another correlation is found for carbon and ash or silicium, respectively. This is the highest correlation for carbon, and correlations with the major carbon containing substances NDF and ADF are noticeable lower. Since carbon is rarely detected in reed, no correlations to other substances are reported until now. However, correlations between different mineral substances were reported by Ksenofontova (1988) and are also partly found in current study. Correlation is noticeable between nitrogen and phosphor, and at least in wheat leaves the phosphor content is not only influenced by its availableness in soil, but also by availableness of nitrogen (Evans, 1983). Contradictory to reports of Ksenofontova (1988), correlation between other mineral substances are much lower. Maybe harvest time is the cause for this difference. Ksenofontova (1988) performed harvest in August, when concentrations of minerals are still relatively high in aboveground organs, whereas samples of this study were harvested in winter, when most of mineral substances had already been translocated into belowground organs.

Mineral substances could be assumed to correlate with morphological properties, since good availableness of nutri-

ent substances in soil and therefore also in plants (Zingelwa and Wooldridge, 2009) should have a positive effect on linear and width growth. Ksenofontova (1988) found high correlations not only between root nitrogen or calcium content and morphological parameters of above-ground biomass harvested in August, but also correlation between diameter and calcium content of culms. However, only low correlations were found in collected winter harvested bunches since concentration of mineral and other components in aboveground biomass changes during seasons (Mochnacka-Lawacz, 1974b; Dinka, 1986), whereas most morphological parameters are constant. Finally, also different reed genotypes can show different properties at the same cultivation site (Achenbach et al., 2012).

A positive correlation is found for conicity and ADF. Additionally, bunches with high diameter exhibit lower contents of hemicellulose and higher ADF concentration. Culms with higher diameters use to be longer (Mochnacka-Lawacz, 1974a; Ksenofontova, 1988; Schieferstein, 1997) and require more stability, which is given by accumulation of lignin and cellulose. Maybe also secondary shoots have a significant influence on this correlation, since these shoots are assumed to be thinner and show different chemical profiles than primary shoots (Schwarz et al., 2008). Schwarz et al. (2008) did not only report differences between shoot types, but also correlations between density and cellulose or hemicellulose. Correlations in these dimensions could not be validated.

5 Conclusions

This study is the first one to provide information about an exceptional large sample size of thatching reed bunches concerning properties, which could determine the suitability of reed as thatching material. Even if the sample cannot be identified as representative for German or Dutch reed markets due to selective sampling and mixed willingness of potential providers to participate, the results still represent the range and variability of merchandised reed. Basing on these results, interested market actors can qualitatively classify their own thatching reed after analysis with regard to the Dutch and German markets. Moreover, this research work provides the informational background for further studies about durability of thatching reed and life expectancy of reed thatches or for revision of the product data sheet published by the association of the German roofing industry.

Acknowledgements

We thank the Ministry of Agriculture, the Environment and Rural Areas of the federal state of Schleswig-Holstein (MLUR) and the Stiftung Schleswig-Holsteinische Landschaft for financial support. We also thank Stefanie Tschöltch-Lorenzen for collecting reed bunches, and producers, traders and thatchers for providing bunches.

References

- Achenbach L, Lambertini C, Brix H (2012) Phenotypic traits of *Phragmites australis* clones are not related to ploidy level and distribution range [online]. To be found at <<http://aobpla.oxfordjournals.org/content/2012/pls017.full?sid=e02ec9cd-14d6-45c5-bb0b-7fefcb3a2470>> [quoted 23.02.2016]
- Aerts R, de Caluwe H (1997) Nutritional and plant-mediated controls on leaf litter decomposition of *Carex* species. *Ecology* 78(1):244–260
- Amusant N, Fournier M, Beauchene J (2008) Colour and decay resistance and its relationships in *Eperua grandiflora*. *Ann For Sci* 65(8):806
- Anthony PA (1999) The macrofungi and decay of roofs thatched with water reed, *Phragmites australis*. *Mycol Res* 103(10):1346–1352
- Asaeda T, Manatunge J, Fujino T (2003) Effects of salinity and cutting on the development of *Phragmites australis*. *Wetl Ecol Manage* 11(3):127–140
- Björndahl G (1985) Influence of winter harvest on stand structure and biomass production of the common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. in Lake Tåkern, Southern Sweden. *Biomass* (7):303–319
- Boar RR, Kirby JH, Leeming DJ (1999) Variations in the quality of thatching reed *Phragmites australis* from wetlands in East Anglia, England. *Spec Publ Geol Soc London* 163:145–151
- Bragato C, Brix H, Malagoli M (2006) Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. *Environ Pollut* 144(3):967–975
- Chen K, Wang F, Wang Y (2006) Anatomical and chemical characteristics of foliar vascular bundles in four reed ecotypes adapted to different habitats. *Flora* 201(7):555–569
- Choi W, Chang SX, Ro H (2005) Seasonal changes of shoot nitrogen concentrations and 15 N/ 14 N ratios in common reed in a constructed wetland. *Commun Soil Sci Plant Anal* 36(19-20):2719–2731
- Čurn V, Kubátová B, Vávřová P (2007) Phenotypic and genotypic variation of *Phragmites australis*: comparison of populations in two human-made lakes of different age and history. *Aquat Bot* 86(4):321–330
- Dinka M (1986) The effect of mineral nutrient enrichment of Lake Balaton on the common reed (*Phragmites australis*). *Folia Geobot Phytotaxon* 21(1):65–84
- Dinka M, Ágoston-Szabó E, Tóth I (2004) Changes in nutrient and fibre content of decomposing *Phragmites australis* litter. *Internat Rev Hydrobiol* 89(5-6):519–535
- Dinka M, Ágoston-Szabó E, Szeglet P (2010) Comparison between biomass and C, N, P, S contents of vigorous and die-back reed stands of Lake Fertő/Neusiedler See. *Biologia* 65(2):237–247
- Dosdall R, Jülich W-D, Schauer F (2015) Impact of heat treatment of the water reed *Phragmites communis* Trin. used for thatching on its stability, elasticity and resistance to fungal decomposition. *Int Biotet Biodeg* 103:85–90
- Engloner AI, Ban R, Sugar E, Viranyi F (2000) Effects of fungal pathogens on the element content of reed leaf blades. *J Plant Dis Protect* 107(6):627–636
- Evans JR (1983) Photosynthesis and nitrogen partitioning in leaves of *Triticum aestivum* and related species. *Aust Nat Univ*
- Frahm J (1972) Die Vegetation auf Rethdächern: eine pflanzensoziologische Untersuchung von Kryptogamengesellschaften auf Reth- und Strohdächern in Schleswig-Holstein. *Kiel: Univ*, 214 p
- Gessner MO (2000) Breakdown and nutrient dynamics of submerged *Phragmites* shoots in the littoral zone of a temperate hardwater lake. *Aquat Bot* 66(1):9–20
- Gierlinger N, Jacques D, Grabner M (2004) Colour of larch heartwood and relationships to extractives and brown-rot decay resistance. *Trees* 18(1):102–108
- Granelli W (1990) Standing crop and mineral content of reed, *Phragmites australis* (Cav.) TRIN. ex STEUDEL, in Sweden: management of reed stands to maximize harvestable biomass. *Folia Geobot Phytotaxon* 25(3):291–302
- Güsewell S, Verhoeven JTA (2006) Litter N:P ratios indicate whether N or P limits the decomposability of graminoid leaf litter. *Plant Soil* 287 (1-2):131–143

- Guntli AP (1989) Ligningehalt und andere Merkmale des Schilfhalmes (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) in Beziehung zur Röhrichtbewirtschaftung. Zürich : Geobotan Inst ETH, 65 p, Veröff Geobot Inst Eidg Tech Hochsch Stift Rübel Z 103
- Hansen D, Lambertini C, Jampeetong A (2007) Clone-specific differences in *Phragmites australis* : effects of ploidy level and geographic origin. *Aquat Bot* 86(3):269–279
- Hartzendorf T, Rolletschek H (2001) Effects of NaCl-salinity on amino acid and carbohydrate contents of *Phragmites australis*. *Aquat Bot* 69(2-4):195–208
- Haslam SM (1989) Early decay of *Phragmites* thatch : an outline of the problem. *Aquat Bot* 35:129–132
- Haslam SM (1990) *Phragmites* culm strength and thatch breakdown : some difficulties. *Landschaftsentw Umweltforsch* 71:58-77
- Hietz P (1992) Decomposition and nutrient dynamics of reed (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) litter in Lake Neusiedl, Austria. *Aquat Bot* 43(3):211–230
- Ho YB (1981) Mineral composition of *Phragmites australis* in Scottish lochs as related to eutrophication : I. Seasonal changes in organs. *Hydrobiologia* 85(3):227–237
- Kaminski H (1939) Das Rohr- und Strohdach. Berlin : Petzold, 37 p
- Kirby JJH, Rayner ADM (1988) Disturbance, decomposition and patchiness in thatch. *Proc RSE* 94:145–153
- Kirby JJH, Rayner ADM (2001) The deterioration of thatched roofs. *Int Biodeter Biodegr* 48(1-4):153–158
- Kokutse AD, Stokes A, Bailerles H (2006) Decay resistance of Togolese teak (*Tectona grandis* L.f.) heartwood and relationship with colour. *Trees* 20(2):219–223
- Koppitz H, Dewender M, Ostendorp W (2004) Amino acids as indicators of physiological stress in common reed *Phragmites australis* affected by an extreme flood. *Aquat Bot* 79(4):277–294
- Ksenofontova T (1988) Morphology, production and mineral contents in *Phragmites australis* in different waterbodies of the Estonian SSR. *Folia Geobot Phytotaxon* 23(1):17–43
- Kuehl H, Kohl JG (1992) Nitrogen accumulation, productivity and stability of reed stands (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steudel) at different lakes and sites of the lake districts of Uckermark and Mark Brandenburg (Germany). *Int Revue ges Hydrobiol* 77(1):85–107
- Kuehn KA, Steiner D, Gessner MO (2004) Diel mineralization patterns of standing-dead plant litter : implications for CO₂ flux from wetlands. *Ecology* 85(9):2504–2518
- Kühl H, Koppitz H, Rolletschek H (1999) Clone specific differences in a *Phragmites australis* stand : I. Morphology, genetics and site description. *Aquat Bot* 64(3-4):235–246
- Kvêt J (1973) Mineral nutrients in shoots of reed (*Phragmites communis* Trin.). *Pol Arch Hydrobiol* 20:137–147
- Li L, Zerbe S, Han W, Thevs N, Li W, He P, Schmitt AO, Liu Y, Ji C (2014a) Nitrogen and phosphorus stoichiometry of common reed (*Phragmites australis*) and its relationship to nutrient availability in northern China. *Aquat Bot* 112:84–90
- Li L, Zerbe S, He P, Thevs N, Cirella GT, Köbbing JF (2014b) Stoichiometry and functional traits of reed (*Phragmites australis*). In: Cirella GT, Zerbe S (eds) Sustainable water management and wetland restoration strategies in Northern China. Bozen : BU Press, pp 69–82
- Mochnacka-Lawacz H (1974a) Seasonal changes of *Phragmites communis* Trin. : Part II: Mineral contents. *Pol Arch Hydrobiol* 21(3/4):369–380
- Mochnacka-Lawacz H (1974b) Seasonal changes of *Phragmites communis* Trin. : Part I: Growth, morphometrics, density and biomass. *Pol Arch Hydrobiol* 21(3/4):355–368
- Murphy KL, Klopatek JM, Klopatek CC (1998) The effects of litter quality and climate on decomposition along an elevational gradient. *Ecol Appl* 8(4):1061–1071
- Ottow JCG (2011) Mikrobiologie von Böden : Biodiversität, Ökophysiologie und Metagenomik. Berlin : Springer, 500 p
- Rodewald-Rodescu L (1974) Das Schilfrohr : *Phragmites communis* Trinius. Stuttgart : Schweizerbart, 302 p, Binnengewässer 27
- Ruiz-Duenas FJ, Martinez AT (2009) Microbial degradation of lignin : how a bulky recalcitrant polymer is efficiently recycled in nature and how we can take advantage of this. *Microb Biotechnol* 2(2):164–177
- Sanaullah M, Chabbi A, Lemaire G (2010) How does plant leaf senescence of grassland species influence decomposition kinetics and litter compounds dynamics? *Nutr Cycl Agroecosyst* 88(2):159–171
- Schaller J, Brackhage C, Gessner MO (2012) Silicon supply modifies C:N:P stoichiometry and growth of *Phragmites australis*. *Plant Biol* 14(2):392–396
- Schatke W (1992) Das Reetdach : natürliches Wohnen unter sanftem Dach - von der Urzeit bis heute. Hamburg : Christians, 263 p
- Schauer F, Dosdall R, Preuß F (2013) The role of lignin decomposing basidiomycetes in the decay of water reed. In: University of Greifswald (2013) Reed as a renewable resource : International Conference on the Utilization of Emergent Wetland Plants ; book of abstracts ; February 14th - 16th 2013. Greifswald, pp 66
- Schieferstein B (1997) Ökologische und molekularbiologische Untersuchungen an Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) im Bereich der Bornhöveder Seen. Kiel : Verein Förderung Ökosystemforsch, 143 p
- Schlechte GB (2012) Widerstandsfähigkeit von Dachdeckungen mit Schilfrohr (*Phragmites australis*) gegenüber mikrobieller Zersetzung. Jahresforschungsberichte 2008 - 2011. Bockenem : Selbstverl
- Schnug E, Haneklaus S (1999) Diagnosis of the nutritional status and quality assessment of oilseed rape by x-ray spectroscopy. In: New horizons for an old crop : proceedings of the tenth International Rapeseed Congress, September, 26-29, 1999, Canberra, Australia. Canberra
- Schwarz K, Juraschek J, Greef J (2008) Dokumentation dauerfeuchter im Vergleich zu nicht dauerfeuchten Reetdächern und Analyse der Verfahrenskette Reet. In: Reet als Dacheindeckungsmaterial : Qualitätssicherung und -erhaltung eines Baustoffs aus nachwachsenden Rohstoffen. Bericht zum Forschungsvorhaben der Deutschen Bundestiftung Umwelt. Aktenzeichen: 25018–25. Kiel, pp 12–57
- Seidel K (1966) Reinigung von Gewässern durch höhere Pflanzen. *Naturwissenschaften* 53(12):259–297
- Sharma K, Sharma SD (2006) Chemical composition and in sacco degradability of some fodder tree leaves, shrub leaves and herbaceous plants. *Indian J Anim Sci* 76(7):538–541
- Shorygina N, Sdykov T, Kosheterov A (1965) Investigations of the lignins of *Phragmites communis* TRIN. *Chem Nat Compd* 1(6):335–336
- Stephan I (2008) Untersuchungen an der Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung (BAM) im Rahmen des DBU-Forschungsprojektes Qualitätssicherung bei Reet als Dachmaterial. In: Reet als Dacheindeckungsmaterial : Qualitätssicherung und -erhaltung eines Baustoffs aus nachwachsenden Rohstoffen ; Bericht zum Forschungsvorhaben der Deutschen Bundestiftung Umwelt ; . Aktenzeichen: 25018–25. Kiel, pp 68–87
- Taylor BR, Parkinson D, Parsons WFJ (1989) Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates : a microcosm test. *Ecology* 70(1):97
- Van Ryckegem G (2005) Fungi on common reed (*Phragmites australis*) : fungal diversity, community structure and decompositions processes. *Gent : Univ*, 424 p
- Van Soest PJ, Robertson JB, Lewis BA (1991) Methods for dietary fibre, neutral detergent fibre and non starch polysaccharides in relation to animal nutrition. *J Dairy Sci* 74:3583–3597
- VDLUF (2007) Die chemische Untersuchung von Futtermitteln. Darmstadt : VDLUF, Handb landwirtsch Versuchs- Untersuchungsmethodik 3
- Wichmann S, Köbbing JF (2015) Common reed for thatching : a first review of the European market. *Indust Crops Prod* 77:1063–1073
- Wöhler-Geske A, Moschner CR, Thiessen E, Hartung E (2013) Bildanalytische Bestimmung morphologischer Eigenschaften des Baumaterials Reet. *Landtechnik* 68(2):108–111
- Wöhler-Geske A (2014) Quality of reed (*Phragmites australis*) as thatching material. Kiel : Selbstverl, 143 p, Forschungsber Agrartechnik Fachaussch Forsch Lehre VDI-MEG 532
- Wulf A (2009) Brennstoff-Charakterisierung, Verbrennungstests und Ascheanalysen. In: Wichmann S, Wichtmann W (2009) Bericht zum Forschungs- und Entwicklungsprojekt Energiebiomasse aus Niedermooren (ENIM). Greifswald : Inst dauerhaft umweltgerechte Entw Naturräume Erde, pp 53–65
- Xu X, Hirata E (2005) Decomposition patterns of leaf litter of seven common canopy species in a subtropical forest : N and P dynamics. *Plant Soil* 273(1-2):279–289

- Zentralverband des deutschen Dachdeckerhandwerks (2010) Deutsches Dachdeckerhandwerk : Regeln für Dachdeckungen. Köln : Müller, 836 p
- Zhao H, Yan H, Zhang C (2011) Pyrolytic characteristics and kinetics of *Phragmites australis*. Evid Based Complement Alternat Med 2011(2b):1–6
- Zingelwa NS, Wooldridge J (2009) Uptake and accumulation of mineral elements from winery and distillery effluents by *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. South Afr J Enol Viticult 30(1):43–48

Variable rate application of manure – gain or pain?

Silvia Haneklaus*, Judith Schick*, Sylvia Kratz*, Daniel Rückamp**, and Ewald Schnug*

Abstract

In intensive agricultural livestock production manure prevails regularly as a waste problem rather than an organic fertilizer and valuable source of nutrients. Even if maximum loads will not exceed the upper limit of 170 kg/ha*yr nitrogen (N), its use is not sustainable as phosphorus (P) is applied at rates that outreach crop demand by far. The revision of current practices of manure application is urgently requested in order to close the agricultural P cycle. A solution to the problem offers variable rate (VR) application of manure combined with an upper limit of 22 kg/ha*yr P on soils that are sufficiently supplied with P. Such procedure will limit the quantity of manure that can be utilized on a big livestock unit drastically which makes recycling chains for excess manure mandatory. On-farm experimentation employing precision agriculture tools enable a site-specific application of manure and a targeted P input. The presented study was carried out in different countries of the Baltic Sea Region and demonstrates the problem of P accumulation in soils of livestock farms, addresses the spatial variation of plant available P in soils, identifies applicable factors that influence the mineral composition of manure and provides algorithms for a balanced, variable rate application of manure.

Keywords: *balanced fertilization, marine protection, phosphorus, site-specific nutrient management*

Zusammenfassung

Variable Ausbringung von Gülle – Vorteil oder Strafe?

In der intensiven Landwirtschaft wird Gülle oftmals als Abfallproblem wahrgenommen, denn als organisches Düngemittel und wertvolle Nährstoffquelle erkannt. Selbst bei Einhaltung einer maximalen Obergrenze von 170 kg/ha*a Stickstoff (N) ist diese Nutzung nicht nachhaltig, da Phosphor (P) in Mengen ausgebracht wird, die den Bedarf um ein Vielfaches übersteigen. Es ist jedoch notwendig praxisübliche Verfahren der Gülleausbringung zu revidieren, um den landwirtschaftlichen Phosphatzzyklus zu schließen. Die variable Ausbringung von Gülle könnte das Problem lösen, sofern sich die maximalen Ausbringungsmengen an der ausgebrachten Menge an P orientieren und 22 kg/ha*a nicht übersteigen, welche dem mittleren Entzug durch eine Ernte entspricht. Dies hätte zur Folge, dass sich die verwertbare Menge an Gülle insbesondere auf viehhaltenden Großbetrieben drastisch verringert und das Recycling von Gülle zwingend erforderlich macht. Ein betriebseigenes Versuchswesen, welches Precision Agriculture Technologien nutzt, ermöglicht die variable Ausbringung von Gülle und damit die gezielte Applikation von P. Die vorliegende Studie wurde in Anrainerstaaten der Ostsee durchgeführt und zeigt deutlich das Problem der Anreicherung von Phosphat in Böden von Betrieben mit Tierhaltung auf, ermittelt die kleinräumige Variabilität von pflanzenverfügbarem Phosphat im Boden, identifiziert Faktoren, die die mineralische Zusammensetzung von Gülle bestimmen, und stellt Algorithmen für die variable Ausbringung von Gülle mit dem Ziel einer balancierten Ausbringung von Nährstoffen bereit.

Schlüsselworte: *bilanzierte Düngung, Meeresumweltschutz, Phosphor, variable Düngung*

* Julius Kühn-Institut (JKI), Federal Research Institute for Cultivated Plants, Institute for Crop and Soil Science, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

** Geozentrum Hannover, Federal Institute for Geosciences and Natural Resources, Stilleweg 2, 30655 Hanover, Germany

1 Introduction

The Baltic Sea is one of the most polluted marine bodies in the world. According to the Helsinki Commission (HELCOM), “the Baltic Sea ecosystem has degraded to such an extent that its capacity to deliver goods and services to humans living in the nine coastal states has been hampered”. To improve the condition of this unique ecosystem and its valuable resources, sustainability in word and deed must be obligatory for all sectors and at all scales. A transdisciplinary assessment of the significance of P management in the Baltic Sea Region outlines cornerstones for a sustainable use of the resource (Schultz-Zehden et al., 2011). In particular, N and P losses from agriculture, which result in eutrophication, have a strong impact on the highly sensitive ecosystem (Corell, 1998; Schnug et al., 2001; Granstedt et al., 2008). On November 15, 2007 the member states of the Helsinki Convention (HELCOM) for protecting the Baltic Sea decided in Krakow on a Baltic Sea Action Plan for reducing nutrient inputs into the Baltic Sea, which implies among others the distribution of country-wise quota for upper nutrient loads (HELCOM, 2007; Elofsson, 2010; Ahvenharju et al., 2010).

The legal framework for manure application in the countries of the Baltic Sea region is harmonised in directives of the European Union. Most rules for manure application originate from one of the oldest EU environmental programs: the Council Directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC, “Nitrate Directive”). In addition, the Directive 2008/1/EC of the European Parliament and of the Council of 15 January 2008 concerning integrated pollution prevention and control (“IPPC Directive”) and the Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy (“Water Framework Directive”) influenced guidelines for manure application rules with a view to P losses. As a consequence of the Nitrate Directive, codes of good agricultural practice have been developed and implemented in national guidelines and laws. The oldest framework for the protection of the Baltic Sea and preventive measures onshore is the Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area (Helsinki Convention). Referring to the HELCOM Recommendation 28 E/4 of the amended Annex III of the Helsinki Convention it is advised to apply measures with view to Best Environmental Practice (BEP) and Best Available Technology (BAT) to reduce the pollution from agricultural activities (HELCOM, 2007). VR application of fertilizers matches the small-scale variation of the nutrient demand of crops in the field whereby rates vary in a continuous mode (Haneklaus and Schnug, 2006). It is intrinsic that such site-specific nutrient management complies with a sustainable input of resources that favors crop growth and minimizes negative impacts on the environment. Algorithms for the continuous VR input of straight and compound mineral fertilizers have been developed (Haneklaus and Schnug, 2006) while those for farmyard manures and slurries are still missing though modern spreading machines automatically control manure application rates

(Saeys et al., 2008). Commonly application rates of manure are not based on a documented demand of nutrients, but fully exhaust the maximum legal input. Thus a VR input of manure is likely to be objected by farmers as it demands changes in the production and recycling chain of manure and slurries. Nevertheless a widespread implementation of precision agriculture technologies in agricultural production will have a significant potential for reducing nutrient losses from agriculture because diffuse P losses will be reduced. Alternatively, further legal confinements or the charge of clean-up costs for intensive livestock enterprises may come into force in order to reduce negative environmental impacts of agricultural production.

In the Baltic Sea region about 981,000 t of N and 281,000 t of P incur annually in the form of manure (Tybirk et al., 2013). Here, liquid manure or slurry needs to be distinguished from solid manure (Derikx et al., 1997). The first contains 90 to 96 % water, while the latter less than 90 % (Derikx et al., 1997; Popovic, 2012). N can be found favorably in the liquid phase and P in the solid fraction (Popovic, 2012).

This contribution presents the results of a survey carried out in riparian states of the Baltic Sea within the framework of the partly financed the EU project Baltic Manure. Focus has been put on P as mineral phosphate rock reserves are finite so that a sustainable use of P is imperative in order to warrant global food security for future generations (Van Kauwenbergh, 2010). An oversupply with P by manures is not only a waste of this resource, but also linked to an increased risk of P losses by surface run-off and erosion (Lemola et al., 2013). The VR application of manure is an important step towards a targeted input of nutrients. It is the aim of this paper to deliver a strategic concept for a sustainable use of manure whereby special attention is paid to closing the agricultural P cycle. Prerequisites and limitations for a site-specific nutrient management using manure will be outlined and algorithms for their VR application presented.

2 Materials and methods

In total 2632 geo-referenced top soil samples (0 to 30 cm) from Germany, Estonia, Finland and Poland were taken. Sample locations in each country were selected which reflect typical regional differences of soil parameters such as texture, pH and total P-content.

The plant available P content was determined in air-dried top soil samples (0 to 30 cm) which were previously sieved to a particle size of < 2 mm in all samples by employing calcium acetate lactate extraction according to Schüller (1969). In 257 out of these samples soil material was extracted with double lactate according to Riehm (1942), ammonium lactate according to Egnér (1954) and Mehlich-3 according to Mehlich (1984). P was determined colorimetrically in the extracts according to Murphy and Riley (1962). The classification of soil test P data was based on the categories suggested by Kerschberger et al. (1997):

- A – strong deficit (≤ 20 mg/kg P),
- B – deficit (21 to 44 mg/kg P),

- C – optimum (45 to 90 mg/kg P),
 D – excess (91 to 150 mg/kg P) and
 E – strong excess (≥ 151 mg/kg P).

For geostatistical analysis at least 30 geo-referenced top soil samples were taken along transects at distances of 10 meter. At each sampling point core soil samples were retrieved within a radius of 1 to 2 m and thoroughly mixed in order to assess the small-scale spatial variation of plant available P contents. The traditional mixing of 15 to 30 sample cores per hectare interferes with the variability of soil features and is therefore unsuitable (Haneklaus et al., 1998). Additional samples were taken where topographical differences such as summits, depressions, slopes and plains existed.

Representative samples from liquid and solid manure from cattle, pigs and chicken were sampled in Denmark, Estonia, Finland, Germany, Poland, and Sweden. Generally, manure was taken from storage tanks. In total 138 samples of different origin were analyzed. A detailed description of sampling sites, sampling procedures and supplementary analytical data is given by Rückamp et al. (2013a, b and c).

Algorithms for the calculation of variable manure rates have been calculated exemplary for the German P soil classification and fertilizer recommendation scheme. The algorithms were directed towards a nutrient input (N, P, K) that is balanced within one year using manure and mineral fertilizer products.

For all statistical analyzes SPSS version 17.0 and Microsoft Office EXCEL 2007 were employed. For geostatistical analysis of the plant available P content in soil samples taken along transects at sampling intervals of 10 m variogram models were tested by ArcGIS 10.2 (ESRI, Redlands, USA). The algorithm of ordinary kriging was chosen, because it is suitable for an unknown mean, while it allows trend removal. In most cases a first order trend removal was performed, some sites did not need a trend removal and at sites with no proper linear transect, a second order trend removal was calculated. Model variograms were computed and the one with best results in cross-validation was selected. This means that the “Root-Mean Square Standardised Error” was close to one and the “Mean Standardised Error” close to zero. The “Root Mean-Square Error” should be as low as possible, but also similar to the “Average Standard Error” (ESRI, 2012). For modelling, a lag size of 11 m was chosen which fits to the distance of the sampling plots along transects.

3 Results and discussion

Soil P analyzes in relation to fertilizer form and origin of manure in four countries reveal that the P status was in the surplus range except on sites where cattle manure was applied in Finland (Figure 1). Here, the P supply was in the optimum range of 45 to 90 mg/kg P according to Kerschberger et al. (1997).

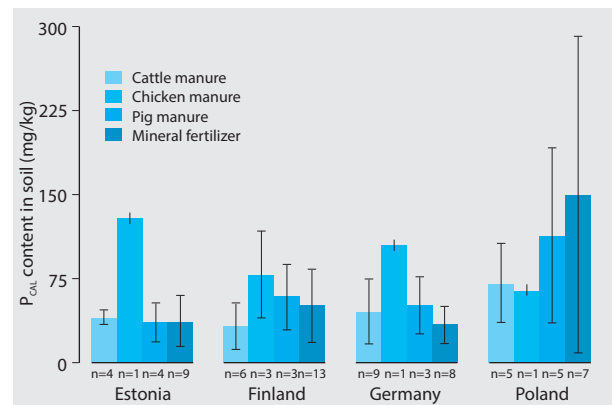


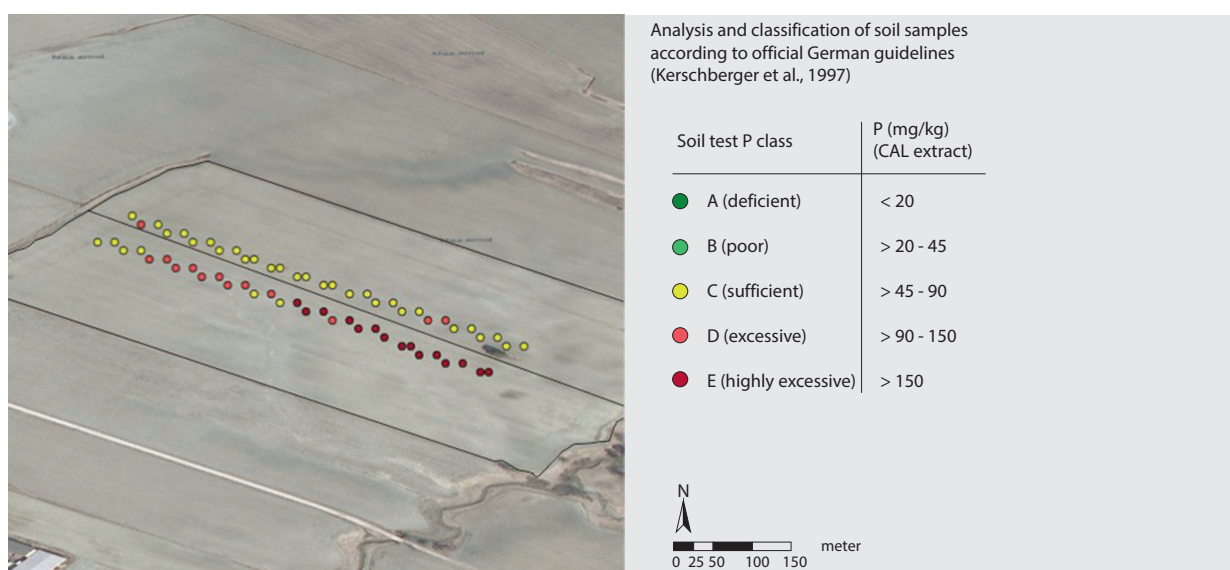
Figure 1

Mean P_{CAL} content in soil samples from different countries in relation to fertilizer form and origin. (Error bars indicate the standard deviation based on the given sample numbers)

The data from soil test P revealed that in 37 % of all samples the P supply was not sufficiently high employing the German classification system (data shown in Shwiekh et al., 2015). If the Swedish or Estonian classification system is applied this value is significantly lower with 9 and 5 %, respectively (Shwiekh et al., 2015). The data showed that in 85 % of all tested samples the Swedish soil analysis and classification system delivered categories denoting a higher P supply by one and two categories when compared to the German system. For Estonia the corresponding share of samples was 38 % (Shwiekh et al., 2015). These findings stress that the continuation of current application practices of manure will further aggravate the problem of undesired nutrient surpluses and discharges to water bodies.

The comparison of the soil P status along transects of neighboring fields showed that the soil P content was regularly higher on livestock farms (Figure 2). Farmers of these fields have been applying either exclusively mineral fertilizers or manure over time.

Grid distances of 30 to 50 meter may be required in order to accurately determine the spatial variation of soil crop features and to produce representative fertilizer application maps (Haneklaus and Schnug, 2006). In the present study samples were taken along transects in order to assess the small-scale variation of the soil P content in different riparian states of the Baltic Sea. Variogram analysis of in total 86 transects in Estonia, Finland, Germany and Poland showed that suitable variograms could be adapted for nearly all fields (Table 1; Figure 3). The range of the model variogram is a measure for the distance up to which samples exhibit a spatial correlation. Ranges of 20 to 30 m, 30.1 to 55 m, 55.1 to 90 m and 90.1 m to 220 m were determined for the studied fields at equal percentages of 25 %. No correlation was found between range and country, fertilizer type or validation errors.

**Figure 2**

Categorized P content along transects of neighboring fields (the northerly field received exclusively mineral fertilizers and the southerly field exclusively chicken manure as P supply in the past).

Table 1

Examples for results from semi-variogram analysis of plant available P_{CAL} content in soils along transects on arable and live-stock farms in four countries of the Baltic Sea Region.

Farm ID	No of lags	Model Type	Range	Nugget	Partial Sill	Root-Mean-Square Error	Mean Standardized Error	Root-Mean-Square Standardized Error	Average Standard Error
Range: 20 to 30 m									
EE9	10	Stable	22	33	123	9.10	0.01	0.88	10.51
FI10	7	Stable	25	423	1116	33.34	-0.08	1.00	32.86
DE7	12	Exponential	23	258	381	30.45	-0.04	1.12	26.59
PL4	10	Stable	28	87	3314	25.82	-0.03	0.97	28.03
Range: 30.1 to 55 m									
EE11	11	Exponential	50	0	473	17.50	-0.05	1.01	16.51
FI2	11	Circular	48	0	37	3.36	0.02	0.99	3.44
DE1	12	Exponential	57	0	124	7.35	-0.03	0.91	7.78
PL5	10	Spherical	44	314	1733	31.91	0.00	0.95	33.75
Range: 55.1 to 90 m									
EE7	12	Spherical	71	143	1598	23.09	-0.02	0.97	23.89
FI1	11	Stable	68	108	1427	11.82	0.01	0.88	13.90
DE11	11	Gaussian	78	38	95	9.34	-0.08	1.19	7.28
PL10	12	Stable	83	0	28350	69.43	-0.03	0.89	80.68
Range: 90.1 to 220 m									
EE5	15	Circular	142	91	313	14.46	-0.04	1.14	12.13
FI16	17	Spherical	160	6	274	6.48	0.01	0.99	6.24
DE9	12	Stable	132	104	0	11.28	-0.05	1.06	10.61
PL8	15	Stable	135	304	87	18.55	-0.03	1.00	18.57

note: country code: EE – Estonia, FI – Finland, DE – Germany, PL – Poland

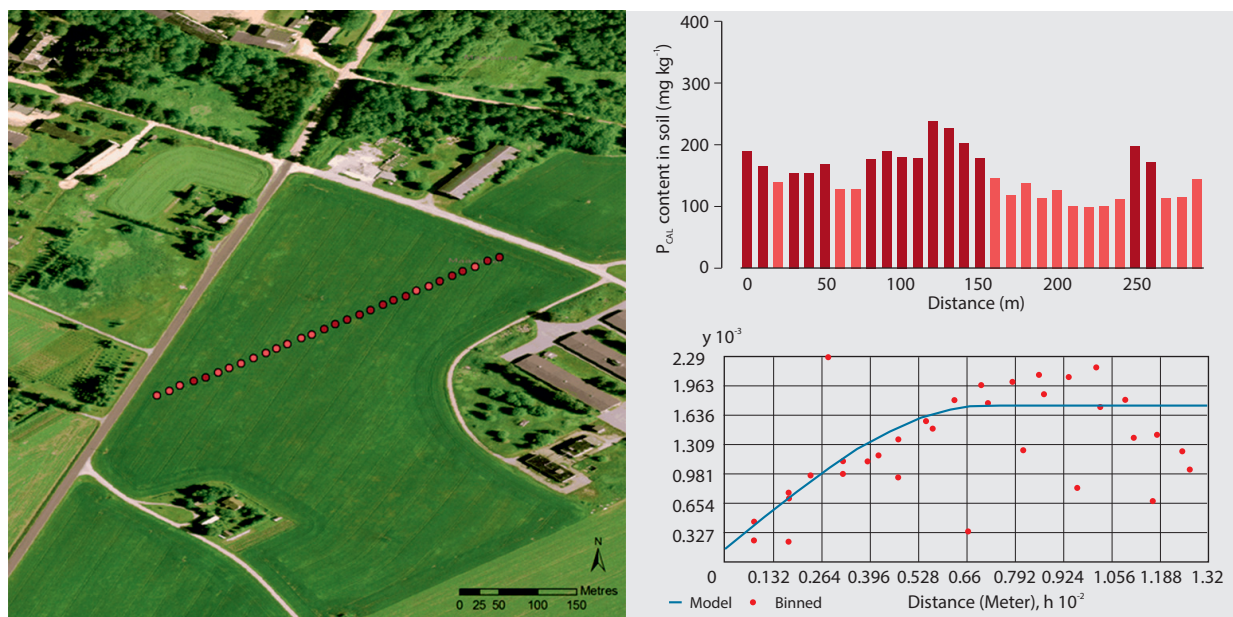


Figure 3

Sampling locations in transect of field EE7 classified (left), variation of plant available P content at sampling points (top right) and semi-variogram where sampling points were binned in groups and the curve reflecting the theoretical semi-variogram (for details see Table 1).

The complete data of variogram analysis on all test sites are provided by Rückamp et al. (2013a). The small-scale variability of the plant available P content in soils was even higher on some fields of the present study than in other investigations in Denmark and Germany where ranges between 60 and 364 m were found before (Haneklaus and Schnug, 2006). In the present study the small-scale variation of the soil P_{CAL} content was so high that sampling distances of <20 meter are required to assess the variability reliably. This information is important if variable fertilizer rates are adjusted to the variation of the plant available soil P content. Different approaches such as directed sampling, self-surveying and identification of monitor pedo cells have been tested to reduce sampling efforts whilst keeping the spatial reference and validity (Haneklaus and Schnug, 2006).

4 Factors influencing the variability of the nutrient content in manure

The nutrient content of manure is highly variable and is related to animal species and weight, feedstuff quality and quantity, housing management, storage time and conditions, and water content (Cordovil et al., 2012). In the first year of application about 35 to 40 % of the total P is plant available (European Commission – Directorate General Environment, 2010). Studies of Eghball et al. (2005) showed that P can be plant available to 100 % in the first year of application. Thus it is fair to assume that the entire P in manure is plant available on a long-term basis which makes it an ideal P source.

In general, cattle manure contains more solids and N so that the N:P ratio is wider than in pig manure. The content of

solids and the N:P ratio increases with age of fattening pigs which results from an increasing nutrient uptake during live weight gain. Poulsen (2012) analyzed manure from weaners and fattening pigs and determined 3.36 kg N and 0.99 kg P per ton, and 4.96 kg N and 1.16 kg P per ton, respectively.

The water content of manure makes it expensive to transport over long distances. At the same time, the mixture of solids and water impairs flow properties so that solids may block the manure spreading machine. Segregation causes stratification of manure with different nutrient compositions at the top and the bottom of the tank. Though solids sink to the bottom, the nutrient content is not necessarily higher at the bottom. Pig manure stored in lagoons showed in the top layer a content of solids of only 0.4 % while it was 8 times higher when the manure was stored in concrete containers (Campbell et al., 1997; Lovanh et al., 2009). Seasonal trends of manure composition have been reported, too. DeRouchey et al. (2002) found higher N and P concentrations in June than October (1.6 versus 1.2 kg/t N; 0.29 versus 0.13 kg/t P). DeRouchey et al. (2002) attributed such seasonal changes to climatic differences such as higher temperatures and evaporation rates and less precipitation, resulting in a higher number of microorganisms. Impact factors on the variation of the mineral composition of manure are summarised in Figure 4.

The interfarm coefficient of variation for P_{CAL} in manure was 35 % and 45 % with means of 0.5 and 1.6 kg/t P in cattle and pig manure, respectively. These results are comparable to those of Dupont et al. (1984). The results reveal that sedimentation in the manure tank or reservoir yields the strongest variation in the P content, followed by age and feeding regime. In comparison other factors such as breeds,

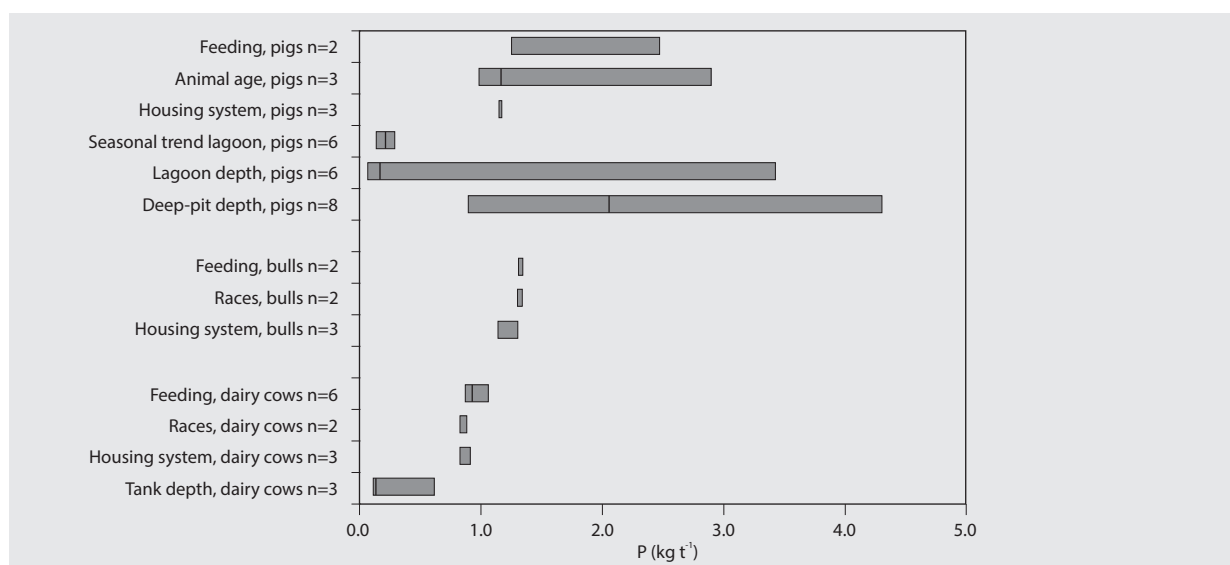


Figure 4

Range of P_{CAL} contents in manure in relation to animal species, breed, age, season, housing system and storage depth (Boxes indicate minimum, maximum values and median if more than two values were available) data summarise own results plus references from literature (for details see Rückamp et al., 2013c)).

housing system and season seem to be of minor relevance (Figure 4). Thus it may be concluded that apart from constant production factors on a farm such as animal species, feeding regime and breeding duration an efficient homogenization of manure is a major prerequisite for the VR input in order to assess reliable nutrient input data (Derikx et al., 1997). Such assumptions are strengthened by studies of Conn et al. (2007) who showed that the mineral composition of manure was consistent over time on individual farms while the variation between farms proved to be high. Another contribution to overcome the problem of inhomogeneity is a solid/liquid separation as N can be found in the liquid and P in the solid fraction (Popovic, 2012). Such procedure yields a product with a higher P content which in return increases maximum profitable transport distances (Knudsen and Schnug, 2016).

5 Algorithms for variable rate (VR) fertilization of manure

According to the EU Nitrate Directive the maximum permitted load of manure for fertilizer purposes is based on the N content and must not exceed 170 kg/ha N. It is 140 kg/ha N in nitrate vulnerable zones in Estonia and in Denmark for pig manure. Noteworthy is that in Sweden not more than 22 kg/ha P must be applied with manure. This amount of P corresponds with the mean P off-take by harvest products. Any additional supply with mineral fertilizers is not regulated. Denmark is the only country where the nutrient flow is controlled on farms and balances are calculated for each farm separately on a crop rotation basis (Knudsen and Schnug, 2016).

The rationale for a sustainable use of P in manure is simple. Only if upper manure application rates are based on

the P off-take by harvest products on soils which are sufficiently supplied with P it can be expected that diffuse P losses to water bodies decrease. A basic rule of balanced fertilization is that the nutrient input matches the demand in order to avoid equally surpluses and undersupply. Here, the problem arises that many soils of livestock farms are already overloaded with P (see Figure 1). A mandatory limitation of the P input to 22 kg/ha P as practised in Sweden implies that alternative ways for the utilization of manure are required, livestock densities have to be reduced, or the acreage where manure is applied is extended (Powers and van Horn, 2001). With 22 kg/ha P, on an average 141, 88 and 77 kg/ha N would be applied with cattle, pig and poultry manure, respectively. In contrast, maximum application rates of manure equalling 170 kg/ha N (as commonly practised) exceed the mean P off-take of agricultural crops with harvest products by 95 % to >120 % if pig and poultry manure is used. If cattle manure is applied the surplus is minor with approximately 2 %.

For maximum utilization of manure variable rates should follow the spatial variability of the plant available P content in soils as an indicator for the P demand of crops. The corresponding algorithms can be developed easily, for example on basis of national recommendation schemes. The following contemplation will, however, reveal impressively that this might not be a commendable approach in all member states of the Baltic Sea Region when a sustainable P use is the overall target. The problem is that not only threshold values for evaluating the soil P status proved to be not congruent in the countries that were studied, but recommended fertilizer rates deviated highly (see above). In other words, a farmer sending his soil samples to laboratories in Germany and Sweden for instance will receive a different assessment of the soil test P classification which may deviate by up to two classes. In addition to the diverging assessment of the soil P

status the recommended fertilizer rates may deviate by up to 28 % for grain crops and 37 % for sugar beet if the P supply was rated optimum in both countries (Henriksson, 2007; Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2011). In the worst case, three and four times higher application rates to sugar beet and cereals may be advised to German farmers. These findings stress the urgent need for a harmonization of analytical methods, interpretation and recommendation procedures in the EU countries. Alternatively, on-farm experimentation employing precision agriculture technologies delivers truly site-specific threshold values and response curves to nutrient input which can be translated into VR manure application maps (Haneklaus and Schnug, 2006). The latter aspect is of key relevance on livestock farms with a view to balancing the soil P level (see Figure 1).

On livestock farms with feed supplementation of Cu and Zn the risk of their accumulation in soils is existent and should be monitored together with yield data in order to avoid yield reductions. A balanced input of N, P, K, Cu and Zn by pig manure is only possible if rates will not exceed the Cu off-take by harvest products as Cu is the nutrient that is enriched strongest (Kratz and Schnug, 2006; Schnug et al., 2006). If Cu and Zn are amended at rates which equal the off-take, only 8 % and 24 % of the maximum permitted manure rates equalling 170 kg/ha N could be applied which is actually no practical option. Here, extraction procedures for Cu and Zn from raw manure are required (Popovic, 2012).

The ideal P supply is given when rates equal the off-take and the P source is fully plant available because only then P utilization is 100 % on a long-term basis (Schnug and DeKok, 2016). Djodjic et al. (2005) came to the same conclusion as a result of a long-term field experiment in Sweden. In case of manure P is fully plant available (Hansen, 2006). Here,

recycled P fertilizer products and rock phosphates have to be evaluated critically as a significant amount of P will not take place in the soil P cycle and thus will not contribute to the P nutrition of agricultural crops (Schick, 2010).

The following conditions were defined for adopting general algorithms for VR application of manure (Table 2): no manure is applied if the soil P status exceeds the sufficiency range, the N:P:K ratio in manure is constant, the N, P and K content is analyzed prior to fertilization to follow up any changes in livestock management, and the minimum N demand is 170 kg/ha N.

Ideally, manure is applied at rates which match the lowest N, P or K demand and respective deficits of N, P and/or K are balanced either by mineral fertilizers within one year (Table 2), or by manure together with mineral fertilizers in subsequent years on a crop rotation basis. The spatial variation of the P and K off-take can be established easily by yield maps if the technology is available (Haneklaus and Schnug, 2006). With respect to N, annual rates need to match the spatial variation of the crop demand. A suitable approach to assess the site-specific N demand is for example by adjusting rates to the spatial variation of the clay and organic matter content (Haneklaus and Schnug, 2006).

It has been mentioned above that a P-based manure application will limit its utilization on livestock farms. However, it is not only P, but a balanced input of K may further decrease the manure quantity applied, particularly in case of cattle and pig manure (Table 2). As a rule of thumb cereal grains and oilseed rape remove about 40 kg/ha, sugar beets 100 kg/ha and intensive grassland 120 kg/ha K (Hydro Agri Dülmen, 1993). Thus a balanced K management is only feasible in sugar beet/cereal crop rotations where straw is harvested and constrictedly on intensive grassland (Table 2).

Table 2

Algorithms for variable rate (VR) application of manure targeting a balanced input of N, P and K.

Variable P rates as manure (kg/ha)					Mineral fertilizer rate (kg/ha)		
Cattle manure (N:P = 6.4:1 and P:K = 1:6.4)							
Soil test P class ¹	P rate (kg/ha)	If soil test P (mg/kg)	then N rate (kg/ha)	then K rate (kg/ha)	N	P	K
A, B ²	$Y = -0.880X + 61.4$	$X > 41$	≤ 170	$\leq 177^3$	$N_{VR} = N_{demand} - N_{manure}$	$P_{VR} = P_{demand} - P_{manure}$	
C	22 or $^3VR_{off-take}$		141	147 ³		if $X \leq 41$	
Pig manure (N:P = 4:1 and P:K = 1:3.9)							
A, B ²	$Y = -0.880X + 61.4$	$X > 21.5$	≤ 170	≤ 1424	$N_{VR} = N_{demand} - N_{manure}$	$P_{VR} = P_{demand} - P_{manure}$	$K_{VR} = K_{demand} - K_{manure}$
C	22 or $^3VR_{off-take}$		88	73		if $X \leq 21.5$	or $^3VR_{off-take}$ if $\leq K_{VR}$
Poultry manure (N:P = 3.5:1 and P:K = 1:1.5)							
A, B ²	$Y = -0.880X + 61.4$	$X < 45$	< 77	≤ 32	$N_{VR} = N_{demand} - N_{manure}$	$P_{VR} = P_{demand} - P_{manure}$	$K_{VR} = K_{demand} - K_{manure}$
C	22 or $^3VR_{off-take}$		77	32		if $X \leq 45$	or $^3VR_{off-take}$ if $\leq K_{VR}$

notes: ¹for details see Figure 2; ²1.5 and 2-fold P rate in soil test class A and B; ³geo-coded nutrient off-take data from yield mapping; *K input needs to be balanced:

$$\sum_{i=1}^n K_{rates} (y_{r1} + y_{r2} + \dots + y_{rn}) = \sum_{i=1}^n K_{offtake} (y_{r1} + y_{r2} + \dots + y_{rn})$$

with view to the N:P and P:K ratios in manure in case of cattle manure this is only possible if the K demand is accordingly high as for instance in sugar beet/cereals crop rotations if straw is removed and on high yielding intensive grassland; from case to case manure rates need to follow K supply; ⁵rate equals difference of summated K off-take by crop rotation.

Following these basic rules that ensure a balanced N, P and K input it is evident that the recycling of manure is compulsory in order handle incoming quantities of manure.

6 Conclusions

On big livestock enterprises the disposal rather than the utilization of nutrients in manure is of prime interest. The result is regularly an accumulation of P in soils (Figure 1 and 2) which increases the risk of nutrient losses by surface run-off and erosion. The data of the cross-national investigation stress the need for a harmonization of methods, interpretation routines and fertilizer recommendations. Here, on-farm experimentation employing precision agriculture technologies delivers reliable critical nutrient values for soils and plants. A promising approach for a demand driven P application of manure is to address the small-scale variation of plant available P in soils (Table 1) and match it with variable rates of manure (Table 2). The results of the study show that algorithms for VR application of manure can be established easily, but need to be adjusted to individual feeding and housing conditions (Table 2). As a result on livestock farms housing pigs and chicken the total amount of manure that can be distributed will decrease drastically as regularly only rates which equal the off-take by harvest products would be supplied. Consequently a recycling chain for manure is required to utilize the organic fertilizer. Answering the initial question a P-based VR application of manure conveys a lot of gain for a truly sustainable P use and reduces environmental burdens from nutrient losses to water bodies which will outweigh the pain associated with the implementation of innovative technologies.

Acknowledgements

This study was carried out in the Baltic Manure project which was partly financed by the European Union European Region Development Fund.

References

- Ahvenharju S, Halonen M, Rinne P (2010) Analysis of the status of implementation of the Baltic Sea Action Plan for WWF [online]. To be found at <<http://www.fi/mediabank/1073.pdf>> [quoted 03.03.2016]
- Campbell AJ, MacLeod JA, Stewart C (1997) Nutrient characterization of stored liquid hog manure. *Can Agric Eng* 39(1):43–48
- Conn KL, Topp E, Lazarovits G (2007) Factors influencing the concentration of volatile fatty acids, ammonia, and other nutrients in stored liquid pig manure. *J Environ Qual* 36:440–444
- Cordovil CMdS, Basanta R, Pires SO, Ferreira L, Kiladze K (2012) Application of fresh and treated pig slurries and a novel organic-mineral fertilizer in maize crop. *Comm Soil Sci Plant Anal* 43(16):2126–2141
- Correll DL (1998) The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *J Environ Qual* 27:261–266
- Derikx PJL, Ogink NWM, Hoeksma P (1997) Comparison of sampling methods for animal manure. *Neth J Agric Sci* 45:65–79
- DeRouchey JM, Goodband RD, Nelssen JL, Tokach MD, Dritz SS, Murphy JP (2002) Nutrient composition of Kansas swine lagoons and hoop barn manure. *J Anim Sci* 80(8):2051–2061
- Djodjic F, Bergstrom L, Grant C (2005) Phosphorus management in balanced agricultural systems. *Soil Use Manage* 21:94–101
- Dupont J, Dionee J-L, Gagné R (1984) Le fumier dans le bassin de la rivière St. Francois : composition chimique, quantités produites, utilisation. Ottawa : Direction générale de la recherche, Agriculture Canada, Techn Bull 1984–5F, 85 p
- Eghball B, Wienhold BJ, Woodbury BL, Eigenberg RA (2005) Plant availability of phosphorus in swine slurry and cattle feedlot manure [online]. To be found at <<http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=2191&context=usdaarsfacpub>> [quoted 03.03.2016]
- Egnér H (1954) Neue Beiträge zur chemischen Bodenuntersuchung unter besonderer Berücksichtigung der Laktatmethode. *Landwirtsch Forsch SH* 6:28–32
- Elofsson K (2010) The costs of meeting the environmental objectives for the Baltic Sea : a review of the literature. *Ambio* 39(1):49–58
- ESRI (2012) Geostatistical Analyst. The ArcGIS Resource Center [online]. To be found at <<http://resources.arcgis.com/en/help/main/10.1/>> [quoted 01.03.2016]
- European Commission – Directorate General Environment (ed) (2010). Study on variation of manure nitrogen efficiency throughout Europe. Annex 1: Examine the current applicable manure-N efficiency rates in the EU 27 by studying literature and contacting research centres / competent administrations in the MS [online]. To be found at <http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/pdf/Annex_1_Man_N_Effic.pdf> [quoted 01.03.2016]
- Granstedt A, Schneider T, Seuri P, Thomsson O (2008) Ecological recycling agriculture to reduce nutrient pollution to the Baltic Sea. *Biol Agriculture Horticult* 26:279–207
- Haneklaus S, Vanoverstraeten M, Schnug E (1998) Spatial variability of soil fertility parameters and its impact on the application of precision agriculture to sugar beet. *Asp Appl Biol* 52:95–100
- Haneklaus S, Schnug E (2006) Site specific nutrient management – objectives, current status and future research needs. In: Srinivasan A (ed) *Handbook of precision agriculture : principles and applications*. New York : Food Products Pr, pp 91–151
- Hansen DJ (2006) Manure as a nutrient source [online]. To be found at <<http://extension.psu.edu/plants/nutrient-management/educational/nutrient-management-general/mid-atlantic-nutrient-management-handbook>> [quoted 01.03.2016]
- HELCOM (2007) HELCOM Baltic Sea Action Plan : adopted on 15 November in Krakow, Poland by the HELCOM Ministerial Meeting. Helsinki : Helsinki Commission, 103 p
- Henriksson A (2007) Actions against phosphorus losses from agriculture in the countries surrounding the Baltic Sea. Uppsala : Sveriges lantbruksuniv, SLU Rapport Mat 21
- Hydro Agri Dülmen (1993) *Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau*. Münster : Landwirtschafts-Verl, 618 p
- Kerschberger M, Hege U, Jungk A (1997) Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf [online]. To be found at <<http://www.vd-lufa.de/joomla/Dokumente/Standpunkte/0-4-phosphor.pdf>> [quoted 03.03.2016]
- Knudsen L, Schnug E (2016) Utilization of phosphorus at farm level in Denmark. In: Schnug E, DeKok LJ (eds) *Phosphorus : 100% Zero*. Heidelberg : Springer (in press)
- Kratz S, Schnug E (2006) Vergleichende Bewertung der Nähr- und Schadstoffgehalte von Düngemitteln und Klärschlämmen. *Siedlungswasser Siedlungsabfallwirtsch NRW* 3:357–361
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2011) Richtwerte für die Düngung in Niedersachsen [online]. To be found at <<http://www.lufanordwest.de/data/documents/Downloads/IFB/duengeempfehlunghauptnaehrstoffe.pdf>> [quoted 03.03.2016]
- Lemola R, Uusitalo R, Sarvi M, Ylivainio K, Turtola E (2013) Plant requirement and zero balance : soil P development under two P input scenarios in Finland [online]. To be found at <http://www.balticmanure.eu/download/Reports/plant_requirement_web.pdf> [quoted 03.03.2016]

- Lovanh N, Loughrin JH, Cook K, Rothrock M, Sistani K (2009) The effect of stratification and seasonal variability on the profile of an anaerobic swine waste treatment lagoon. *Biores Technol* 100(15):3706–3712
- Mehlich A (1984) Mehlich 3 soil extractant : a modification of the Mehlich 2 extractant. *Comm Soil Sci Plant Anal* 15:1409-1416
- Murphy J, Riley JP (1962) A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal Chim Acta* 27:31-36
- Popovic O (2012) Pig slurry separation and storage : effects on P, Cu and Zn distribution between separation fractions and particle size classes. Frederiksberg : Univ Copenhagen
- Poulsen HD (2012) Normtal for husdyrgødning [online]. To be found at <http://anis.au.dk/fileadmin/DJF/Anis/Normtal_2012_august_ny_2012.pdf> [quoted 03.03.2016]
- Powers WJ, van Horn HH (2001) Nutritional implications for manure management planning. *Appl Eng Agric* 17:27-39
- Riehm H (1942) Bestimmung der laktatlöslichen Phosphorsäure in karbonathaltigen Böden. *Phosphorsäure* 1:167-178
- Rückamp D, Schick J, Haneklaus S, Schnug E (2013a) Geochemical atlas on agricultural soils and manures in the Baltic Sea Region [online]. To be found at <http://www.balticmanure.eu/download/Reports/geochemical_atlas_web.pdf> [quoted 03.03.2016]
- Rückamp D, Schick J, Haneklaus S, Schnug E (2013b) Final report of WP4 “Standardisation of manure types with focus on phosphorus” [online]. To be found at <http://www.balticmanure.eu/download/Reports/report_on_p_status_final_web.pdf> [quoted 01.03.2016]
- Rückamp D, Schick J, Haneklaus S, Schnug E (2013c) Algorithms for variable-rate application of manure [online]. To be found at <http://www.balticmanure.eu/download/Reports/algorithms_for_variable_rate_application_web.pdf> [quoted 01.03.2016]
- Saeyns W, Deblander J, Ramon H, Anthonis J (2008) High-performance flow control for site-specific application of liquid manure. *Biosyst Eng* 99(1):22–34
- Schick J (2010) Untersuchungen zu P-Düngewirkung und Schwermetallgehalten thermochemisch behandelter Klärschlammaschen. Braunschweig : Univ, 179 p
- Schnug E, Sparovek R, Storck W, Jering A, Volkgenannt U (2001) The HELCOM Working Group on Agriculture (WGA). *Landbauforsch Völkenrode* 51(1/2):5-9
- Schnug E, Haneklaus S, Kratz S, Fan X (2006) Aspects of phosphorus fertilisation in organic farming. *Asp Appl Biol* 79:277-28
- Schnug E, DeKok LJ (2016) Phosphorus: 100% Zero. Heidelberg : Springer (in press)
- Schüller H (1969) Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphates in Böden. *Z Pflanzenernähr Bodenkd* 123:48–63
- Schultz-Zehden A, Delsa L, Torres C, Relotius R (eds) (2011) Sustainable agriculture in the Baltic Sea Region in times of peak phosphorus and global change. Berlin : Sustainable Projects, 66p, Baltic 21 Ser 4
- Shwiekh R, Schick J, Kratz S, Schnug E (2015) Comparative investigation and inter-calibration of different soil P tests. *Journal Kulturpflanzen* 67:61-72
- Tyrbirk K, Luostarinen S, Hamelin L, Rhode L, Haneklaus S, Poulsen HD, Jensen ALS (2013) Sustainable manure management in the Baltic Sea Region : results, cases and project recommendations ; Baltic manure report [online]. To be found at <<http://findresearcher.sdu.dk:8080/portal/en/publications/sustainable-manure-management-in-the-baltic-sea-region-results-cases-and-project-recommendations%2814728a8f-651a-4edf-b318-8c6aabd3f3%29.html>> [quoted 03.03.2016]
- Van Kauwenbergh SJ (2010) World phosphate rock reserves and resources [online]. To be found at <http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/Pnadw835.PDF> [quoted 01.03.2016]

Zearalenone (ZEN) and ZEN metabolites in feed, urine and bile of sows: Analysis, determination of the metabolic profile and evaluation of the binding forms

Karl-Heinz Ueberschär, Ulrike Brezina, and Sven Dänicke*

Abstract

A new alkaline-based method was developed for extracting zearalenone (ZEN) from feedstuffs. The procedure was shown to increase the extraction efficiency by 7 to 56 %. The addition of β -glucosidase did not increase the analyzed ZEN concentration suggesting ZEN- β -glucosides being of minor importance.

Urine and bile samples from sows were analyzed by HPLC-FLD after treating the aqueous solution with β -glucuronidase/arylsulfatase and cleaning by liquid/liquid partition on a Kieselgur (Extrelut[®]) column and IA-chromatography. A recovery of 82 to 99 % for ZEN, α - and β -zearalenol (α - and β -ZEL) was determined.

ZEN and α -ZEL concentrations in bile samples from an experiment with sows fed with ZEN contaminated diets increased significantly with the ZEN concentration of the feed. In urine, such a dependency was found only for α -ZEL. The proportion of α -ZEL of the sum of ZEN and its metabolites (α - and β -ZEL) increased from 42 to 53 % in bile and from 27 to 49 % in urine (without control groups) with dietary ZEN concentrations, respectively.

ZEN and its metabolite α -ZEL were nearly exclusively conjugated to glucuronic acid or sulfuric acid in bile and urine. The percentage of the free, ZEN and α -ZEL varied between 1 and 6 %. The proportion of glucuronidated conjugates of ZEN in bile as well as in urine of sows was >95 % and no sulfated conjugates were present. The relation of glucuronidated to sulfated conjugates of α -ZEL was 82 to 17 % in bile, whereas in urine the sulfated (62 %) form of α -ZEL was predominant to the glucuronidated (33 %) form.

Keywords: zearalenone, metabolites, glucuronic acid, sulfuric acid, conjugates, feedstuff, extraction

Zusammenfassung

Zearalenon (ZEN) sowie ZEN-Metaboliten in Futter, Urin und Galle von Sauen: Analytik, Bestimmung von Metabolitenprofilen und Abschätzung der Bindungsformen

Zur Extraktion von Zearalenon (ZEN) aus Futter wurde eine neue Methode auf alkalischer Grundlage entwickelt. Damit wurde die Effektivität der Extraktion um 7 bis 56 % gesteigert. Die Zugabe von β -Glucosidase erhöhte nicht die analysierten ZEN-Konzentrationen, was auf zu vernachlässigende Konzentrationen von ZEN- β -Glucosiden hinweist.

Harn- und Galleproben von Sauen wurden mit HPLC-FLD analysiert, nachdem die wässrige Lösung mit β -Glucuronidase/ Arylsulfatase behandelt wurde und mittels flüssig-flüssig-Verteilung über eine Kieselgursäule (Extrelut[®]) und IA-Chromatographie gereinigt wurde. Die Wiederfindungen betrugen 82 bis 99 % für ZEN, α - und β -Zearalenol (α - und β -ZEL).

Zwischen der ZEN-Konzentration im Futter und den ZEN- und α -ZEL-Konzentrationen der Galleproben, die aus einem Versuch mit Sauen stammen, die mit ZEN-kontaminiertem Futter (bis zu 358 ng/g) gefüttert wurden, besteht ein hoch signifikanter Zusammenhang. Im Harn wurde solch eine Abhängigkeit nur für α -ZEL festgestellt.

In Galle und Harn waren ZEN und sein Metabolit α -ZEL fast ausschließlich mit Glucuronsäure oder Schwefelsäure konjugiert. Der prozentuale Anteil an freiem ZEN und α -ZEL variierte zwischen 1 und 6 %. Der Anteil an glucuronidiertem ZEN war sowohl in der Galle als auch im Harn der Sauen >95 % und es waren keine sulfatierten Konjugate vorhanden. In der Galle war das Verhältnis von glucuronidiertem zu sulfatiertem α -ZEL 82 zu 17 %, wohingegen im Harn die sulfatierte Form (62 %) gegenüber der glucuronidierten Form (33 %) von α -ZEL vorherrschte.

Schlüsselwörter: Zearalenon, Metabolite, Glucuronsäure, Schwefelsäure, Konjugate, Futtermittel, Extraktion

* Friedrich-Loeffler-Institute (FLI), Institute of Animal Nutrition, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

1 Introduction

The *Fusarium* fungi form several toxic secondary metabolic products which are harmful for humans and animals. ZEN belongs to these mycotoxins and can frequently be found in agricultural commodities which are used as feedstuffs for farm animals. Under unfavourable conditions ZEN concentrations in feed might exceed critical concentrations which might result in reproductive disorders of sensitive animals such as pigs (European Food Safety Authority, 2004).

Evaluation of toxic effects of ZEN on animals requires appropriate analytical methods, both for feed and for physiological specimens in order to assign the internal exposure of animals (e.g., concentrations of ZEN and its metabolites in urine as indicator) to a certain feed contamination as a prerequisite for risk evaluation and management. Critical steps in feed analysis include especially the extraction from the solid feed matrix with total extraction still being a challenge. In addition, ZEN and other mycotoxins in feedstuffs have been reported to exist both in free form and conjugated with glucose (Rychlik et al., 2014). As the free form can be rapidly converted from the conjugated form in the digestive tract, the knowledge of the concentrations of the glucosidic bound ZEN is of toxicological relevance (Dänicke and Brezina, 2013).

For physiological specimens such as urine and bile there are additional challenges which arise from the fact that ZEN undergoes metabolic alterations including reduction to its main metabolites α - and β -zearalenol (α - and β -ZEL) and conjugation of ZEN and its metabolites with glucuronic acid or sulfuric acid. As microbes are also capable of forming α - and β -ZEL, these metabolites can also be detected in feed (Keese et al., 2008; Seidel et al., 1993).

Thus, the aim of the present investigations was to optimize the extraction efficiency for ZEN (and α - and β -ZEL) from the feed matrix and to evaluate the proportions of glucuronic acid and sulfuric acid conjugates of ZEN and α - and β -ZEL in urine and bile collected from sows exposed to graded dietary levels of ZEN.

2 Materials and methods

2.1 Experiments for improving extraction efficiency for ZEN (and α - and β -ZEL) from the feed matrix

The methods published by the Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) (Seibold et al., 1983) for feed analysis were modified because the addition of buffer for enzymatic cleavage of possible zearalenone- β -glucosides (Gareis et al., 1990) often formed emulsions which were difficult to handle or gave impure extracts. Furthermore, other extraction solvents and combinations of purifying steps were tested for the analysis of various feedstuffs.

2.1.1 Determination of ZEN and α - and β -ZEL in feedstuffs

The modified analytical procedure for feed analysis based upon the combination of two methods published by VDLUFA (Seibold et al., 1983). A total of 5 g feedstuffs was homogenized with 20 ml of 0.05 mol/l acetate buffer pH 4.7 and 2 units β -glucosidase from almonds (Sigma No. G0395) and shaken overnight at 40 °C. The samples were shaken for 45 min after the addition of 100 ml of alkaline extraction medium (25 % NH_3 /methanol/ethyl acetate/dichloromethane; 4/20/100/200 v/v/v/v) and 4 g sodium chloride. The organic phase was evaporated to dryness under nitrogen and the residue was dissolved with approximately 10 ml chloroform. Ten ml of 1 mol/l sodium hydroxide was added to clean the extract by base-acid treatment, the mixture was well shaken and centrifuged to clearness. 1 drop of 1 % phenolphthalein (in ethanol) was added to 8 ml of the upper alkaline phase, and then phosphoric acid (2 mol/l) was added drop wise until colour change of the indicator. After mixing with 10 ml toluene and centrifuging, 8 ml of the solvent phase was evaporated to dryness under nitrogen and dissolved in 3 ml acetonitrile (MeCN). The mixture was diluted with 17 ml phosphate buffered saline (PBS)-solution (see instruction of IA-columns) and loaded onto an IA-column (Easi-Extract® Zearalenone, R-Biopharm, Darmstadt, Germany), which was prepared earlier by washing with 20 ml PBS-solution. The column was washed with 15 ml water to remove matrix and the analytes were eluted with 1.8 ml MeCN. The eluate was evaporated to dryness with nitrogen and redissolved in 0.5 ml mobile phase.

HPLC conditions: 0.8 x 0.4 cm precolumn with 25 x 0.4 cm C-18 column (5 μm , Pyramid® HPLC column No. 161803.40, Macherey-Nagel, Düren, Germany), mobile phase consisted of MeCN/ H_2O 45/55 v/v and 2 ml 85 % phosphoric acid/1000 ml, 0.9 ml/min, 50 μl sample loop, 35 °C column temperature, detection was done by HPLC connected to a fluorescence detector (HPLC-FLD): λ_{ex} = 273 nm and λ_{em} = 455 nm, 40 μl flow cell, UV-detector at 238 nm in series. The limit of detection (3-fold the detector noise) in feedstuffs was 1 ng/g estimated for ZEN and α -ZEL and 4 ng/g for β -ZEL.

2.1.2 Attempts for the optimization of the analytical procedure for feedstuffs

The analytical procedures followed the modified method above with the exceptions indicated.

The reference method (No. 1-3) consists of the addition (No. 2), or non-addition of β -glucosidase (No. 1) to the acetate buffer, or without buffer and β -glucosidase (No. 3), extraction with 100 ml chloroform, base-acid treatment and IA-chromatography.

The alkaline method (No. 4-6) uses 100 ml of a mixture of 25 % NH_3 /methanol/ethyl acetate/dichloromethane (4/20/100/200 v/v/v/v) for extraction. Previously the sample was treated with β -glucosidase in acetate buffer (No. 5), only with buffer (No. 4) or without buffer (No. 6). Base-acid treatment and IA-chromatography followed.

The Extrelut® procedure (No. 8-12): The sample was mixed with 20 ml acetate buffer and β -glucosidase (No. 10-12) or only with buffer (No. 8-9). Extraction was carried out with 20 ml methanol + 0.26 ml 25 % NH_3 , pH approx. 9.0 (No. 9 and 11) or with 20 ml methanol + 0.4 g tartaric acid, pH approx. 4.0 (No. 10 and 12) or just with 20 ml methanol (No. 8). 5 ml were loaded onto a column filled with 5 g Extrelut® (Merck, Darmstadt, Germany) and eluted with 35 ml dichloromethane followed by IA-chromatography. The extract was evaporated to dryness with nitrogen and reconstituted in mobile phase.

Other methods (No. 7 and 13): The sample was homogenized with 20 ml acetate buffer and extracted with 100 ml dichloromethane/ethyl acetate (2/1 v/v), base-acid treatment and IA-chromatography (No. 7). After pre-treatment with β -glucosidase in 20 ml acetate buffer, 30 ml acetonitrile were added and the pH adjusted from 7.0 to 7.5. The mixture was shaken, filtrated, an aliquot was taken, concentrated and 17 ml PBS-solution (pH 7.2 to 7.5) were added. Subsequently the sample solution was cleaned by IA-chromatography (No. 13).

All methods used 4 g sodium chloride for better phase separation after incubating over night with or without enzyme and addition of the extraction solvent.

2.2 Evaluation of the proportions of glucuronic acid and sulfuric acid conjugates of ZEN and α - and β -ZEL in urine and bile

2.2.1 Experimental design and diets

The urine and bile samples were taken from an experiment with 36 sows ranged into 4 groups (Groups 1 to 4) of 9 animals each. The animals received diets with increasing ZEN concentrations, as uncontaminated wheat was substituted by *Fusarium* toxin-contaminated wheat. The diet of Group 1 (control) contained 0 g contaminated wheat, while 133.5, 266.5 and 400 g contaminated wheat/kg diet were incorporated into the diets of Groups 2, 3 and 4. The analyzed ZEN content of the diets of Groups 1 to 4 amounted to: 4, 88, 235 and 358 $\mu\text{g}/\text{kg}$ diet. Barley, dried chips, soybean meal, premix and L-lysine-HCl (284, 100, 175, 10, 30 and 0.7 g/kg) completed the diet of the four groups (Dänicke et al., 2007). Pooled samples from 3 animals (3 samples/group) with 3 treatments/sample (without addition of enzymes, with β -glucuronidase and with β -glucuronidase + arylsulfatase) were analyzed for ZEN and α - and β -ZEL using the Extrelut® method (see below), whereby all $4 \times 3 \times 3 = 36$ bile and as many urine samples were measured with 4 replications.

2.2.2 Determination of ZEN, α - and β -ZEL in bile and urine using Extrelut®

Analytical methods as described earlier (Ueberschär, 1999; Dänicke et al., 2001) were adapted for analysing ZEN and its metabolites in urine and bile of sows. The modified method described here rendered cleaner extracts, which makes the measurement by HPLC-FLD more reliable.

Total ZEN, α - and β -ZEL

3 to 5 g bile fluid or urine were diluted with 0.1 mol/l acetate buffer pH 5.3 + 0.1 ml β -glucuronidase/arylsulfatase from *Helix pomatia* and filled with buffer to 15 ml (about 3 U β -glucuronidase, measured with nitrophenyl- β -glucuronide, 38 °C, pH 6.2; about 6 U arylsulfatase, measured with nitrophenylsulfate, 38 °C, pH 6.2; No. 104114.0002, VWR, Darmstadt, Germany). Incubation was done overnight by shaking at 37 °C. Five ml were loaded onto a column filled with 5 g Extrelut®. After 15 min the column was eluted with 35 ml dichloromethane. The extract was evaporated to dryness with nitrogen, 3 ml acetonitrile were added and diluted with 17 ml PBS-solution. The mixture was cleaned by IA-chromatography and after concentration the eluate was measured by HPLC-FLD as described in 2.1.1.

Free and glucuronic acid conjugated ZEN, α - and β -ZEL

The same procedure as for total mycotoxin determination has been carried out, but without enzyme addition (determination of free mycotoxins) or using 0.02 ml β -glucuronidase from *E. coli* instead (No. 03707598001, Roche, Mannheim, Germany; about 2 U, measured with β -nitrophenyl-glucuronide, 37 °C, pH 7.0) for determination of β -glucuronidated ZEN, α - and β -ZEL.

2.3 Calculations and statistics

Efficiency of extraction procedure was expressed as percentage of detected ZEN concentration of test procedure compared to the standard procedure No. 1. Variation coefficient (relative standard deviation, RSD) was used as variance parameter.

For physiological specimens, the metabolite profile was defined as the ratio between a particular metabolite (ZEN, α -ZEL or β -ZEL) of the sum of all residues (ZEN + α -ZEL + β -ZEL), expressed as percentage. The diet ratio was calculated as the sum of ZEN + α -ZEL + β -ZEL concentration in the physiological sample divided by the dietary ZEN concentration.

Free ZEN residues (not conjugated) were determined without any enzymatic treatment of the samples prior to HPLC analysis. Glucuronic acid bound ZEN residues were obtained by the difference between the toxin levels obtained after incubating the samples with β -glucuronidase (*E. coli*) and the free toxin contents. The sulfuric acid conjugates were calculated as the difference between total residues – as determined after treating the samples both with β -glucuronidase and arylsulfatase (*H. pomatia*) – and the sum of free and glucuronic acid bound toxins.

Data were analysed according to a complete 4×2 two-factorial design of analysis of variance (ANOVA) with diet ZEN level and enzymatic treatment of the physiological specimens and their interaction being the fixed factors:

$$y_{ijk} = \mu + a_i + b_j + a \times b_{(ij)} + e_{ijk}$$

where y_{ijk} = k^{th} observation on diet ZEN level i and enzyme treatment j ; μ = overall mean; a_i = effect of diet ZEN level

(4, 88, 235 and 358 µg/kg diet); b_j = effect of enzyme treatment (without, with treatment of β -glucuronidase/arylsulfatase); $axb_{(ij)}$ = interactions between diet ZEN level and enzyme treatment; e_{ijk} = residual error.

In addition, linear and quadratic effects were estimated for the dietary ZEN level.

All statistics were performed using Statistica for the Windows Operating System (StatSoft, 1995).

3 Results

3.1 Analysing ZEN in feedstuffs

Method No. 1 (Table 1) using buffer, chloroform as extraction solvent, base-acid treatment and IA-chromatography was chosen as reference. A 30 % higher gain was obtained by soaking the sample in buffer overnight in comparison to method No. 3 (without buffer addition). Relatively less efficient was the addition of buffer using the alkaline method as shown in Nos. 6 and 4, which could be caused by the water content in the ammonia solvent. As suggested earlier, the 10 % water addition to the extraction solvent was advantageous (Seidel et al., 1993). Other authors used acetonitrile with 15 % water (Llorens et al., 2002). In comparison to the reference, the use of dichloromethane/ethyl acetate (No. 7)

as extraction solvent was 14 % less or equally suitable for the analysis of hen's feed or triticale. Chromatography on Extrelut® with the addition of NH_3 or tartaric acid (No. 9 to 12) was comparable to the reference excepting the chromatography without additions (No. 8). The purification of an extract of compound feedstuff with only IA-chromatography (No. 13) led to a 36 % reduction of the analysed mycotoxin content of the sample.

3.2 ZEN-glucosides in feedstuffs

The addition of β -glucosidase to the buffer had no significant influence (t-test: $p = 0.11$ or $p = 0.34$) on the analytical results using the reference (No. 1, No. 2) or the alkaline method (No. 4 and 5) for the analysis of hen's feed. The results must be interpreted with caution due to the small basis of data. Therefore, many more feed samples and compound feedstuffs need to be analyzed. To be on the safe side, β -glucosidase should be added to the buffer as described in the experimental section of feed analysis.

The application of the alkaline extraction solvent mixture (25 % NH_3 /methanol/ethyl acetate/dichloromethane; 4/20/100/200 v/v/v/v) together with base-acid clean up and IA-chromatography was much more effective than the reference method (140 to 156 %) when hen's feed was analyzed

Table 1

Experiments to optimize the analyzing procedure of zearalenone (ZEN) in feedstuffs (200 to 470 µg ZEN/kg) or compound feedstuffs (3 to 370 µg ZEN/kg). The efficiency of the procedures is shown in relation to the reference method (No.1)

Feedstuff / Method	(No.)	n	Efficiency (%)	RSD (%)
Hen's feed				
Reference method	(1) buffer + $CHCl_3$ + B/A ¹ + IA ²	9	100	9
	(2) buffer/ β -gluc. ³ + B/A ¹ + IA ²	10	120	24
	(3) + B/A ¹ + IA ²	6	70	7
Alkaline method	(4) buffer + NH_3 -solvent + B/A ¹ + IA ²	7	156	8
	(5) buffer/ β -gluc. ³ + NH_3 -solvent + B/A ¹ + IA ²	5	140	15
	(6) + NH_3 -solvent + B/A ¹ + IA ²	3	137	4
Extrelut® method	(8) buffer + methanol + Extrelut® + IA ²	4	60	17
	(9) buffer + methanol/ NH_3 + Extrelut®	3	112	5
Other method	(7) buffer + CH_2Cl_2 /ethyl acetate + B/A ¹ + IA ²	3	86	10
Triticale				
Reference method	(1) buffer + $CHCl_3$ + B/A ¹ + IA ²	7	100	10
Alkaline method	(4) buffer + NH_3 -solvent + B/A ¹ + IA ²	3	107	15
Extrelut® method	(8) buffer + methanol + Extrelut® + IA ²	7	82	21
	(10) buffer/ β -gluc. ³ + methanol/tartaric acid + Extrelut®	4	99	2
Other method	(7) buffer + CH_2Cl_2 /ethyl acetate + B/A ¹ + IA ²	3	103	5
Compound feedstuffs				R²
Reference method	(1) buffer + $CHCl_3$ + B/A ¹ + IA ²	20	100	
Alkaline method	(4) buffer + NH_3 -solvent + B/A ¹ + IA ²	10	139	0.94
Extrelut® method	(11) buffer/ β -gluc. ³ + methanol/ NH_3 + Extrelut® + IA ²	13	114	0.97
	(12) buffer/ β -gluc. ³ + methanol/tartaric acid + Extrelut® + IA ²	20	96	0.88
Other method	(13) buffer/ β -gluc. ³ + acetonitrile + IA ²	5	64	0.96

¹ base-acid treatment

² immunoaffinity chromatography

³ β -glucosidase

(Table 1). Acidic solvents, above all diluted phosphoric acid, influence the results negatively as zearalenone is less stable under acidic conditions. ZEN in naturally contaminated feed is more resistant than when added artificially as a crystalline substance to the feed (Valenta, 1999). No effect was found for the analysis of triticale, whereas for compound feedstuff (hen's feed) markedly higher mycotoxin contents were obtained using the alkaline extraction solvent with the base-acid cleaning step and IA-chromatography (139 % efficiency). To test the various methods for analysing compound feedstuffs, up to 20 data entries over the whole range of 3.0 to 370 µg ZEN/kg feed were available. These feedstuff samples were analysed by the reference and test-methods. It could be shown that a linear relation exists between the reference method (No. 1) and the test-method (No. 4, 11, 12 or 13) for a range of mycotoxin concentrations. All regression lines (plots not shown) were characterised by the coefficient of determination $R^2 > 0.88$ (Table 1).

3.3 ZEN, α - and β -ZEL in bile and urine using Extrelut®

The optimized analysis method for feedstuffs using the NH_3 -containing extraction solvent did not work with physiological samples such as bile or urine due to the formation of emulsions after the base-acid clean up step. Therefore, a new method was developed for these types of samples to obtain sufficiently clear extracts and to attain the limits of detection of 4 µg/kg for β -ZEL and 1 µg/kg for ZEN and α -ZEL. For these reasons the Extrelut® method was tested as described above. The mean recoveries for the three toxins were in the range of 82 to 99 % and relative standard deviations (RSD) of 10 to 20 % for the analyzed matrices (Table 2). Additions of 30 to 200 ng at sample weights of 2.5 to 5 g were made. Relative standard deviations (RSD) were 10 to 20 % for urine at concentrations up to 50 µg/kg. Relative standard deviations (RSD) were 30 to 40 % for bile at concentrations up to 300 ng/g (Table 3). For urine at concentrations up to 50 ng/g RSD-values of 30 to 50 % were determined (Table 4).

Table 2

Extrelut®-Method: Recovery (%) and relative standard deviation (RSD) of zearalenone (ZEN), α - and β -zearalenol (α - and β -ZEL)

Matrix	Addition (ng)	Recovery (%), RSD (%)		
		α -ZEL	β -ZEL	ZEN
Control (n = 8)	40 - 60	105 (22)	75 (33)	98 (8)
Urine, sow * (n = 6)	30 - 120	91 (21)	83 (12)	93 (15)
Bile, sow * (n = 7)	60 - 200	96 (10)	82 (10)	89 (12)

Control: 4x without enzymes; 2x with β -glucuronidase;
 2x with β -glucuronidase/arylsulfatase
 * 2.5-5 g sample amount

3.3.1 Residue levels in bile and urine

Tables 3 and 4 show the effects of the addition of *Fusarium*-contaminated wheat with zearalenone contents up to

358 µg/kg feedstuff on the contents of ZEN and its metabolites in bile and urine of sows. β -Zearalenol concentrations were always lower than the limit of detection of 4 ng/g, therefore, such values were considered with the detection limit for further calculations.

Concentrations of ZEN and α -ZEL in bile ($p_{\text{linear}} < 0.001$) or α -ZEL in urine ($p_{\text{linear}} = 0.003$) increased in linear fashion with dietary ZEN concentrations, whereas ZEN in urine remained at a dietary ZEN-independent level ($p = 0.206$) with variable values ranging from 29 to 59 ng/g (Table 4). The proportion of α -ZEL in the sum of ZEN and its metabolites (α - and β -ZEL) increased from 42 to 53 % in bile and from 27 to 49 % in urine (without control groups) with dietary ZEN concentrations, respectively ($p_{\text{linear}} < 0.001$). The proportion of ZEN in bile amounted from 47 to 55 % or from 47 to 64 % in urine (control groups were not considered). Both were inversely related to dietary mycotoxin concentrations.

3.3.2 Metabolic profile in bile and urine

The influence of the enzymatic sample treatment (addition of glucuronidase/arylsulfatase) was evaluated by the ANOVA procedure. The α -ZEL content in bile fluid and urine increased slightly and significantly, respectively ($p = 0.054$ or $p < 0.001$). This is also reflected in the metabolic profile where significantly higher proportions were found for α -ZEL ($p = 0.033$ and $p < 0.001$) after the addition of glucuronidase/arylsulfatase. However, no influence of this enzyme on the ZEN concentrations was noticed in bile fluid or urine ($p = 0.729$ or $p = 0.966$). The concentrations were nearly the same with or without addition of enzyme (Tables 3 and 4). Also, the metabolic profile of ZEN in bile remained unaffected ($p = 0.07$), but a significant influence was found for urine ($p = 0.003$).

No significant interaction was found between the ZEN-concentration of the diet and enzymatic treatment for both ZEN and α -ZEL concentrations in bile and urine and their metabolic profiles in these fluids ($p_{\text{myco} \times \text{treatment}} > 0.05$).

The last column in Tables 3 and 4 shows the diet ratio, which specifies the ratio of all mycotoxin concentrations (ZEN + β -ZEL + α -ZEL) in bile or urine to the dietary ZEN concentrations. The ratios were distinctly higher in bile with values of 1.3 to 2.0 compared to urine with values of 0.22 to 0.6. No dependency of the ratios on the mycotoxin concentrations of the diet was found ($p = 0.287$ or $p = 0.096$) for urine.

3.3.3 Binding forms of ZEN and α -ZEL

The calculation of the proportion of glucuronic and sulfuric acid conjugates of ZEN and its metabolite α -ZEL follows treatment of the samples without enzymes, with β -glucuronidase or β -glucuronidase/arylsulfatase prior to the mycotoxin analysis. ZEN is mostly (96 %) found as glucuronide conjugate as well in bile as in urine with nearly no sulfate conjugates, whereas the opposite applies for α -ZEL in urine where 17 % or even 62 % were bound in bile or in urine as sulfates, respectively, and 82 % were glucuronides in bile and a smaller portion of 32 % in urine (Table 5). Negligible amounts of 1 to 6 % in both fluids are analysed as free, i.e., unbound ZEN or α -ZEL.

Table 5

Binding form of zearalenone and α -zearalenol in bile ($n = 9$) and urine of sows ($n = 12$) (Overall mean values and range ($n = 3$), given in brackets)

Binding form of zearalenone and α -zearalenol (% of total recovered amount)			
	Free (not conjugated)	Conjugated with glucuro- nic acid	Conjugated with sulfuric acid
Bile*			
zearalenone	4 (3 - 7)	96 (93 - 98)	0 (-4 - 5)
α -zearalenol	1 (1 - 2)	82 (78 - 84)	17 (13 - 21)
Urine			
zearalenone	2 (2 - 4)	96 (75 - 106)	1 (-4 - 22)
α -zearalenol	6 (2 - 10)	32 (28 - 37)	62 (58 - 65)
*Means of groups 2-4			

4 Discussion

The analysis of ZEN in feedstuffs has up to now been an issue in several papers (Krska and Josephs, 2001), whereby the extraction solvent and especially the pH-value play an important role. Therefore, several acid and basic extraction solvents were tested. As discussed earlier (Valenta, 1999; Seidel et al., 1993), a long lasting treatment at acid pH values, and above all the addition of phosphoric acid to the extraction solvent, may lead to lower extraction efficiencies. However, a quickly performed base-acid treatment was found to be an efficient purification step and is part of the proposed analysis method for ZEN in feedstuffs. In comparison with pure methanol, acetone, acetonitrile or mixtures of these, water containing solvents have a positive influence. Therefore, a pre-treatment of feed samples with buffer is important to render the feed in soaked form, which makes the analyte more easily extractable. The buffer enables the addition of glucosidase to cleave ZEN-glucosides which may occur in feedstuffs (Gareis et al., 1990; Schneweis et al., 2002). In our experiments, the analysed feedstuffs gave no hints for the existence of ZEN-glucosides (data not shown). However, to recover possibly yet existing conjugates in some charges or different types of feedstuffs, glucosidase was always added to the buffer with an overnight incubation time.

In a former feeding experiment with ZEN-contaminated feed, the objective was to examine the placental transfer (Dänicke et al., 2007). In the present study the mycotoxin transfer into the physiological fluids bile and urine, the metabolic profiles and the kind and quantification of binding status of mycotoxin conjugates in the samples were analyzed. Because of deviating and variable values, no controls were considered for the calculation of the metabolic profiles. The concentration of β -ZEL was not higher than the detection limit of 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$, which was assumed for the calculation of not detectable concentrations. Bile, and at a significantly lower level, urine, contained the highest ZEN concentrations

as was also shown in other, earlier, experiments (Biehl et al., 1993; Dänicke et al., 2005). The metabolic profiles agree with former results demonstrating that ZEN and its main reduction product α -ZEL are the prevailing metabolites in the pig (Biehl et al., 1993; Olsen et al., 1986). In the present experiment, the proportion of α -ZEL in the sum of ZEN and its metabolites (α - and β -ZEL) increased with dietary ZEN concentrations from 42 to 53 % in bile and from 27 to 49 % in urine (without control groups), respectively. In the bile of hens and Pekin ducks the main product is ZEN (75 and 80 %) (Dänicke et al., 2002; Dänicke et al., 2004). The proportion of the metabolites α - and β -ZEL is, in comparison to sows, fairly low (15 and 16 % α -ZEL; 10 and 4 % β -ZEL).

The diet ratio of bile fluid varied from 1.3 to 2.0 and was up to 10-fold higher than that of urine (0.2 to 0.6). ZEN and its metabolites accumulate in bile in relation to the ZEN concentration of the diet by up to two-fold. Nearly no accumulation (diet ratio about 1:2) takes place in the bile of hens (9). At first glance, because of its easy accessibility, urine of sows could serve as a simple alternative sample to trace ZEN exposure of pigs if the corresponding feed is no longer available for analysis. However, there is no reliable chance to consider urine or bile to trace a contamination and to do a risk assessment due to the fact that rapid metabolism and elimination of the toxin and high individual variability are the main obstacles.

β -ZEL was found in neither urine nor bile. Also, only traces of this ZEN metabolite were detected in the liver of turkeys despite a high dose of 800 mg ZEN/kg feed (Olsen et al., 1986). In the bile and urine of sows, ZEN and its metabolite α -ZEL are nearly exclusively conjugated to glucuronic acid or sulfuric acid. The percentage of the free, not conjugated ZEN and α -ZEL is minimal: 1 to 6 % for bile and urine of sows, respectively. In contrast, the proportions of free ZEN and α -ZEL in bile and livers of hens were approximately 70 % and 40 %, respectively (Dänicke et al., 2002). The proportion of glucuronic acid conjugates of ZEN in bile as well as in urine of sows is >95 % and no sulfuric acid conjugates were present. Also in bile of hens, the conjugation to glucuronic acid is the preferred binding form of ZEN (20 %), whereas 10 % were conjugated to sulfuric acid (Dänicke et al., 2002). Therefore, in contrast to glucuronic acid, sulfuric acid does not react or only reacts to a lower extent with the phenolic OH-groups of ZEN. The proportions of sulfuric and glucuronic acid conjugates of α -ZEL in bile of sows are 17 and 82 %. In urine the sulfated form is predominant, with 62 % and about half of that is the proportion of α -ZEL bound to glucuronic acid. For hens, α -ZEL in bile is mainly bound with sulfate (27 %) and only 4 % are conjugated with glucuronic acid. To a lower extent chemical reactivity in the respective matrix, but mainly due to different animal species, the enzymatic specificity and elimination kinetics may explain that the epimeric OH group of α -ZEL is the favoured reaction target for sulfuric acid in urine. This contradicts to the expected 0.67 to 0.33 ratio of phenolic to epimeric hydroxyl groups in α -ZEL, based just on chemical reactivity and molar concentration only. Conjugation of the mycotoxin with glucuronic and sulfuric acid increases the polarity of the molecule and renders it more suitable for biliary renal excretion, which is important

for the elimination of toxic substances in sensitive animals as like sows and pigs (European Food Safety Authority, 2004). The higher proportions of conjugated ZEN and α -ZEL in bile of sows in comparison to the lower conjugation proportion of the more ZEN insensitive hens are remarkable. Further experiments with other species of animals should prove whether a relationship exists between sensitivity for toxins and the capability to form conjugates, with a possible altered toxicity.

Acknowledgment

The assistance of the co-workers of the Institute of Animal Care and Animal Husbandry, Friedrich-Loeffler-Institute (FLI), located in Celle, in performing the experiments and analyses is gratefully acknowledged.

References

- Biehl ML, Prelusky DB, Koritz GD, Hartin KE, Buck WB, Trenholm HL (1993) Biliary excretion and enterohepatic cycling of zearalenone in immature pigs. *Toxicol Appl Pharmacol* 121:152-159
- Dänicke S, Brezina U (2013) Invited review: Kinetics and metabolism of the *Fusarium* toxin deoxynivalenol in farm animals : consequences for diagnosis of exposure and intoxication and carry over. *Food Chem Toxicol* 60:58-75
- Dänicke S, Ueberschär K-H, Halle I, Valenta H, Flachowsky G (2001) Excretion kinetics and metabolism of zearalenone in broilers in dependence on a detoxifying agent. *Arch Anim Nutr* 55:299-313
- Dänicke S, Ueberschär KH, Halle I, Matthes S, Valenta H, Flachowsky G (2002) Effect of addition of a detoxifying agent to laying hen diets containing uncontaminated or *Fusarium* toxin-contaminated maize on performance of hens and on carryover of zearalenone. *Poult Sci* 81:1671-1680
- Dänicke S, Ueberschär KH, Valenta H, Matthes S, Matthäus K, Halle I (2004) Effects of graded levels of *Fusarium*-toxin-contaminated wheat in Pekin duck diets on performance, health and metabolism of deoxynivalenol and zearalenone. *Br Poult Sci* 45:264-272
- Dänicke S, Swiech E, Buraczewska L, Ueberschär K-H (2005) Kinetics and metabolism of zearalenone in young female pigs. *J Anim Physiol Anim Nutr* 89:268-276
- Dänicke S, Brüssow KP, Goyarts T, Valenta H, Ueberschär KH, Tiemann U (2007) On the transfer of the *Fusarium* toxins deoxynivalenol (DON) and zearalenone (ZON) from the sow to the full-term piglet during the last third of gestation. *Food Chem Toxicol* 45:1565-1574
- European Food Safety Authority (EFSA) (2004) Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the commission related to zearalenone as undesirable substance in animal feed [online]. To be found at <http://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/scientific_output/files/main_documents/opinion_contam06_ej89_zearalenone_v3_en1%2C2.pdf> [quoted 29.03.2016]
- Gareis M, Bauer J, Thiem J, Plank G, Grabley S, Gedek B (1990) Cleavage of zearalenone-glycoside, a „masked“ mycotoxin, during digestion in swine. *Zentralbl Veterinärmed B* 37:236-240
- Keese C, Meyer U, Rehage J, Spilke J, Boguhn J, Breves G, Dänicke S (2008) On the effects of the concentrate proportion of dairy cow rations in the presence and absence of a *Fusarium* toxin-contaminated triticale on cow performance. *Arch Anim Nutr* 62:241-262
- Krska R, Josephs R (2001) The state-of-the-art in the analysis of estrogenic mycotoxins in cereals. *Fresenius J Anal Chem* 369:469-476
- Llorens A, Mateo R, Mateo JJ, Jimenez M (2002) Comparison of extraction and clean-up procedures for analysis of zearalenone in corn, rice and wheat grains by high-performance liquid chromatography with photodiode array and fluorescence detection. *Food Addit Contam* 19:272-281
- Olsen M, Mirocha CJ, Abbas HK, Johansson B (1986) Metabolism of high concentrations of dietary zearalenone by young male turkey poults. *Poult Sci* 65:1905-1910
- Rychlik M, Humpf HU, Marko D, Dänicke S, Mally A, Berthiller F, Klaffke H, Lorenz N (2014) Proposal of a comprehensive definition of modified and other forms of mycotoxins including „masked“ mycotoxins. *Mycotoxin Res* 30:197-205
- Schneweis I, Meyer K, Engelhardt G, Bauer J (2002) Occurrence of zearalenone-4-beta-D-glucopyranoside in wheat. *J Agric Food Chem* 50:1736-1738
- Seibold R, Barth C, Naumann C, Bassler R (1983) Futtermitteluntersuchung, Zearalenon. In: Herrmann R (ed) *Die chemische Untersuchung von Futtermitteln* : 1.-6. Ergänzungslieferung (1983-2006). Darmstadt : VDLUFA-Verl, 16.9.1, 16.9.2
- Seidel V, Poglits K, Schiller K, Lindner W (1993) Simultaneous determination of ochratoxin A and zearalenone in maize by reversed-phase high-performance liquid chromatography with fluorescence detection and β -cyclodextrin as mobile phase additive. *J Chromatogr* 635:227-235
- StatSoft (1984-1995) Statistica for the Windows™ operating system. Version 7.1. Tulsa, OK, USA
- Ueberschär K-H (1999) Einfluß von Zearalenon auf Wachstum und Rückstände in den Geweben von Mastkaninchen. *VDLUFA Schr* 52:425-428
- Valenta H (1999) Zum Einfluß des Extraktionsmittels auf die Bestimmung von Zearalenon in Getreide. *VDLUFA Schr* 52:429-432

Treibhausgasrechner in der Landwirtschaft – Erfahrungen und Perspektiven

Stephanie Kätsch und Bernhard Osterburg*

Zusammenfassung

Im Rahmen der Klimaschutzanstrengungen wird zunehmend auch der Agrar- und Landnutzungssektor betrachtet. Zur Abschätzung der THG-Emissionen einzelner landwirtschaftlicher Betriebe und Produkte wird weltweit eine Vielzahl automatisierter Treibhausgasrechner angeboten und verwendet. Ziel dieser Arbeit ist es, einen internationalen Überblick über ausgewählte Treibhausgasrechner zu geben, wichtige Kriterien bei der Entwicklung solcher Rechner zu identifizieren und ihre Perspektiven zu beleuchten. Neben einer Literaturschau wurden hierfür weltweit verschiedene Entwickler zu ihren Treibhausgasrechnern und ihren Erfahrungen mit der Entwicklung befragt. Die Analyse der Ergebnisse bestätigt große Unterschiede zwischen den einzelnen Rechnern. Dies ist vor allem auf unterschiedliche Zielsetzungen und methodische Ansätze zurückzuführen. Gute Treibhausgasrechner sollten vor allem benutzerfreundlich, robust und transparent sein und dabei das Emissionsgeschehen möglichst detailliert abbilden. Insgesamt wurden Treibhausgasrechner als wertvolle Werkzeuge mit guten Zukunftsperspektiven eingestuft. Auch in Deutschland könnten in der Zukunft vermehrt Anreize für die Verwendung von Treibhausgasrechnern entstehen, wie z. B. durch Produktkennzeichnungsinitiativen. Aus diesem Grund wird eine Beschäftigung mit der Thematik generell als sinnvoll erachtet. Wird die Entwicklung eines eigenen Treibhausgasrechners angestrebt, sollten aktuelle Entwicklungen und bestehende Erfahrungen im internationalen Raum berücksichtigt werden, um zu prüfen, ob auf bestehenden Konzepten aufgebaut werden kann.

Schlüsselwörter: *Treibhausgasrechner, Treibhausgasbilanzierung, Carbon Footprint, Produktkennzeichnung, Klimaschutz, Landwirtschaft*

Abstract

Carbon Calculators in Agriculture – Experiences and Perspectives

Recently, climate change mitigation efforts are expanding to also include the agricultural and land use sectors. In order to assess the greenhouse gas emissions of single farms or products, a number of automated carbon calculators are available. This paper aims to provide an international overview of selected carbon calculators, to identify important criteria for calculator development and to assess future perspectives of carbon calculators. In addition to a literature review, a number of selected tool developers were questioned regarding their calculators and experiences during calculator development. The analysis of the results shows that there are big differences between the various calculators. This mainly results from different objectives and methodological approaches. Good carbon calculators need to be user friendly, robust and transparent and should allow for a detailed representation of emission patterns. In general, carbon calculators are valuable tools and are said to have promising future perspectives. Incentives to use carbon calculators may soon increase in Germany as well e.g. due to possible product labeling initiatives. Therefore, a closer look into the subject matter might prove beneficial. In case a separate carbon calculator is to be developed, the actual developments in this field and existing international experiences should be taken into consideration, in order to check whether it can be based on existing concepts. For an English summary of the results, please contact the authors.

Keywords: *carbon calculators, greenhouse gas accounting, carbon footprint, product labeling, climate change mitigation, agriculture*

* Thünen-Institut für Ländliche Räume, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

1 Einleitung

Im Zuge der Klimaschutzbestrebungen soll künftig auch der Bereich der Landnutzung stärker einbezogen werden. Allein die Methan- und Lachgasemissionen aus der landwirtschaftlichen Produktion sind mit weltweit gut 13 % für einen nicht unerheblichen Teil der gesamten Treibhausgas (THG-)emissionen verantwortlich (WRI, 2015). In Deutschland liegt der Anteil dieser direkten, landwirtschaftlichen Emissionen bei knapp 7 %, in der EU bei 10 % der gesamten THG-Emissionen (UNFCCC, 2015). Um THG-Emissionen entgegenwirken zu können, ist zunächst eine Abbildung des Emissionsgeschehens (Status quo und Änderungsmöglichkeiten) nötig. Hierzu werden meist verschiedene Rechensysteme oder Modelle herangezogen. Hierunter fallen auch die sogenannten THG-Rechner, auf die in diesem Artikel genauer eingegangen werden soll. Im Gegensatz zu den nationalen THG-Emissionsinventaren werden hier Aktivitätsdaten nicht auf Sektorebene abgebildet, sondern meist auf einzelbetrieblicher Ebene, um spezifische landwirtschaftliche Produktionssysteme zu untersuchen.

Laut Denef et al. (2012) werden THG-Rechner in Abgrenzung zu Protokollen, Richtlinien und prozessbasierten Modellen definiert. Nach Beschreibung der Autoren handelt es sich hierbei um vorwiegend automatisierte softwarebasierte Anwendungen, die im Gegensatz zu Modellen eine geringere Komplexität aufweisen, eine größere Zielgruppe ansprechen und insgesamt benutzerfreundlicher sind. Aus diesem Grund werden sie vor allem als Hilfe zur Entscheidungsfindung von Landwirten, Beratern oder Politikern und weniger in der Wissenschaft verwendet. Die FAO (Colomb et al., 2012) unterscheidet vier Kategorien von THG-Rechnern, wobei ein THG-Rechner mehreren Kategorien zugeordnet werden kann. Die erste Kategorie „Bewusstseinsbildung“ umfasst vor allem einfache Rechner (oft IPCC Tier 1¹) u. a. FEGGEC (QUT, 2013), US cropland calculator (McSwiney et al. 2010)), die Emissions-„hotspots“ identifizieren und auf die generelle Emissionsproblematik aufmerksam machen. In der zweiten Kategorie „THG-Bilanzierung“ werden Rechner zusammengefasst, die das Emissionsgeschehen detaillierter (oft IPCC Tier 1,2) abbilden. Bei der Einteilung wird zwischen „Landschafts-“ (z. B. ALU Software (Colorado State University, 2015)) und „Betriebsrechnern“ (z. B. Dia'terre (ADEME, 2014)) unterschieden. Die dritte Kategorie „Projektauvaluierung“ beinhaltet Rechner, die Szenarien mit einander vergleichen und so die Wirkung von verschiedenen Projekten (z. B. Minderungsmaßnahmen) analysieren können. Hier wird zwischen Rechnern unterschieden, die vor allem im Zusammenhang mit „Carbon Credits“ verwendet werden (u. a. FarmGAS (Australian Farm Institute, 2015)) und solchen, die auch Projekte mit anderen Zielen betrachten (z. B. Holos (Little et al., 2008)). Bei der letzten Kategorie „markt- und

produktorientierte Rechner“ werden die THG-Emissionen auf die Produkteinheit bezogen (z. B. CFT (Hillier et al., 2011)). Auf diese Weise können auch Leakage-Effekte berücksichtigt werden.

Insgesamt gibt es eine große Vielfalt an unterschiedlichen THG-Rechnern für den Agrar- und Forstsektor, die durch Überblicksarbeiten insbesondere von Denef et al. (2012), Colomb et al. (2012, 2013), Whittaker et al. (2013) zusammengefasst und ausführlich beschrieben werden. Aufgrund großer Unterschiede bezüglich Zielsetzung, Rahmenbedingungen und Systemgrenzen, methodischen Ansätzen und technischer Umsetzung variieren die Ergebnisse jedoch stark und sind nur eingeschränkt vergleichbar (Lewis et al., 2013). Whittaker et al. (2013) vergleichen in ihrer Studie elf THG-Rechner für den Agrar- und Erneuerbare-Energien-Sektor in Großbritannien. Die berechneten Emissionen für die Weizenproduktion schwanken je nach Rechner zwischen 600 und 3300 kg CO_{2-Aq} ha⁻¹. Die Unterschiede kommen durch die Verwendung unterschiedlicher IPCC-Methoden (Tier 1 bis 3) zustande, weiterhin sind abweichende Systemgrenzen und Unterschiede in der Berücksichtigung von Emissionsquellen zu nennen. Werden bei der Berechnung der Emissionen zusätzlich Landnutzungsänderungen berücksichtigt, kommen weitere 200 bis 2400 kg CO_{2-Aq} ha⁻¹ hinzu.

Mit dem Ziel, Transparenz und Vergleichbarkeit der Ergebnisse einzelbetrieblicher THG-Berechnungen in der Landwirtschaft in Deutschland zu erhöhen, wurde 2012 die Arbeitsgruppe „Einzelbetriebliche THG-Bilanzierung in der Landwirtschaft“ bestehend aus Mitgliedern der Bodensee-Stiftung, des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL), der Landesanstalt für Landwirtschaft in Bayern, der Landwirtschaftskammer Niedersachsen, der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen, des Leibniz-Instituts für Agrartechnik Bornim, der Technischen Universität München, des Thünen-Instituts und der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft gegründet. Sie dient dem Informationsaustausch hinsichtlich der THG-Bilanzierung von landwirtschaftlichen Betrieben und beschäftigt sich mit der Entwicklung von gemeinsamen Standards für die Berechnung von betrieblichen THG-Emissionen in Deutschland. Demnächst sollen die Ergebnisse in Form eines Arbeitspapiers veröffentlicht und die abgestimmten Parameter über eine web-basierte Datenbankabfrage zugänglich gemacht werden. In diesem Zusammenhang wurde auch die Entwicklung eines gemeinsamen THG-Rechners diskutiert.

Ziel des Artikels ist es, einen Überblick über bestehende internationale THG-Rechner zu geben, verschiedene methodische Ansätze vorzustellen und Aspekte der technischen Umsetzung und Anwenderfreundlichkeit zu beleuchten. Der Fokus liegt auf den internationalen Rechnern, da nur wenige deutsche Rechner existieren, selten angewendet werden und oftmals nicht frei verfügbar sind. Vertreter wichtiger deutscher Rechenwerke (z. B. Indikatorensystem KSNL, Modell REPRO) sind in der AG „Einzelbetriebliche THG-Bilanzierung“ aktiv und decken somit den nationalen Bereich ab. Gleichzeitig sollen die zukünftigen Perspektiven von THG-Rechnern betrachtet werden. Auf diese Weise soll eine Diskussionsgrundlage für eine mögliche Entwicklung eines

¹ Tier 1: Der Tier-1-Ansatz verwendet „statistische Größen (z. B. Tierzahlen) und mittlere Emissionsfaktoren („default emission factors“) in den Regelwerken von IPCC und EMEP/CORINAIR“ (Rösemann et al., 2015). Tier 2 und 3 sind detaillierter und verwenden komplexere Gleichungen und länderspezifische Emissionsfaktoren.

deutschen THG-Rechners geschaffen werden. Hierbei steht die Frage im Vordergrund, inwieweit internationale Erfahrungen im Bereich der Rechnerentwicklung für Deutschland von Bedeutung sind und welche Rückschlüsse sich aus ihnen ziehen lassen. Da der Fokus dieses Beitrags auf internationalen und frei verfügbaren THG-Rechnern liegt, werden bestehende, inhaltlich umfassendere Indikatorensysteme, Betriebsmodelle und Ökobilanzansätze (z. B. SALCA) bei der Analyse nicht berücksichtigt.

Um obige Frage zu beantworten, wurde zusätzlich zu einer umfassenden Literaturrecherche eine Befragung² von Entwicklern ausgewählter internationaler THG-Rechner durchgeführt. Im Folgenden wird zunächst auf das methodische Vorgehen bei der Befragung eingegangen. Im nächsten Schritt werden die Ergebnisse zusammengefasst und exemplarisch dargestellt. Der Fokus liegt auf Faktoren, die bei der Entwicklung eines THG-Rechners von besonderer Bedeutung sind und genau abgewogen werden müssen. Hierbei werden neben den Rahmenbedingungen, der methodischen und technischen Umsetzung auch Kriterien der Anwenderfreundlichkeit betrachtet. Anhand der Ergebnisse werden die Perspektiven von THG-Rechnern u. a. in Deutschland diskutiert. Hierbei wird näher auf einige europäische Produktkennzeichnungsinitiativen („Labelling“) eingegangen.

2 Material und Methoden

Zunächst wurde eine Literaturrecherche durchgeführt, um einen Überblick über vorhandene THG-Rechner zu bekommen. Die Suche wurde im August 2014 mit Google Scholar durchgeführt (Suchwörter u. a. Carbon Calculator + Agriculture, Product Carbon Footprint + Agriculture, GHG Accounting Tools + Agriculture). Zusätzlich wurden bestehende Untersuchungen (u. a. Colomb et al., 2012; Denef et al., 2012; Whittaker et al., 2013) als Ausgangspunkt der Suche verwendet.

Auf Basis der Ergebnisse wurde für die Befragung der Entwickler ein zweiteiliger Fragebogen entworfen. Der erste Teil des Fragebogens orientiert sich an bereits durchgeführten Analysen von Colomb et al. (2012), um bereits bestehende Aussagen zu verifizieren und ggf. zu aktualisieren. Er fragt spezifisch für jedes Tool Details zu Rahmen und Kontext der Rechner (Ziele, Zielgruppen, berücksichtigte Prozesse und THG-Quellen etc.), technischen und methodischen Spezifikationen (technische Umsetzung, methodischer Ansatz, Systemgrenzen etc.) sowie der Zugänglichkeit und Anwendbarkeit des Rechners ab. 23 der 28 Fragen wurde offen konzipiert. Lediglich bei drei Fragen konnten die Befragten zwischen vorgegebenen Kategorien wählen, wobei die Zuordnung zu mehreren Kategorien möglich war. Bei den

Fragen zu Komplexität und Zeitaufwand wurde eine Selbsteinschätzung anhand einer Skala von 1 bis 4 (1 = ohne große Vorkenntnisse anwendbar, Dauer weniger als 1 Tag; 4 = Schulung nötig, Dauer mehr als 1 Monat) abgefragt. Die Bewertungsskala wurde von Colomb et al. (2012) übernommen. Der zweite Teil des Fragebogens bestand aus sieben offenen Fragen. Hier wurden Ziele, Stärken und Schwächen sowie Pläne zur Weiterentwicklung und Zukunft des speziellen Rechners abgefragt. Außerdem sollte eine Einschätzung zur Bedeutung und Zukunft der THG-Rechner im Allgemeinen gegeben werden.

Der Fragebogen wurde als editierbares Worddokument verschickt. Um das Ausfüllen der Fragebögen zu erleichtern und den Rücklauf zu verbessern, wurden bekannte Informationen vorab in den Fragebogen eingetragen und konnten ohne Einschränkungen durch die Befragten korrigiert und aktualisiert werden. Insgesamt wurden 15 Rechner für die Befragung ausgewählt. Der Fokus lag auf frei verfügbaren THG-Rechnern, die hauptsächlich für Landwirte und Berater gedacht sind und auf Betriebs- oder Produktebene möglichst viele Produktionsprozesse und THG-Quellen abbilden. Um ggf. regionsspezifische Ansätze zu identifizieren, wurden Rechner aus unterschiedlichen geographischen Regionen ausgewählt. Teilweise wurden die Fragebögen für die einzelnen THG-Rechner an mehrere Ansprechpartner und Experten versendet, um – vor allem hinsichtlich des zweiten Teils des Fragebogens – das Spektrum an potenziell unterschiedlichen Erfahrungen zu erweitern.

Bei der Analyse der beantworteten Fragebögen wurden die Antworten und Kommentare in Kategorien zusammengefasst. Bei Fragen mit vorgegebenen Antwortmöglichkeiten wurden die Antworten ausgezählt. Bei den offenen Fragen leiteten sich die Kategorien aus den Antworten ab. Alle Antworten wurden berücksichtigt und als eigene Kategorie aufgenommen. Zielten Antworten in dieselbe Richtung, wurden sie in einer Kategorie zusammengefasst. Aufgrund der größtenteils offenen Struktur der Fragen und der relativ kleinen Anzahl der Fragebögen ist es schwierig, die Antworten quantitativ zu analysieren. Die Befragung kann lediglich dazu dienen, einen groben Überblick zu bekommen und Trends abzuleiten.

3 Ergebnisse

Auf Basis der Literaturrecherche konnten mehr als 40 THG-Rechner für den Agrar- und Forstsektor identifiziert werden. Die tatsächliche Anzahl an Rechnern ist höchstwahrscheinlich noch höher, da sich die Recherche aufgrund von Sprachbarrieren auf den englisch-, französisch-, spanisch- und deutschsprachigen Raum konzentrierte. Zusätzlich gibt es eine Anzahl von THG-Rechnern, die von Beraterfirmen entgeltlich zur Verfügung gestellt werden oder nicht für die öffentliche Verwendung gedacht sind (z. B. der Carbon Trust Footprint Expert oder das SAC-Tool AgRE Calc© des Scottish Agricultural College). Nicht in die Analyse mit einbezogen wurden Ökobilanzierungsprogramme (z. B. SALCA, SimaPro etc.) oder Kriteriensysteme und Programme zur Bewertung

² An dieser Stelle möchten wir uns bei den Teilnehmern für ihre Beteiligung an der Befragung sowie für die zahlreichen Anregungen und Kommentare bedanken. Die Ergebnisse der Befragung sind ebenfalls in einem englischen Dokument zusammengefasst, welches auf Nachfrage von den Autoren zur Verfügung gestellt werden kann.

Tabelle 1

In der Auswertung der Fragebögen berücksichtigte THG-Rechner

THG-Rechner	Institution	Kurzwort
AgriClimateChange Tool	Solagro (Frankreich)	ACCT
COMET-FARM CarbOn Management Evaluation Tool for whole FARM GHG accounting	Colorado State University, USDA, NRCS, NREL (USA)	COMET
Cool Farm Tool, Version 2.0	Cool Farm Alliance (USA)	CFT
Dairy Greenhouse Gas Abatement Calculator Version 3.1	Tasmanian Institute of Agriculture (Australien)	DGAS
Dia'terre® 3.5.0.3427	ADEME (Frankreich)	Dia'terre
European Commission Joint Research Centre Carbon Calculator	JRC (EU), Solagro, CIRAD (Frankreich)	JRC CC
FarmGAS Calculators Scenario Tool Version 3.0	Australian Farm Institute (Australien)	FarmGAS
Farming Enterprise Greenhouse Gas Emissions Calculator	Queensland University of Technology (Australien)	FEGGEC
Greenhouse Accounting Framework	University of Melbourne (Australien)	GAF
HOLOS 2.1.1	Agriculture and Agri-Food Canada (Kanada)	HOLOS
OVERSEER® Nutrients Budgets	Ministry for Primary Industries, Fertiliser Association NZ, AgResearch (Neuseeland)	OVERSEER

der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe (z. B. REPRO, KSNL), die unter anderem auch zur Abschätzung der Treibhausgasemissionen im Betrieb und auf Produktebene verwendet werden können.

Von den 15 verschickten Fragebögen wurden insgesamt 12 ausgefüllt zurückgesendet. Im Fall des JRC Carbon Calculators wurden die Fragen sowohl durch Solagro als auch durch das JRC beantwortet (2 Fragebögen). Die Auswertung erfolgte somit für insgesamt 11 Rechner (Tabelle 1).

83 % der Fragebögen wurden vollständig ausgefüllt. Aufgrund des hohen Anteils an offenen Fragen sind selten Pauschalangaben möglich. Um jedoch einen Eindruck der Vielfältigkeit verschiedener Rechner geben zu können, werden im Folgenden exemplarisch einige Besonderheiten hervorgehoben und beobachtete Trends beschrieben. Die gewonnenen Erkenntnisse dienen dazu, einen Überblick zu bekommen, und sind nicht unbedingt auf nicht untersuchte THG-Rechner zu übertragen.

3.1 Rahmen- und Kontext-Kriterien

Die meisten Rechner wurden im Zeitraum von 2006 bis 2012 entwickelt. Lediglich im „Greenhouse Accounting Framework (GAF)“ aus Australien sind die ersten Rechner für Rindfleisch- und Milchproduktion bereits 2002 entstanden. Am OVERSEER aus Neuseeland wird bereits seit Mitte der 90er Jahre gearbeitet. Der JRC CC hingegen wurde erst im Zeitraum von 2011 bis 2014 entwickelt. Alle Rechner wurden in den letzten zwei Jahren aktualisiert.

Meist sind mehrere Institutionen an einem Rechner beteiligt. Der Großteil wird durch Ministerien und regierungsnahe Organisationen mitfinanziert und getragen. Darüber hinaus sind vor allem in Australien mehrere Industrieverbände involviert (z. B. GAF, DGAS: „Dairy Australia“, „Meat & Livestock Australia“). Zusätzlich sind bei der Entwicklung häufig Universitäten beteiligt (COMET: Colorado

State University; GAF: University of Melbourne). Das CFT, welches ursprünglich u. a. durch Unilever und die Universität Aberdeen finanziert wurde, wird heute durch die in den USA ansässige Non-profit Organisation „Cool Farm Alliance“ und deren Partner getragen.

Zur inhaltlichen Einordnung wurden Ziele und Zweck der Rechner abgefragt. Fast alle (9) Entwickler ordnen ihren Rechner der FAO Zielkategorie „THG-Bilanzierung – Betriebs-ebene“ zu (Tabelle 2).

Tabelle 2

Zuordnung der untersuchten Rechner zu den FAO THG-Rechnerkategorien (Selbsteinschätzung der Entwickler)

THG-Rechner	Bewusstseinsbildung	THG-Bilanzierung Betriebs-ebene	Projektelevaluierung	Produktbewertung
ACCT		x		x
COMET		x	x	
CFT	x	x		x
DGAS	x	x		
Dia'terre		x		
JRC CC		x		x
FarmGAS			x	
FEGGEC	x	x		
GAF	x	x		
HOLOS	x		x	
OVERSEER		x		

Lediglich bei FarmGAS und HOLOS handelt es sich um Rechner, die hauptsächlich für die Projektevaluierung entwickelt wurden. Das ACCT, der JRC CC und das CFT können

zusätzlich für die Bewertung auf Produktebene verwendet werden. Spezifische Ziele waren die Berechnung von THG- und Energiebilanzen, Product Carbon Footprints sowie die Reduktion von THG-Emissionen. Neben einer Sensibilisierung für das Thema geht es bei einigen Rechnern auch darum, Minderungsoptionen zu bewerten und die Beratung der Landwirte anhand der Rechner zu verbessern. Basierend auf Szenarioanalysen können HOLOS und FarmGAS als Entscheidungshilfe bei der Auswahl bestimmter Minderungsoptionen dienen. Der Dia'terre-Rechner verfolgt zusätzlich das Ziel, aus den gesammelten Daten eine Datenbank aufzubauen, und der OVERSEER beschäftigt sich vornehmlich mit der Modellierung von Nährstoffflüssen. Die Zielgruppe sind in den meisten Fällen Berater und Landwirte. In einigen Fällen wurden auch Wissenschaftler, Dienstleister und Unternehmen sowie die Politik erwähnt. Grundsätzlich sind fast alle Rechner Interessierten ohne Einschränkung zugänglich.

Aufgrund der unterschiedlichen Herkunft der verschiedenen Rechner variiert auch ihr geographischer Fokus. Der FEGGEC deckt als einziger Rechner lediglich eine bestimmte Region (Queensland, Australien) ab. Alle anderen rechnen auf nationaler Ebene (USA: COMET, Canada: HOLOS; Frankreich: Dia'terre; Australien/Neuseeland: DGAS, FarmGAS, GAF, OVERSEER) und bilden teilweise sogar mehrere Staaten ab (JRC CC, ACCT). Das CFT kann weltweit eingesetzt werden.

3.2 Methodische und technische Aspekte

Die gewählten Methoden und Systemgrenzen der Rechner scheinen auf den ersten Blick recht ähnlich. Alle Rechner beziehen sich generell auf die methodischen Vorgaben des IPCC und definieren das Hoftor als Systemgrenze. Bei einer detaillierten Betrachtung fällt jedoch auf, dass die Ansätze sich teilweise doch sehr unterscheiden. Auf Grundlage der Antworten auf den Fragebogen lassen sich die Unterschiede zwischen den Rechnern hinsichtlich der Systemgrenzen und Methoden nur grob nachvollziehen. Daher wurden zusätzliche Informationen aus Benutzerleitfäden und anderen Literaturquellen abgeleitet. Bei der Wahl der Emissionsfaktoren werden sowohl IPCC Tier-1- als auch etwas detailliertere Tier-2-Ansätze verwendet. Oftmals orientieren sich die verwendeten Berechnungsansätze an denen der nationalen THG-Inventare (z. B. GAF, FarmGAS, OVERSEER). In einigen Fällen werden hierbei zusätzlich länderspezifische Emissionsfaktoren verwendet. Weitere Emissionsfaktoren stammen aus Ökobilanzierungsdatenbanken (z. B. Ecoinvent etc.) und aus der Literatur. Bei sieben Rechnern kann zumindest ein Teil der Emissionsfaktoren durch Nutzer angepasst werden. Beim JRC CC, COMET, DGAS und FEGGEC ist dies nicht möglich.

Zusätzlich werden die IPCC-Methoden auch mit anderen Ansätzen gekoppelt. So werden für ACCT, Dia'terre und den JRC CC bestehende französische Ansätze wie GES'TIM (Gac et al., 2011) oder Bilan Carbone® (Association Bilan Carbone, 2010) verwendet. Ebenfalls wird die ISO-Norm 14064 (ISO 14064 1-3, 2006) berücksichtigt. Einige Rechner verwenden empirische oder prozessbasierte Modelle zur besseren Abbildung des Emissionsgeschehens, speziell im Bereich der Kohlenstoffspeicherung im Boden (z. B. Century

Modell (HOLOS, FEGGEC), Daycent Modell (COMET)). Für die Berechnung der produktspezifischen Treibhausgasbelastungen wird auf Ökobilanzierungsregeln wie die ISO Normen 14040 (ISO 14040, 2006), 14044 (ISO 14044, 2006) und 14046 (ISO 14046, 2014) oder den PAS 2050 (BSI, 2008) zurückgegriffen (z. B. OVERSEER, CFT).

Wie bereits erwähnt, beschreiben die meisten Rechner den Betrieb mit dem Hoftor als Systemgrenze. Unterschiede bestehen jedoch hinsichtlich der Berücksichtigung von Emissionen aus der Bereitstellung von Vorleistungen. FarmGAS beispielsweise beschränkt sich nur auf das System des eigentlichen Betriebs. Beim GAF werden zusätzlich noch die THG-Emissionen aus der Verwendung von Energieträgern miteinberechnet. Ein Großteil der anderen Rechner hingegen berücksichtigt auch THG-Emissionen, die durch die Bereitstellung von Vorleistungen wie Dünger oder Futtermitteln in den Betrieben entstehen. THG-Emissionen aus dem Transport werden selten miteinbezogen (z. B. CFT). Emissionen aus Landnutzungsänderungen (direkt) und die Kohlenstoffspeicher im Boden werden z. B. beim ACCT, dem JRC CC, dem CFT und beim HOLOS Rechner betrachtet.

Auch die Wahl des Allokationsansatzes hat einen entscheidenden Einfluss auf die Endergebnisse. Das CFT hält sich, wie auch im PAS 2050 empfohlen, an die rein ökonomische Allokation. Der JRC CC hingegen verwendet einen biophysikalischen Ansatz und alloziert hierbei nach Energie- oder Proteingehalten der Produkte. Der OVERSEER verwendet beide Ansätze. Die vorgegebenen Allokationsfaktoren können bei Bedarf angepasst werden. Beim DGAS-Rechner oder dem GAF wird keine bestimmte Allokation vorgegeben; die Nutzer können eine Allokation je nach ihren Präferenzen vornehmen.

Bei der technischen Umsetzung der Rechner können im Wesentlichen drei Ansätze unterschieden werden. Entweder handelt es sich um einen webbasierten Rechner (z. B. COMET, FarmGAS) oder um eine Exceldatei zum Herunterladen (JRC CC, GAF, DGAS). Beide Typen waren bei der Auswertung in etwa gleich häufig vertreten. Als dritte Möglichkeit kann eine spezielle Software heruntergeladen werden (z. B. HOLOS, Dia'terre). Das CFT kann sowohl als Exceldatei als auch online als webbasierter Rechner verwendet werden. Auch beim OVERSEER kann man sich zwischen einem Software-Download oder einer webbasierten Version entscheiden. Generell handelt es sich bei fast allen Rechnern um alleinstehende Rechner. Lediglich der Output des OVERSEERs kann als Input für andere Modelle benutzt werden. Der JRC CC und das ACCT können mit jeglichen anderen excelbasierten Rechnern und Programmen verknüpft werden. Das GAF kann in die „Breedcow Plus“-Software integriert werden, welche zur Ermittlung der besten Strategien bei der Rinderzucht verwendet wird.

Die Ergebnisse der THG-Emissionsbilanzierung werden bei allen Rechnern in Form von $\text{CO}_{2-\text{Äq.}}$ pro Betrieb ausgegeben. In den meisten Fällen wird hierbei noch weiter unterteilt, beispielsweise nach Gasen oder Quellen. Bei einigen, insbesondere produktspezifischen Rechnern werden zusätzlich $\text{CO}_{2-\text{Äq.}}$ pro funktioneller Einheit (ha, Produkteinheit etc.) berechnet.

3.3 Kriterien der Benutzerfreundlichkeit

Die Benutzerfreundlichkeit eines Rechners hängt beispielsweise davon ab, wie der Zugang zum Rechner gestaltet ist. Das ACCT und den JRC CC kann der Interessent durch direkte Kontaktaufnahme mit den Entwicklern (v. a. SOLAGRO) erhalten. Die webbasierten Rechner sind direkt online zugänglich (COMET, FarmGAS), während andere excel- oder softwarebasierte Rechner erst heruntergeladen werden müssen (HOLOS, GAF). Der Großteil der betrachteten Rechner ist dabei kostenlos erhältlich. Eine Besonderheit stellt in diesem Fall der Dia'terre-Rechner dar. Hier muss erst eine 3-tägige Schulung absolviert werden, um den Rechner zu erhalten. Diese Schulung kostet zwischen 300 und 900 € (zzgl. Mwst.). Der Grund dafür ist, dass die Daten direkt als Referenzen in eine nationale Datenbank gesendet werden. Die Excelversion des CFT ist kostenlos erhältlich, die Onlineversion inklusive der Exportfunktion kostet zwischen 2000 und 5000 £ je nach Größe des Unternehmens. Um eine erfolgreiche Anwendung zu ermöglichen, werden für fast alle THG-Rechner verschiedene Hilfestellungen angeboten. So können Entwickler oder deren Projektpartner bei Fragen und Problemen direkt kontaktiert werden. Für einige Rechner (z. B. OVERSEER) wurde bereits eine Online-Support-Infrastruktur geschaffen. Hierbei handelt es sich meist um kostenlose Leistungen. Beim CFT hingegen ist eine über den Basissupport hinausgehende Beratung kostenpflichtig. Zusätzlich zu den teils relativ einfachen Supportangeboten wurden für fast alle Rechner Benutzerhandbücher, Anleitungen oder Informationsbroschüren entwickelt, die entweder online zugänglich (OVERSEER, COMET, FEGGEC) sind oder heruntergeladen werden können, im Programm selbst integriert (DGAS, GAF) oder auf Nachfrage erhältlich sind (HOLOS). Bisher sind diese allerdings oft noch nicht ausführlich genug, um Funktionsweise und zugrunde gelegte Informationen detailliert nachvollziehen zu können (Ausnahme: HOLOS). Aus diesem Grund sind einige Entwickler momentan mit der Erstellung detaillierterer methodischer Leitlinien und Anleitungen beschäftigt (CFT, COMET, OVERSEER).

Weiterhin wurden die Entwickler gebeten, ihren Rechner hinsichtlich seiner Komplexität in der Anwendung und dem benötigten Zeitaufwand auf einer Skala von 1 bis 4 einzuordnen. Die Ergebnisse der Selbsteinschätzung sind in Tabelle 3 zu finden. Etwas mehr als die Hälfte der Rechner wurde hierbei als relativ leicht und „ohne Vorkenntnisse anwendbar“ (1) eingestuft. Ausnahme ist das ACCT, welches laut den Entwicklern als so komplex gilt, dass eine Schulung benötigt wird.

Der für eine Analyse benötigte Zeitaufwand wird größtenteils mit „Dauer weniger als 1 Tag“ bewertet. Fast genauso viele Rechner werden allerdings auch als relativ komplex in der Anwendung eingestuft (Stufe 3), wobei der benötigte Zeitaufwand dabei nicht unbedingt als viel größer eingeschätzt wird. Bei der Betrachtung der Tabelle muss jedoch beachtet werden, dass es sich um Selbsteinschätzungen durch verschiedene Entwickler handelt, die somit nicht unbedingt mit einander vergleichbar sind.

Tabelle 3

Selbsteinschätzung der Entwickler hinsichtlich Zeitaufwand und Komplexität in der Anwendung. 1 = ohne große Vorkenntnisse anwendbar, Dauer weniger als 1 Tag; 4 = Schulung nötig, Dauer mehr als 1 Monat.

Rechner	Komplexität in der Anwendung	Zeitaufwand
ACCT	4	2
COMET	1	1
CFT	3	2
DGAS	1	1
Dia'terre	2	2
FarmGAS	3	1
FEGGEC	1	
GAF	1	1
JRC CC	3	2
HOLOS	1,2*	1,2*
OVERSEER	3	2

* Unterscheidung zwischen „Standard“ und „Research Stream“.

3.4 Stärken und Schwächen der THG-Rechner

Im zweiten Teil des Fragebogens wurden die Entwickler um eine Selbsteinschätzung zu Stärken und Schwächen ihrer Rechner gebeten (Tabelle 4). In den meisten Fällen wurden mehr positive als negative Aspekte genannt.

Fast alle Entwickler schätzten ihre Rechner als relativ einfach in der Handhabung ein und bewerteten dies positiv. Häufiger wurden auch Transparenz und Flexibilität der Rechner als Stärken hervorgehoben. Als Schwächen wurden ein geringer Detailgrad und das Fehlen von Minderungsoptionen für Simulations- oder Planungsrechnungen genannt.

3.5 Verwendung der Rechner

Bei den meisten Rechnern wird die Häufigkeit der Anwendung bisher nicht richtig oder gar nicht erfasst. Dies ist vor allem bei den Rechnern der Fall, die auch ohne Internetverbindung verwendet werden können. Aber auch einige Online-Rechner können ohne Registrierung verwendet werden. Aus diesen Gründen handelt es sich bei den meisten Angaben in Tabelle 5 um Schätzungen. Im Fall des JRC CC und dem ACCT handelt es sich um Fallstudien, die im Rahmen des Projektes zur Entwicklung der Rechner durchgeführt wurden. Die Anzahl von Betriebsbilanzierungen durch externe Nutzer wird nicht erfasst. Lediglich die Anzahl der Downloads des JRC CC kann als Indikator dienen. Die Werte in Tabelle 5 lassen sich nur schwer vergleichen, da unterschiedliche Einheiten verwendet wurden. Hieraus kann nur schwer abgeleitet werden, wie viele Betriebe bilanziert wurden. Dennoch kann man aus der Liste erkennen, dass die meisten Rechner für mindestens 100 Studien verwendet wurden. Das CFT sticht mit über 10.000 bilanzierten Betrieben besonders hervor. Zusätzlich sind für die erst kürzlich verfügbare und kostenpflichtige Onlineversion bereits 860 Nutzer registriert worden.

Tabelle 4

Zusammenfassung der Stärken und Schwächen der THG-Rechner (Selbsteinschätzung durch Entwickler). In der Tabelle werden die Rechner nicht allen ihren Stärken und Schwächen zugeordnet, es handelt sich um Beispiele.

Stärken	Rechner-beispiele
Flexibilität	ACCT
• Anpassbar (Emissionsfaktoren/ Koeffizienten)	Dia'terre, HOLOS, CFT
• Darstellung der Ergebnisse	HOLOS, CFT
• Wahl des Ansatzes (z. B. Betrieb od. Produkt)	JRC CC
Robustheit*)	COMET, CFT
Transparenz	DGAS, GAF, HOLOS, CFT
Einfache Handhabung	COMET, CFT, DGAS, FEGGEC, GAF, HOLOS
• Navigation	JRC CC
• Leicht verfügbare Input-Parameter	OVERSEER
• Viele Sprachen	ACCT, HOLOS
• automatische Datenüberprüfung	JRC CC
• Gute Dokumentation	JRC CC, HOLOS
Aktualität (neueste wissenschaftliche Erkenntnisse)	COMET, CFT, OVERSEER
Hoher Detailgrad	JRC CC, HOLOS
Räumlich explizit, (zumindest. für Lachgasberechnungen)	COMET (HOLOS)
Hohe Vollständigkeit (u. große geographische Abdeckung)	OVERSEER, (ACCT), CFT
Kostenlos	JRC CC, HOLOS, CFT
Minderungsoptionen eingebunden	JRC CC, CFT, DGAS
Konformität mit Nationalen THG-Inventaren	FarmGAS
Unterstützung durch Industrie	CFT
Eigenständiges Tool - keine Internetverbindung nötig	GAF, DGAS
Online verfügbar - Daten online speicherbar	FarmGAS, CFT
Datenbankaufbau	Dia'terre

Schwächen	Rechner
(Noch) keine/begrenzte Anzahl Minderungsoptionen	ACCT, JRC CC, GAF
keine Datenbanken	JRC CC
Fokus nicht auf THG-Emissionen	OVERSEER
Geringer Detailgrad	
• Methode zur Änderung der C-Speicher ungenau	JRC CC
• Nur bestimmte Untersektoren/keine spezialisierten Bereiche	FarmGAS, Dia'terre
• Geringe geographische Abdeckung	FEGGEC
Kalibrierung nur auf kleiner Anzahl von Versuchsflächen	OVERSEER
Excel unzuverlässig (stürzt ab)	JRC CC
Frequenz der Nutzung kann nicht erfasst werden	DGAS
Hohe Komplexität	ACCT
• Dokumentation/Beschreibung nicht ausreichend	ACCT
• Nur in Englisch	JRC CC
• Zu viele Daten benötigt	JRC CC, COMET
Nicht offline verfügbar	FarmGAS

*) Robustheit: Die Rechner sind relativ unempfindlich gegenüber einer Veränderung von Variablen oder Anwendungsvoraussetzungen. Sie produzieren unter variierenden Bedingungen zuverlässige Ergebnisse.

Tabelle 5

Häufigkeit der Verwendung der THG-Rechner.

Rechner	Anzahl	Einheit
ACCT	120 50*	Betriebe Nutzer
JRC	100-153 weitere 260*	Betriebe Downloads
CFT Online	860*	Registr. Nutzer
CFT Excel	über 10000	Betriebe
DGAS	60 200	Berater Fallstudien
Dia'terre	2700*	Beurteilungen (ab 2010)
	550*	Berater
FarmGas	>2000 seit 2009	Registr. Nutzer
GAF	170 500	Berater Fallstudien

* Updates vom März 2015

Eine detaillierte Erfassung der Nutzerdaten wird in vielen Fällen aus Gründen des Datenschutzes nicht durchgeführt (z. B. COMET, HOLOS). Einige Rechner garantieren vollständige Anonymität und schließen eine Datennutzung aus, um ein größeres Vertrauen der Nutzer aufzubauen. So haben sieben der untersuchten Rechner gar keinen Zugang zu Daten und drei können lediglich auf Daten aus eigenen Analysen zugreifen. Die Ausnahme bildet der Dia'terre-Rechner. Hier ist die Nutzung der Daten explizit gewollt und es wird eine Datenbank für Analysezwecke aufgebaut. Ähnliche Datenbanken sind für die Zukunft auch für die Rechner DGAS und CFT geplant.

3.6 Geplante Weiterentwicklungen

Für die Mehrheit der untersuchten THG-Rechner sind zumindest langfristig Weiterentwicklungen geplant. Lediglich das ACCT soll nicht weiterentwickelt werden. An seine Stelle tritt jedoch der JRC CC, der größtenteils auf dem ACCT aufbaut. Hier sind, wie auch beim FarmGAS-Rechner, kurzfristig keine Weiterentwicklungen geplant. Langfristig soll der FarmGAS-Rechner jedoch so ergänzt werden (z. B. Miteinbeziehen von energiebedingten Emissionen), dass Ökobilanzierungen auf Betriebsebene durchgeführt werden können. Zusätzlich soll der Rechner im Fall möglicher methodische Änderungen bei der nationalen THG-Berichterstattung dahingehend aktualisiert werden. Ähnliche Aktualisierungen und Verbesserungen sind auch für die anderen Rechner (Ausnahme: ACCT) geplant. Weiterhin gibt es Pläne, die geographische Abdeckung einzelner Rechner auszuweiten, zusätzliche Indikatoren und auch ökonomische Bewertungsmodule (z. B. Dia'terre) zu integrieren und mögliche Minderungsoptionen einzubauen (z. B. DGAS) bzw. zu erweitern. So soll der COMET-Rechner zusätzlich zu den USA auch Brasilien, Australien und die EU abdecken können. HOLOS soll in Zukunft auch Ammoniakemissionen abbilden und Energie- und Wasser-Footprints erstellen können und eine ökonomische Bewertung

erlauben. Für das CFT ist eine große Menge an Weiterentwicklungen und Verbesserungen geplant. So soll neben dem Wasser-Footprint auch ein Biodiversitäts-Footprint ermöglicht, zusätzliche Allokationsansätze zur Verfügung gestellt und der Support mehrsprachig werden. Ferner ist geplant, Daten auch Offline zu sammeln und eine Mobiltelefon-Applikation zu entwickeln.

3.7 Anwendungshemmnisse und künftige Nutzungsperspektiven

Durch die Befragung der Entwickler konnten folgende Hemmnisse für die Anwendung von THG-Rechnern identifiziert werden. Häufiger wurden hierbei genannt:

- Unsicherheiten in Messwerten und Ergebnissen
- Zu hohe Komplexität des Rechners
- Zu hoher zeitlicher Aufwand für eine Analyse
- Geringe Datenqualität/-quantität
- Mangelnde Transparenz
- Fehlende Anreize (z. B. kommerzielle Relevanz, betrieblicher Nutzen)

Unter anderem wurde erwähnt, dass die Anwendung von THG-Rechnern nur der erste Schritt ist und dass das eigentliche Ziel, die Implementierung von Maßnahmen, nur mit Hilfe von Beratern erreicht werden kann. Wichtig ist auch, inwieweit sich der Landwirt mit dem THG-Rechner identifizieren kann und ob der Rechner eine möglichst detailgetreue Abbildung der jeweiligen betrieblichen Verhältnisse zulässt. Zusätzlich wurde darauf hingewiesen, dass einfache Rechner meist Schwächen bei der Quantifizierung der THG-Emissionen aufweisen.

Trotz der Hemmnisse werden die Perspektiven von THG-Rechnern allgemein recht positiv beurteilt und es wurde ihnen ein hohes Potenzial bestätigt. Auch wurde festgestellt, dass die Leistungsfähigkeit der Rechner immer mehr zunimmt und ihre Verwendung sich auch in Zukunft noch weiter verbreiten wird. Hierbei wurde aber auch die Ansicht vertreten, dass sich die Nachfrage von reinen THG-Rechnern weg in Richtung zu Mehrindikatoren-Systemen bewegt (z. B. durch Integration von anderen Umweltwirkungen). Zusätzlich werden auch ökonomische Bewertungsindikatoren zur Abschätzung der Kosten wichtiger. Ein mögliches Anwendungsfeld von THG-Rechnern (des JRC CC im Speziellen) könnte entstehen, wenn EU-Zweite-Säule-Subventionen verpflichtend an eine THG-Betriebsbilanzierung geknüpft würden. Als künftige Herausforderungen wurde die Entwicklung eines einheitlichen methodischen Ansatzes zur Abschätzung der THG-Emissionen mit dem Ziel, die Vergleichbarkeit von Ergebnissen zu verbessern, genannt.

4 Diskussion

Ziel dieser Arbeit ist es, einen internationalen Überblick über THG-Rechner zu geben, wichtige Eigenschaften und zukünftige Perspektiven zu beleuchten. Trotz der Fokussierung auf

eine kleine Gruppe von relativ ähnlichen Rechnern (Kriterien s. Kapitel „Material und Methoden“), wurden auch bei der hier durchgeführten Analyse teilweise große Unterschiede gefunden. Dies lässt sich unter anderem auf unterschiedliche Schwerpunkte bei Zielsetzung (Bewusstsein schaffen, detaillierte Emissionsquantifizierung, Szenarioanalysen, Footprint-Berechnungen etc.) und Zielgruppen (Landwirte, Berater, Wissenschaftler etc.) zurückführen. Neben den methodischen Variationen gab es auch deutliche Unterschiede bei der technischen Umsetzung der Rechner (z. B. web- oder excelbasierte Rechner) und damit auch bei der Anwenderfreundlichkeit. Die große Anzahl an verschiedenen THG-Rechnern, die weltweit identifiziert werden konnten, deutet darauf hin, dass großes Interesse an Werkzeugen zur Bilanzierung und Beurteilung von THG-Emissionen im Agrarsektor besteht. Durch die Vielzahl an Rechnern entsteht eine Konkurrenz zwischen ihnen (Colomb et al., 2013), welche weitere Forschung in diesem Bereich fördert und eine Weiterentwicklung und Verbesserung der Rechner vorantreibt. Gleichzeitig ermöglicht die Vielfältigkeit der Methoden und Konzepte den Missbrauch von Rechnern (Whittaker et al., 2013). Da die Ergebnisse der Rechner teilweise sehr stark voneinander abweichen, können Anwender die Rechner verwenden, die für sie attraktivsten Ergebnisse produzieren. Dies schränkt die Verwendbarkeit von solchen Rechnern für Vergleichszwecke stark ein und stellt ihre Glaubwürdigkeit in Frage.

4.1 Wichtige Eigenschaften von THG-Rechnern

Auf Basis der Befragungsergebnisse konnten mehrere wichtige Kriterien und positive Eigenschaften von THG-Rechnern abgeleitet werden. Hierzu wurden neben dem ersten Teil des Fragebogens auch die Antworten des zweiten Teils insbesondere zu Stärken und Schwächen, Hemmnissen und geplanten Weiterentwicklungen zugrunde gelegt. Auch wenn sich die Fragen teilweise auf einen spezifischen THG-Rechner bezogen haben, so können aus den Antworten generelle Rückschlüsse gezogen werden, welche Eigenschaften von THG-Rechnern durch die Entwickler allgemein als wichtig bzw. als positiv oder negativ bewertet werden.

Bei der Entwicklung oder Bewertung von THG-Rechnern kommt in erster Linie den Zielvorgaben und der Zielgruppe eine zentrale Bedeutung zu. Je nachdem, welchen Zweck ein Rechner erfüllen soll, kann jeweils eine andere Ausprägung der verschiedenen Kriterien sinnvoll sein. Geht es um Bewusstseins-schaffung, können einfachere Methoden verwendet werden, die lediglich Emissionshotspots identifizieren, aber gleichzeitig sehr anwenderfreundlich sind. Soll jedoch ein Rechner für wissenschaftliche Zwecke entwickelt werden, ist es wichtig, die einzelnen Quellen und Prozesse möglichst exakt abzubilden. Aus diesem Grund ist es sinnvoll, zunächst Ziel und Zielgruppe zu definieren, welche bei der weiteren Entwicklung des Rechners als Orientierung dienen.

Aus der Analyse der Stärken und Schwächen geht hervor, dass die Rechner vor allem einfach zu handhaben und in der Anwendung nicht zu komplex sein sollten. Dies spiegelt sich

ebenfalls in der von Whittaker et al. (2013) formulierten Zieldefinition von THG-Rechnern wider, in der diese als „**benutzerfreundliche** Schnittstelle zwischen Eingangsdaten und THG-Wirkungsindikatoren“ definiert werden. Trotzdem sollten THG-Rechner einen Großteil der beteiligten THG-Quellen und -Prozesse möglichst detailliert abbilden und robuste Ergebnisse produzieren. Ein wichtiges Kriterium, welches die Ergebnisse der THG-Rechner stark beeinflusst, ist die Wahl des methodischen Ansatzes. Methodische Unterschiede zwischen den Rechnern erschweren einen Vergleich der Ergebnisse der Rechner (Colomb et al., 2012). Whittaker et al. (2013) identifizierten in ihrer Studie die Emissionen aus Landnutzungsänderungen als größte Quelle für Variationen in den Ergebnissen, die allerdings bei vielen Rechnern nicht miteinbezogen werden. An zweiter Stelle stehen die N_2O -Emissionen aus Boden und der Düngerherstellung. Weiterhin konnten Whittaker et al. (2013) bestätigen, dass die Ergebnisse der THG-Bilanzierungen stark von Ziel und Rahmen der Rechner, den Systemgrenzen sowie den verwendeten Emissionsfaktoren abhängen. Bei produktbezogenen Rechnern kann die Wahl des Allokationsansatzes für die Ergebnisse von entscheidender Bedeutung sein (Grünberg et al., 2010; Schmidt, 2010).

Auch eine hohe Flexibilität (z. B. Anpassung von Emissionsfaktoren und anderer Parameter) und Möglichkeiten zur Anpassung der Rechner an die betriebspezifischen Gegebenheiten werden als positiv angesehen. Eine hohe Flexibilität trägt jedoch zu einer geringeren Vergleichbarkeit der Ergebnisse untereinander bei. Zusätzlich können Flexibilität und ein hoher Detailgrad die Handhabung der Rechner erschweren. Hierbei muss deswegen basierend auf den Zielvorgaben des Rechners genau abgewogen werden, welche Kompromisse eingegangen werden können.

Fehlende Transparenz und mangelnde Aktualität hingen wurden als Hemmnisse identifiziert, die das Vertrauen gegenüber den THG-Rechnern einschränken können. Eine gute Dokumentation vor allem auch der methodischen Aspekte und kontinuierliche Aktualisierungen sowie die Integration neuester wissenschaftlicher Erkenntnisse können dem entgegen wirken. Mehrfach wurden auch Module zur Empfehlung und ggf. Bewertung von Minderungsoptionen als eine positive Eigenschaft erwähnt. Hierbei muss allerdings beachtet werden, dass wie auch bei der Berechnung der THG-Emissionen je nach Rechner teilweise sehr unterschiedliche Minderungsoptionen vorgeschlagen werden (Lewis et al., 2013). Bei manchen Rechnern liegen der Empfehlung von Minderungsmaßnahmen teilweise sehr aufwändige Analysen zugrunde, bei anderen werden nur unspezifische Empfehlungen gemacht. Gerade bei letzteren besteht die Gefahr, dass bezogen auf einen bestimmten Betrieb suboptimale Minderungsoptionen vorgeschlagen werden, die diesem im schlimmsten Fall sogar schaden können. Aus diesem Grund ist es wichtig, bei der Empfehlung von Minderungsmaßnahmen auch die Kostenwirksamkeit der einzelnen Maßnahmen und die spezielle Situation auf dem jeweiligen Betrieb zu berücksichtigen. Weniger spezifische Empfehlungen können einen wichtigen Beitrag zur Bewusstseins-schaffung leisten und den Anwendern helfen,

grundlegende Zusammenhänge besser zu verstehen. Für die konkrete Gestaltung von Minderungsstrategien auf dem Betrieb sollten jedoch spezifische Analysen – ggf. durch Berater – durchgeführt werden. Hierfür können auch die detaillierteren Szenarien-Rechner verwendet werden. Um Fehlinterpretationen zu vermeiden, sollte in der Beschreibung der Rechner explizit auf Unsicherheiten bei der Empfehlung von Minderungsoptionen hingewiesen werden. Generell ist die Empfehlung und Bewertung von Minderungsoptionen sinnvoll, da die meisten Rechner das Ziel verfolgen, eine informierte Entscheidungsfindung zu unterstützen und letztlich zur Reduktion von THG-Emissionen beizutragen.

Als weitere positive Eigenschaften von THG-Rechnern wurden z. B. die kostenlose Bereitstellung der Rechner, die Konsistenz zu nationalen THG-Inventaren und ökonomische Bewertungsmodule vereinzelt genannt. Lediglich der Onlinezugang im Zusammenhang mit THG-Rechnern wurde unterschiedlich bewertet. Während die Entwickler von FarmGAS den Online-Zugang und die Möglichkeit, Daten online zu speichern, als positiv empfanden, beschrieben die Entwickler von DGAS und GAF die Eigenständigkeit und Unabhängigkeit des Rechners vom Internet als Stärke. Hier kommt es vermutlich auf das jeweilige Ziel an. Ein Rechner, der unabhängig vom Internet funktioniert, ist in Gegenden mit einer schlechten Internetanbindung oder bei der Anwendung direkt auf dem Feld eher von Vorteil. Andererseits kann auf webbasierte Rechner und online hinterlegte Daten leichter von überall aus zugegriffen werden und Programme werden automatisch aktualisiert. Die Onlinedatenspeicherung kann sich allerdings auch negativ auf das Vertrauen von Anwendern auswirken, wenn diese eine Einschränkung der Datensicherheit vermuten. Trotzdem haben sich mehrere Entwickler positiv zur Verwendung von Daten zu Analyse-zwecken und Datenbankaufbau geäußert. Auf diese Weise könnten große Datenmengen u. a. für Ökobilanzdatenbanken gewonnen werden. Es wäre möglich, Betriebe oder Produkte untereinander zu vergleichen, und gleichzeitig könnte sich die Dateneingabe der Anwender erleichtern, wenn bestimmte Daten schon im System erfasst sind. Dies wurde jedoch bisher nur bei Dia'terre umgesetzt, da einige Entwickler einen Vertrauensverlust seitens der Anwender befürchten. Zusätzlich ist es v. a. bei excelbasierten Rechnern bisher nicht möglich, umfassenden Zugang zu den Daten zu bekommen, da die Entwickler nach dem Herunterladen keine Kontrolle mehr über die Rechner haben. Für einige Rechner wird jedoch geplant, ähnliche Datenbanken aufzubauen (DGAS, CFT).

4.2 Perspektiven und Herausforderungen

Im Großen und Ganzen wurden die Perspektiven der THG-Rechner allgemein als positiv eingeschätzt. Ihnen wird ein großes Potenzial eingeräumt und sie werden immer leistungsfähiger. Einige Entwickler beobachten und befürworten momentan jedoch einen Trend weg von den THG-Rechnern in Richtung von Multi-Indikatoren-Systemen. Es wird immer wichtiger, auch andere Indikatoren bei der

Bewertung der Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion mit einzubeziehen. So ist für mehrere THG-Rechner eine Weiterentwicklung in Richtung von Wasser- und Biodiversitätsfußabdrücken sowie Energie- und Nährstoffbilanzierungsmodulen geplant. Auch der Einbezug von ökonomischen Indikatoren wird bei der Bewertung von Maßnahmen immer wichtiger.

Bei der Bewertung von Maßnahmen hinsichtlich ihrer Treibhausgaswirkung sollten möglichst auch Nebeneffekte und Wirkungen auf andere Schutzziele mit betrachtet werden. Werden die THG-Rechner jedoch um zusätzliche Wirkungskategorien erweitert, erhöht dies die Komplexität und wirkt sich somit negativ auf die Anwenderfreundlichkeit der Rechner aus. Es werden größere Datenmengen und ggf. mehr Zeit für die Analysen benötigt. Beim Kompromiss zwischen Anwenderfreundlichkeit und detaillierter Abbildung der Umweltbelastungen müssen so wahrscheinlich Abstriche gemacht werden. Bei einem weiter vereinfachten methodischen Ansatz steigt die Gefahr, dass Anwender in ihren Entscheidungen fehlgeleitet werden können (Finkbeiner, 2009). Andererseits könnten mit Hilfe von Mehrindikatoren-Systemen Problemverlagerungen und daraus resultierende Zielkonflikte besser identifiziert, quantifiziert und soweit möglich vermieden werden. Um diesen Problemen beizukommen, wäre ggf. die Entwicklung eines modular aufgebauten Rechners sinnvoll. Je nach Bedarf könnten unterschiedliche Module aktiviert oder deaktiviert werden. Allerdings würde dadurch die Vergleichbarkeit der Ergebnisse weiter eingeschränkt.

Eine geringe Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist ohnehin ein großes Problem, da sie u. a. das Vertrauen in die Rechner reduziert und zu Missbrauch führen kann. Eine große Herausforderung ist demnach die Harmonisierung von Methoden. Existierende Vorgaben und Richtlinien wie die des IPCC, der ISO-Normen 14044, 14040, 14067 oder des PAS 2050 geben zwar einen Rahmen vor, sind bisher aber nicht ausreichend, um eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten. Eine zusätzliche Herausforderung stellt die Parallelentwicklung von Aktivitäten und Vorgaben zur Bewertung von Biokraftstoffen im Zusammenhang mit der Erneuerbaren-Energien-Direktive der Europäischen Union dar. Laut Richtlinie 2009/28/EG (Europäische Union, 2009) muss die Emissionsminderung durch Biokraftstoffe mindestens 35 % betragen, ab dem Jahr 2017 mindestens 50 %. Um dies umsetzen und überprüfen zu können, wurden konkrete Standards und Bilanzierungsmethoden gesetzlich festgelegt, die möglicherweise zu künftigen Kompatibilitätsproblemen führen können. Da die Politik stabile und verlässliche Grundlagen benötigt, ist es schwer, diese gesetzlich festgelegten Methoden anzupassen.

Eine komplette Harmonisierung der Methoden für THG-Rechner wird nicht zu erreichen sein und wäre auch nicht immer sinnvoll. Je nach Zielsetzung müssen Kompromisse gemacht werden und somit sind möglicherweise verschiedene methodische Ansätze in verschiedenen Situationen unterschiedlich gut geeignet. Wird jedoch eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse angestrebt, müssen einheitliche Vorgaben und harmonisierte Methoden angewendet werden.

Derzeit ist die EU im Rahmen der Etablierung eines „Single Market for Green Products“ damit beschäftigt, solche methodischen Vorgaben für die Messung der Umweltwirkung von Produkten zu entwickeln. Hierbei handelt es sich um den Product Environmental Footprint (PEF) und den Organisation Environmental Footprint (OEF) (EU Kommission, 2014). Das Ziel ist die Erfassung der Umweltwirkung verschiedener Produkte oder Organisationen, ihre Kennzeichnung und die vergleichende Bewertung (Benchmarking) untereinander. Der „Single Market for Green Products“ soll den Marktzugang für „grüne“ Produkte erleichtern und die Anforderungen der verschiedenen europäischen Märkte angleichen. Auf diese Weise sollen Kosten gespart und Mehrfach-Zertifizierungen vermieden werden. Auch soll der Environmental Footprint das Vertrauen der Verbraucher in die Produkte stärken. Beide Methoden werden in einer dreijährigen Pilotphase mit freiwilligen Teilnehmern getestet.

Ein ähnliches Projekt, das sogenannte „Environmental Assessment of Food and Drink (ENVIFOOD) Protocol“, wurde nach vierjähriger Entwicklungsphase durch den „European Food Sustainable Consumption and Production (SCP) Round Table“ veröffentlicht (Food SCP RT, 2013). Das ENVIFOOD Protocol beinhaltet spezifische und harmonisierte methodische Leitlinien für die Bewertung der Umweltwirkungen von Nahrungs- und Futtermitteln über ihren gesamten Lebenszyklus hinweg. Es zielt darauf ab, eine wissenschaftlich verlässliche und konsistente Beurteilung der Produkte sicherzustellen und Konsumenten eine informierte Wahl zu ermöglichen. Die beschriebene Methodik baut sowohl auf globalen (ISO-Normen) als auch auf EU-Standards (PEF Guidance) auf. 2013/14 wurden bereits einige Pilotstudien durchgeführt.

Aber auch eine Harmonisierung der Methoden kann die Verwendung von THG-Rechnern nicht fördern, solange keine Anreize für Landwirte/Berater bestehen, die den Aufwand der Anwendung eines THG-Rechners rechtfertigen. Tuomisto et al. (2013) kamen in ihrer Studie zur Zertifizierung von kohlenstoffarmen landwirtschaftlichen Praktiken zu dem Schluss, dass Landwirte den JRC CC oder ähnliche Bewertungsprogramme nur nutzen, wenn es dafür finanzielle Anreize geben würde. Im Zuge ihrer Untersuchungen identifizierten sie drei mögliche Wege, die Anwendung des JRC CC und die Aufnahme von Minderungsoptionen zu fördern. Zunächst könnten regulative Instrumente eingesetzt werden (z. B. eine verpflichtende Anwendung im Rahmen von GAP Cross Compliance), staatlich geförderte freiwillige Anreizsysteme entwickelt werden (z. B. auch über GAP-zweite-Säule Förderung) oder Zertifizierungs- und Versicherungssysteme eingeführt werden. Auch eine Kombination zwischen einzelnen Ansätzen wäre möglich. Eine regulative Steuerung würde wahrscheinlich eine hohe Beteiligung und flächendeckende Anwendung des THG-Rechners zur Folge haben, allerdings wäre die Akzeptanz bei den Landwirten recht niedrig. Die Autoren befürchten, dass politisch festgesetzte Grenzwerte oder Ziele deshalb zu niedrig angesetzt werden könnten und kaum zu einer realen Verbesserung der THG-Situation beitragen (Tuomisto et al., 2013). Die zweite Alternative würde die Betroffenen wahrscheinlich

motivieren, THG-Rechner zu verwenden, wirkliche Problemfälle würden aufgrund der freiwilligen Teilnahme aber ggf. nicht erreicht werden. Weiterhin würden dann zusätzliche finanzielle Mittel benötigt. Bei der dritten Option müssen THG-Rechner verpflichtend eingesetzt werden, um an bestimmten Zertifizierungssystemen teilnehmen zu können. Auf diese Weise können Betriebe Wettbewerbsvorteile z. B. durch verbessertes Marketing oder den Vergleich untereinander (Benchmarking) oder einen verbesserten Zugang zu speziellen Märkten erlangen (Tuomisto et al., 2013). Gleichzeitig kann die Zertifizierung zur Bewusstseinsbildung bei Konsumenten beitragen. Der Erfolg von Zertifizierungssystemen hängt jedoch auch davon ab, ob es einen Markt für zertifizierte Produkte gibt. Die Vielzahl an mehr oder weniger vertrauenswürdigen Labels und Zertifizierungssystemen trägt momentan zu einer Verunsicherung der Konsumenten bei (Tuomisto et al., 2013). Auch wenn die Wirksamkeit von Umweltlabels umstritten ist, werden im Folgenden drei Labelling-Initiativen vorgestellt, deren Beispiele sich zukünftig auch auf die deutsche Landwirtschaft ausweiten könnten.

Hierbei handelt es sich zunächst um das Carbon Reduction Label des Carbon Trust (UK), welches 2007 durch den Carbon Trust (UK) eingeführt wurde (Carbon Trust, 2014b). Das Label wurde im Zeitraum 2011 bis 2012 an insgesamt 21.000 Produkte und Bestandseinheiten im Wert von circa 3 Mrd. £ vergeben. Diese hohe Marktabdeckung ist unter anderem auf die starke Beteiligung eines der weltgrößten Einzelhandelsunternehmen, Tesco, zurückzuführen. Dieses entschied sich 2012 jedoch dazu, aus dem Carbon Labelling auszustiegen. Als Gründe wurden vor allem eine geringe Beteiligung anderer Unternehmen und der hohe Aufwand für die Kennzeichnung der Produkte genannt (Iied, 2013). Das Unternehmen will jedoch weiterhin an seinem Reduktionsvorhaben festhalten. Emissionen sollen sowohl auf der Ebene der Lagerung und Verteilung der Produkte als auch auf Ebene der Zulieferer und Verbraucher reduziert werden (Carbon Trust, 2014a). Bisher haben die Aktivitäten zwar noch keine direkten Auswirkungen auf landwirtschaftliche Betriebe, aber Tescos Anstrengungen zur Reduktion von THG-Emissionen entlang der Lieferkette könnten sich in Zukunft möglicherweise auch auf landwirtschaftliche Betriebe ausweiten. Wenn nicht direkt, könnten durch bereits betroffene Zwischenhändler indirekte Anreize entstehen. Ähnliche von der Industrie ausgehende Initiativen sind künftig auch in Deutschland denkbar.

Im Fall der schwedisch-dänischen Molkereigenossenschaft Arla sind milchproduzierende Betriebe bereits direkt betroffen. Mit dem Ziel, die Entwicklung der THG-Emissionen pro kg Rohmilch besser zu ermitteln, wurde für Arla ein Carbon-Footprint-Modell „Wiege bis Hoftor“ entwickelt, mit dem THG-Emissionen auf Betriebs-, nationaler und genossenschaftlicher Ebene auch über mehrere Länder hinweg verfolgt und berechnet werden können (Daalgard und Schmidt, 2012; Schmidt und Daalgard, 2012). Auf diese Weise können Ergebnisse innerhalb und zwischen verschiedenen Märkten und auch Betrieben verglichen werden.

Während die meisten Labelling-Initiativen nur eine begrenzte Anzahl von Unternehmen und Produkten

abdecken, soll die französische „Affichage environnemental“ generell für alle Produkte in Frankreich verpflichtend angewendet werden (MEDDE, 2013). Dies betrifft auch importierte Waren. Die „Affichage environnemental“ basiert hierbei auf den Vorgaben des neuen Umweltschutzgesetzes „Grenelle 2“, in dem festgelegt wurde, dass Verbraucher ein Recht auf Informationen zur Umweltwirkung der verschiedenen Produkte haben. Die großflächige Kennzeichnung von Produkten soll dieses Recht umsetzen und Verbraucher aufklären. Ihnen sollen vertrauenswürdige Informationen zur Verfügung gestellt werden, um Produkte vergleichen zu können und informierte Entscheidungen zu treffen (Vergez, 2012). Insgesamt sollen drei bis sechs Indikatoren verwendet werden. Für landwirtschaftliche Produkte werden Umweltwirkungen auf Wasser, THG-Emissionen und Biodiversität angegeben. Zur Unterstützung des Vorhabens wurde 2011 eine einjährige Pilotphase durchgeführt. Ein produktübergreifendes, nationales Labelling wird jedoch frühestens 2016 umgesetzt werden. Hierfür sind neben der Zustimmung des Parlaments und des obersten französischen Verwaltungsgerichts (Conseil d'Etat) auch eine Notifizierung durch EU und WTO nötig (MEDDE, 2013). Auch hier sind landwirtschaftliche Betriebe zunächst wahrscheinlich nicht direkt betroffen, sondern eher das verarbeitende Gewerbe. Für die Kennzeichnung ihrer Produkte können diese auf Ökobilanzwerte der Agribalyse-Datenbank zurückgreifen, um die Belastung durch die landwirtschaftliche Produktion anhand von Standardwerten einzubeziehen.

Geht es lediglich um die einzelbetriebliche Beratung und die Aufnahme von Minderungsoptionen, würde es ggf. ausreichen, einfachere Indikatoren zur Bewertung der Anwendbarkeit und Wirksamkeit von Maßnahmen zu verwenden. Unabhängig von den genauen THG-Emissionen der Betriebe sind oft dieselben Maßnahmen zu empfehlen. Aus oben genannten Beispielen lassen sich jedoch drei mögliche Szenarien ableiten, in denen ein flächendeckender Einsatz eines THG-Rechners in Deutschland sinnvoll oder sogar nötig wäre. So könnten, wie oben beschrieben, Zahlungen im Rahmen der EU GAP künftig an eine Bilanzierung durch THG-Rechner gebunden werden. Hierbei würde wahrscheinlich aber ein einheitlicher Rechner auf EU-Ebene vorgegeben werden (z. B. der JRC CC). In einem zweiten Szenario könnte die Kennzeichnung von Produkten hinsichtlich ihrer Umweltwirkung nach französischem Beispiel auf nationaler oder auch auf EU-Ebene vorgeschrieben werden. Selbst wenn Deutschland sich nicht direkt an solchen Vorhaben beteiligt, könnten EU-Mitgliedsstaaten (wie z. B. in Frankreich geplant) eine Produktkennzeichnung auch für importierte Produkte verlangen. Wahrscheinlicher ist jedoch ein drittes Szenario, nämlich dass Anreize zur Bilanzierung und Kennzeichnung von Produkten von großen Unternehmen wie z. B. Tesco oder Arla ausgehen. Auch hier müssten jedoch die Vorgaben oder Rechner der jeweiligen Länder oder Unternehmen berücksichtigt werden.

Auch wenn demnach nicht unbedingt ein eigener deutscher THG-Rechner benötigt wird, so ist eine Beschäftigung mit dem Thema dennoch sinnvoll, um auf mögliche zukünftige Entwicklungen vorbereitet zu sein und diese ggf.

beeinflussen zu können. Durch die Entwicklung eines einheitlichen deutschen Rechners oder spezifischen Teilmoduls könnte die Landwirtschaft jedoch eigene, unabhängige und transparente Bilanzierungen durchführen. Auf diese Weise würde sichergestellt, dass reale landwirtschaftliche Betriebe abgebildet werden können und dass bei der Berechnung von produktspezifischen Emissionen nicht nur Durchschnittswerte aus Ökobilanzierungsdatenbanken verwendet werden. Sollte es tatsächlich zu einer Entwicklung eines eigenen THG-Rechners kommen, wäre es sinnvoll, Vertreter aus der Landwirtschaft und ggf. relevante Akteure aus der Industrie einzubeziehen.

5 Schlussfolgerungen

Insgesamt gibt es eine große Vielfalt an THG-Rechnern mit ganz verschiedenen Ansätzen, Zielen und Schwerpunkten. Generell gelten sie als nützliche Werkzeuge und werden stetig weiterentwickelt und verbessert. Bei der Entwicklung solcher Rechner sind viele unterschiedliche Faktoren zu berücksichtigen. Als erstes sollte in diesem Fall das Ziel des Rechners festgelegt werden, um eine optimale Ausrichtung des Rechners zu ermöglichen. Weitere Entscheidungen z. B. zum methodischen Ansatz oder zu Umfang, Detailgrad und Komplexität des Rechners müssen je nach Zielsetzung angepasst werden. Auch wenn THG-Rechnern ein großer Nutzen bestätigt wird, so gibt es bisher nur wenig Anreize, diese auf landwirtschaftlichen Betrieben einzusetzen. Betrachtet man jedoch die Entwicklungen in anderen EU-Mitgliedstaaten, in internationalen Unternehmen oder auf europäischer Ebene, so zeigt sich ein verstärktes Interesse an der Dokumentation von Klimaschutzbestrebungen und der Kennzeichnung von Produkten. Auf diese Weise könnten auch in Deutschland bald vermehrt Anreize für die Verwendung von THG-Rechnern entstehen.

Aus diesen Gründen ist eine Auseinandersetzung mit dem Thema sinnvoll, unabhängig davon, ob ein eigener deutscher THG-Rechner entwickelt werden soll. Ist dies jedoch der Fall, sollte bei der Entwicklung unbedingt auf Erfahrungen bei Entwicklung und Anwendung ähnlicher Rechner aufgebaut werden. Hierbei ist einerseits ein Austausch mit den Entwicklern deutscher Rechensysteme und Modelle (z. B. Repro, KSNL etc.) sinnvoll. Andererseits sind vor allem die Erfahrungen aus anderen Ländern wertvoll, da hier teilweise schon sehr viel länger mit THG-Rechnern gearbeitet wird. Besonders interessant sind zum einen der JRC-CC aufgrund seines EU-Bezugs und das CFT, das laut Whittaker et al. (2013) aufgrund seiner hohen Transparenz und umfassenden Art als einer der besten THG-Rechner gilt. Zusätzlich sollten auch die Bemühungen zur Weiterentwicklung und Harmonisierung des methodischen Rahmens auf internationaler und insbesondere europäischer Ebene genauer verfolgt werden. Gerade im Zuge einer Harmonisierung der Methoden ist ein guter Überblick über den Stand der Entwicklungen weltweit nötig.

Literaturverzeichnis

- Association Bilan Carbone (2010) Bilan Carbone®: companies – local authorities – regions ; methodology guide –version 6.1 - objectives and accounting principles [online]. Zu finden in <http://associationbilancarbone.fr/sites/default/files/guide_methodologique_v6_euk-v.pdf> [zitiert am 01.02.2016]
- ADEME - Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (2014) L'outil Dia'terre [online]. Zu finden in <<http://www.ademe.fr/expertises/produire-autrement/production-agricole/passer-a-l'action/dossier/evaluation-environnementale-agriculture/loutil-diaterre>> [zitiert am 13.01.2016]
- Australian Farm Institute (2015) FarmGAS calculator ST and financial tool [online]. Zu finden in <<http://calculator.farminstitute.org.au/login>> [zitiert am 13.01.2016]
- BSI - British Standard Institute (2008) Guide to PAS 2050 : how to assess the carbon footprint of goods and services [online]. Zu finden in <http://agriculture-horticulture.tamu.edu/faculty/hall/publications/PAS2050_Guide.pdf> [zitiert am 13.01.2016]
- Carbon Trust (2014a) Tesco : supply chain carbon management [online]. Zu finden in <<http://www.carbontrust.com/our-clients/t/tesco>> [zitiert am 13.01.2016]
- Carbon Trust (2014b) The evolution of product carbon footprinting [online]. Zu finden in <<http://www.carbontrust.com/news/2013/05/the-evolution-of-product-carbon-footprinting>> [zitiert am 13.01.2016]
- Colomb V, Bernoux M, Bockel L, Chotte J-L, Martin S, Martin-Phipps C, Mousset J, Tinlot M, Touchemoulin O (2012) Review of GHG calculators in agriculture and forestry sectors : a guideline for appropriate choice and use of landscape based tools - Version 2.0 [online]. Zu finden in <http://www.fao.org/fileadmin/templates/ex_act/pdf/ADEME/Review_existingGHGtool_VF_UK4.pdf> [zitiert am 13.01.2016]
- Colomb V, Touchemoulin O, Bockel L, Chotte J-L, Martin S, Tinlot M, Bernoux M (2013) Selection of appropriate calculators for landscape-scale greenhouse gas assessment for agriculture and forestry. *Environ Res Lett* 8(1):1-10
- Colorado State University (2015) Agriculture and land use national greenhouse gas inventory software [online]. Zu finden in <http://www.nrel.co-lostate.edu/projects/ALUsoftware/software_description.html> [zitiert am 13.01.2016]
- Daalgard R, Schmidt JH (2012) National and farm level carbon footprint of milk : life cycle inventory for Danish and Swedish milk 2005 at farm gate [online]. Zu finden in <http://lca-net.com/files/Arla-Life_cycle_inventory_report_20120514.pdf> [zitiert am 01.02.2016]
- Denef K, Paustian K, Archibeque S, Biggar S, Pape D (2012) Report of greenhouse gas accounting tools for agriculture and forestry sectors : interim report to USDA under Contract No. GS-23F-8182H [online]. Zu finden in <http://www.usda.gov/oce/climate_change/techguide/Denef_et_al_2012_GHG_Accounting_Tools_v1.pdf> [zitiert am 13.01.2016]
- EU Kommission (2014) Single market for green products initiative [online]. Zu finden in <<http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/index.htm>> [zitiert am 13.01.2016]
- Europäische Union (2009) RICHTLINIE 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG (Text von Bedeutung für den EWR) [online]. Zu finden in <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A32009L0028>> [zitiert am 14.01.2016]
- Finkbeiner M (2009) Carbon footprinting : opportunities and threats. *Int J LCA* 14(2):91-94
- Food SCP RT - European Food Sustainable Consumption and Production Round Table (2013) ENVIFOOD Protocol : environmental assessment of food and drink protocol [online]. Zu finden in <http://www.food-scp.eu/files/ENVIFOOD_Protocol_Vers_1.0.pdf> [zitiert am 13.01.2016]
- Gac A, Cariolle M, Deltour L, Dollé JB, Espagnol S, Flénet F, Guingand N, Lagadec S, Le Gall A, Lellahi A, Malaval C, Ponchant P, Tailleux A (2011) GES'TIM : des apports pour l'évaluation environnementale des activités agricoles. *Innovations Agronomiques* 17:83-94

- Grünberg J, Nieberg H, Schmidt TG (2010) Treibhausgasbilanzierung von Lebensmitteln (Carbon Footprints) : Überblick und kritische Reflexion. Landbauforsch 60(2):53-72
- Hillier J, Walter C, Malin D, Garcia-Suarez T, Mila-i-Canals L, Smith P (2011) A farm-focused calculator for emissions from crop and livestock production. Environ Modelling Software 26:1070-1078
- iiED - International Institute for Environment and Development (2013) The carbon trust carbon reduction label [online]. Zu finden in <<http://shapingsustainablemarkets.iiED.org/carbon-trust-carbon-reduction-label>> [zitiert am 13.01.2016]
- ISO 14040 (2006) Environmental management : life cycle assessment ; principles and framework. Genf : ISO
- ISO 14044 (2006) Environmental management : life cycle assessment ; requirements and guidelines. Genf : ISO
- ISO 14046 (2014) Environmental management : water footprint ; principles, requirements and guidelines. Genf : ISO
- ISO 14064-1:2006 (2006) Greenhouse gases : part 1: Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals. Genf : ISO
- ISO 14064-2:2006 (2006) Greenhouse gases : part 2: Specification with guidance at the project level for quantification, monitoring and reporting of greenhouse gas emission reductions or removal enhancements. Genf : ISO
- ISO 14064-3:2006 (2006) Greenhouse gases : part 3: Specification with guidance for the validation and verification of greenhouse gas assertions. Genf : ISO
- Lewis KA, Green A, Warner DG, Tzilivakis J (2013) Carbon accounting tools : are they fit for purpose in the context of arable cropping? Int J Agric Sustainability 11(2):159-175
- Little S, Lindeman J, Maclean K, Janzen H (2008) Holos : a tool to estimate and reduce greenhouse gases from farms ; methodology & algorithms for version 1.1.x. Ottawa : Agric Agri-Food Canada, 159 p
- McSwiney CP, Bohm S, Grace PR, Robertson GP (2010) Greenhouse gas emissions calculator for grain and biofuel farming systems. J Nat Resour Life Sci Educ 39:125-131
- MEDDE - Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (2013) Bilan au parlement de l'expérimentation nationale : affichage environnemental des produits de grande consommation [online]. Zu finden in <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Affichage_environnemental.pdf> [zitiert am 13.01.2016]
- QUT - Queensland University of Technology Brisbane, Institute for Future Environments (2013) Farming enterprise greenhouse gas emissions calculator [online]. Zu finden in <<http://external-apps.qut.edu.au/ife/feg-gec/>> [zitiert am 13.01.2016]
- Rösemann C, Haenel H-D, Dämmgen U, Freibauer A, Wulf S, Eurich-Menden B, Döhler H, Schreiner C, Bauer B, Osterburg B (2015) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2013 : report on methods and data (RMD) Submission 2015. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 372 p, Thünen Rep 27, DOI:10.3220/REP_27_2015
- Schmidt JH, Daalgard R (2012) National and farm level carbon footprint of milk : methodology and results for Danish and Swedish milk 2005 at farm gate [online]. Zu finden in <http://lca-net.com/files/Arla-Methodology_report_20120724.pdf> [zitiert am 01.02.2016]
- Schmidt M (2010) Die Allokation in der Ökobilanzierung vor dem Hintergrund der Nutzenmaximierung. In: Feifel S, Walk W, Wursthorn S, Schebek L (eds) Ökobilanzierung 2009 : Ansätze und Weiterentwicklungen zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit : Tagungsband Ökobilanz-Werkstatt 2009, Campus Weihenstephan, Freising, 5. bis 7.10.2009. Karlsruhe : KIT Scientific Publ, pp 21-38
- Tuomisto HL, Angileri V, De Camillis C, Loudjani P, Pelletier N, Haastруп P, Nisini Scacciafichi L (2013) Final technical report : certification of low carbon farming practices [online]. Zu finden in <<https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/eur-scientific-and-technical-research-reports/final-technical-report-certification-low-carbon-farming-practices>> [zitiert am 13.01.2016]
- UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change (2015) National inventory submissions 2015 : 2015 annex I Parties GHG Inventory Submissions : Germany, European Union, Common Reporting Format(CRF), Tabellenblatt 'Summary 2' [online]. Zu finden in <http://unfccc.int/national_reports/annex_i_ghg_inventories/national_inventories_submissions/items/8812.php> [zitiert am 14.01.2016]
- Vergez A (2012) Display of the environmental footprint of products : French developments in the food sector [online]. Zu finden in <<http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED64EN.pdf>> [zitiert am 14.01.2016]
- Whittaker C, McManus MC, Smith P (2013) A comparison of carbon accounting tools for arable crops in the United Kingdom. Environ Modelling Software 46:228-239
- WRI - World Resources Institute (2015) Climate analysis indicators tool (CAIT). CAIT Climate Data Explorer. 2015. Washington, DC: World Resources Institute [online]. Zu finden in <http://cait2.wri.org>. Please Note: CAIT data are derived from several sources. Full citations are available at <<http://cait2.wri.org/faq.html#q07>> [zitiert am 16.12.2015]

Anhang 1: Internationale THG-Rechner

Tabelle 1

Ergebnis der Recherche zu internationalen THG-Rechnern und Begründungen für den Ausschluss einzelner Rechner bei der Befragung.

THG-Rechner	Einbezogen in Befragung	Begründung für Ausschluss von Befragung	Internetadresse
ACCT	ja	berücksichtigt	http://www.agricclimatechange.eu/index.php?option=com_content&view=article&id=55&Itemid=81&lang=en
AgRE Calc ©	nein	nicht frei verfügbar	http://www.sruc.ac.uk/info/120175/farming_for_a_better_climate/1333/agricultural_resource_efficiency_calculator_agre_calc
ALU	nein	Fokus: Berichterstattung auf Quellgruppenbasis	http://www.nrel.colostate.edu/projects/ALUsoftware/

THG-Rechner	Einbezogen in Befragung	Begründung für Ausschluss von Befragung	Internetadresse
Calculateur AFD	nein	THG-Rechner generell für Entwicklungsprojekte	http://www.afd.fr/lang/en/home/projets_afd/chan-gement_climatique/Liens_utilites_climat/4861736956
Calm	ja	keine Antwort	http://www.calm.cla.org.uk/
CAR	nein	bezieht sich nur auf tierhaltende Betriebe	http://www.climateactionreserve.org/how/protocols/us-livestock/dev/
Carbon Farming Group NZ Calculator	nein	Fokus auf Emissionshandel, sehr einfach	http://www.carbonfarming.org.nz/calculators/
Carbon Trust Footprint Expert	nein	nicht frei zugänglich	http://www.carbontrust.com/software#footprintexpert
CBP Carbon Benefit Project	nein	Fokus auf der Bewertung von Projekten, evtl. eher ein Protokoll?	http://www.unep.org/climatechange/carbon-benefits/
CCT	nein	Forstrechner	http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/2394
CFF Carbon Calculator	ja	keine Antwort	http://www.cffcarboncalculator.org.uk/carboncalc
Climagri	nein	Rechner für die Landschaftsebene	http://www.ademe.fr/expertises/produire-autre-ment/production-agricole/passer-a-laction/dossier/levaluation-environnementale-agriculture/loutil-climagri
COLE calculators (GCOLE, COLE, COLE-Lite, COLE-EZ)	nein	Forstrechner	http://www.ncasi2.org/COLE/
COMET-VR/ COMET 2.0/ COMET FARM	ja	berücksichtigt	http://cometfarm.nrel.colostate.edu/
Cool Farm Tool	ja	berücksichtigt	http://www.coolfarmtool.org/
C-Plan	nein	detaillierter Rechner, nicht frei zugänglich	http://www.see360.org.uk/calculator.html
CTCC	nein	Forstrechner	http://www.fs.usda.gov/ccrc/tools/cufr-tree-carbon-calculator-ctcc
DGAS	ja	berücksichtigt	http://www.dairyingfortomorrow.com/index.php?id=47
Dia'terre	ja	berücksichtigt	http://www.ademe.fr/expertises/produire-autre-ment/production-agricole/passer-a-laction/dossier/levaluation-environnementale-agriculture/loutil-dia-terre
DNDC calculator	nein	eher prozess-basiertes Modell	http://www.dndc.sr.unh.edu/
EX-ACT	nein	Fokus auf Entwicklungsprojekte im AFOLU-Sektor	http://www.fao.org/tc/exact/ex-act-home/en/
FarmGAS	ja	berücksichtigt	http://calculator.farminstitute.org.au/login
Farming Enterprise GHG Calculator	ja	berücksichtigt	http://external-apps.qut.edu.au/ife/feggec/
Fieldprint Calculator	nein	Fokus auf Pflanzenbau	https://www.fieldtomarket.org/fieldprint-calculator/
FSGGEC jetzt US Cropland Greenhouse Gas Calculator	ja	keine Antwort	http://surf.kbs.msu.edu/
FullCAM	nein	Fokus auf C-Speicheränderungen	https://www.environment.gov.au/climate-change/greenhouse-gas-measurement/land-sector
FVS-CarbCalc	nein	Forstrechner	http://www.fs.fed.us/fmssc/fvs/
Greenhouse in Agriculture Tools (Grains,Dairy,Beef, Sheep)	ja	berücksichtigt	http://www.greenhouse.unimelb.edu.au/Tools.htm
HGCA (jetzt AHDB) Biofuel GHG Calculator	nein	enger Fokus auf Bioenergieproduktion	http://cereals.ahdb.org.uk/tools/biofuel-greenhouse-gas-calculator.aspx
HOLOS	ja	berücksichtigt	http://www.agr.gc.ca/eng/science-and-innovation/science-publications-and-resources/holos/?id=1349181297838
IFSC	nein	Projekt beendet	https://www.ideals.illinois.edu/handle/2142/13458
International Wine Carbon Calculator	nein	zu enger Fokus auf Weinbau	http://www.wineinstitute.org/ghgprotocol
i-Tree Canopy	nein	bezieht sich auf Bäume	http://www.itreetools.org/canopy/
JRC Carbon Calculator	ja	berücksichtigt	http://www.solagro.org/site/476.html

THG-Rechner	Einbezogen in Befragung	Begründung für Ausschluss von Befragung	Internetadresse
Lincoln Farm Carbon Calculator/ Carbon Calculator for NZ Agriculture and Horticulture	ja	keine Antwort	
MANURE	nein	bezieht sich nur auf tierhaltende Betriebe	http://app6.erg.com/manure/index.cfm
NDFU	nein	Rechner zur Ermittlung von Carbon Credits	http://carboncredit.ndfu.org/carboncalculator.html
OVERSEER	ja	berücksichtigt	http://overseer.org.nz/
RAPCOE	nein	Forstrechner, nicht mehr auffindbar	
USAID FCC (Agroforestry, Afforestation/Reforestation, Forest Management, Forest protection)	nein	Forstrechner	http://afolucarbon.org/policy/

Anhang 2: Fragebogen

KAPITEL 1	KAPITEL 2																																																																																																				
<p>Questionnaire</p> <p>This questionnaire is part of an investigation into the significance and perspectives of carbon calculators especially in an agricultural context. In Germany, we observe an increasing diversity of different carbon/GHG accounting tools. This led to a debate about how to deal with such diversity and what future developments might look like. In order to approach this question, we would like to build on existing experiences and get an overview over the developments in other countries. So, in order to gain deeper insights, we kindly ask you to participate in this questionnaire and provide us with your answers.</p> <p>The questionnaire consists of two parts. The first part comprises a table that summarizes contextual and technical characteristics of your specific tool as drawn from the literature. Please go through the table and check if the provided information is correct and complete. Please use the track change mode in order to mark your changes or highlight them. For comments use the last row of the table (indicated in yellow) or use comments under the "Review" tab in MS Word.</p> <p>In the second part, please answer the questions. Fill in your answers in the spaces marked in yellow. The first five questions again relate to your specific tool. The last two questions refer to your valuation of carbon calculators in general.</p> <p>If you have any questions, please do not hesitate to contact us.</p> <p>Thank you very much for your participation!</p> <p>Name of participant: </p> <p>Institution: </p> <p>Contacts:</p> <p>Thünen-Institute for Rural Areas, Germany</p> <p>Stephanie Kätsch: email: stephanie.kaetsch@ti.bund.de phone: +49 531 596 5212</p> <p>Bernhard Osterburg: email: bernhard.osterburg@ti.bund.de phone: +49 531 596 5211</p>	<p>Part 1: Please check the contents of the table for correctness and completeness. Please mark changes in the track mode or highlight them.</p> <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th colspan="7" style="background-color: #f2f2f2;">General data</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td style="width: 15%;">Name of tool/version</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <td>Exists since when</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <td>Last update</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <td>Developer and institution</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <td>Financed by</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <td>Contact details</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <th colspan="7" style="background-color: #f2f2f2;">Context and scope of calculator</th> </tr> <tr> <td rowspan="2" style="width: 15%;">Aim and context of the calculator</td> <td rowspan="2" style="width: 10%;">Awareness raising</td> <td colspan="2" style="width: 20%;">GHG Reporting</td> <td rowspan="2" style="width: 10%;">Project evaluation</td> <td rowspan="2" style="width: 15%;">Product assessment/ labelling</td> <td rowspan="2" style="width: 30%;">Other (please specify)</td> </tr> <tr> <td style="width: 10%;">Landscape level</td> <td style="width: 10%;">Farm level</td> </tr> <tr> <td>Purpose of tool</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <td>Target group</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <td>System level (landscape, farm or product level (foot printing), other)</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <td>Geographical focus</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> <tr> <td>Included production processes</td> <td colspan="6" style="height: 20px;"></td> </tr> </tbody> </table>	General data							Name of tool/version							Exists since when							Last update							Developer and institution							Financed by							Contact details							Context and scope of calculator							Aim and context of the calculator	Awareness raising	GHG Reporting		Project evaluation	Product assessment/ labelling	Other (please specify)	Landscape level	Farm level	Purpose of tool							Target group							System level (landscape, farm or product level (foot printing), other)							Geographical focus							Included production processes						
General data																																																																																																					
Name of tool/version																																																																																																					
Exists since when																																																																																																					
Last update																																																																																																					
Developer and institution																																																																																																					
Financed by																																																																																																					
Contact details																																																																																																					
Context and scope of calculator																																																																																																					
Aim and context of the calculator	Awareness raising	GHG Reporting		Project evaluation	Product assessment/ labelling	Other (please specify)																																																																																															
		Landscape level	Farm level																																																																																																		
Purpose of tool																																																																																																					
Target group																																																																																																					
System level (landscape, farm or product level (foot printing), other)																																																																																																					
Geographical focus																																																																																																					
Included production processes																																																																																																					

KAPITEL				3
Included emissions sources/ gases				
Technical details and methodological approach				
Type of tool	Web based	Excel based	Other (please specify)	
	"Stand-alone" tool		Can be attached to other accounting tools/models (Please specify)	
Methodological approach				
Source of emission factors				
Other data sources				
System boundaries				
Allocation approach				
Necessary data input				
Adjustment of parameters possible?				
Presentation Outputs				
Accessibility				
Access				
	Web site			
Handling of the				

KAPITEL					4
tool	1= no specialist skill required	2	3	4= formal training obligatory	
Time needed to complete assessment	1= Less than a day	2	3	4= More than a month	
Costs					
Support					
Documentation available					
Comments					
Literature sources:					
Colomb V, Bernoux M, Bockel L, Chotte J-L, Martin S, Martin-Phipps C, Mousset J, Tinlot M, Touchemoulin O (2012) Review of GHG Calculators in Agriculture and Forestry Sectors – A Guideline for Appropriate Choice and Use of Landscape Based Tools. Version 2.0. ADEME, IRD, FAO. 43 pp.					
Colomb V, Touchemoulin O, Bockel L, Chotte J-L, Martin S, Tinlot M, Bernoux M (2013) Selection of appropriate calculators for landscape-scale greenhouse gas assessment for agriculture and forestry. Environ. Res. Lett 8. 10 pp.					
Deneff K, Paustian K, Archibeque S, Biggar S, Pape D (2012) Report of Greenhouse Gas Accounting Tools for Agriculture and Forestry Sectors. Interim report to USDA under Contract No. GS-23F-8182H. 140pp.					

KAPITEL		5
Part 2: Please answer the questions below.		
Questions related to <u>your</u> specific tool		
1) What are the aims of your tool		
[...]		
2) What are the strength and weaknesses of your tool? Please indicate in the table.		
Strength	Weakness	
3) How frequently is your tool used? (i.e. how many farms/projects/studies were calculated with your tool, how many downloads of your tool?)		
[...]		
4) Do you have access to the data that the users need to enter into the tool?		
Yes/No		
If yes, what happens with the data? (i.e. it is saved and used for databases or statistical analyses)		
[...]		
5) Do you plan to further develop your tool?		
Yes/No		
If yes, please specify.		
[...]		
Questions related to carbon calculators in general		
6) What limits the utilization of carbon calculators?		
[...]		
7) How would you assess the significance and perspective of carbon calculators now and in the future?		
[...]		

Der Einfluss der Futterkonfektionierung bei Mastschweinen und Broilern auf die Emission von Treibhausgasen und Ammoniak – Betrachtung der gesamten Produktionskette

Ulrich Dämmgen*, Wendy Liermann**, Verena Bösch***, Andreas Berk** und Sven Dänicke**

Zusammenfassung

Konfektionierung (Vermahlen, Pelletieren, Expandieren) und Zusammensetzung der Futter haben Einfluss auf die Emissionen von Treibhausgasen (THG) und Ammoniak (NH_3) der gesamten Produktionskette. Umfangreiche Fütterungsversuche wurden ausgewertet, um Emissionen der Tierhaltung mit Futterpflanzenbau, Mineraldüngerherstellung, Kalkgewinnung, Bereitstellung von Wasser und Energie zu quantifizieren und Reduktionspotenziale zu erkennen.

Die Emissionen je Tier sind wesentlich von der Menge des aufgenommenen Futters bestimmt, die allerdings von der Konfektionierung beeinflusst wird. Mit Ausnahme der Pelletierung sind die auf die Lebendmassezunahmen der Tiere bezogenen Emissionen vergleichsweise wenig durch die Konfektionierung beeinflusst. Pelletierung wirkt in jedem Fall emissionsmindernd (bei Mastschweinen etwa 5 %, bei Broilern fast 20 % der auf die Massezunahme bezogenen THG-Emissionen bzw. 7 und 11 % der entsprechenden NH_3 -Emissionen). Die auf die Konfektionierung der Futter unmittelbar zurückzuführenden Emissionen fallen aber bei Betrachtung der Gesamtemissionen kaum ins Gewicht. Beide Tierarten haben unterschiedliche Emissionsmuster hinsichtlich der Stoffe und der Entstehungsorte, die durch die Lagerung der Exkremente gekennzeichnet sind. Die Ansprüche an das Stallklima bei Broilern führen zu erheblichen THG-Emissionen durch die Bereitstellung elektrischer Energie.

Der vermehrte Einsatz heimischer Futtermittel ist hinsichtlich der Emissionen nicht vorteilhaft.

Schlüsselwörter: *Mastschweine, Broiler, Futterkonfektionierung, Emissionen, Ammoniak, Treibhausgase*

Abstract

The effect of feed conditioning and composition on greenhouse gas and ammonia emissions from fattening pigs and broilers along the entire production chain

Changes in feed conditioning (grinding, pelleting, expanding) and feed composition result in increased or reduced greenhouse gas (GHG) and ammonia (NH_3) emissions from fattening pigs and broilers along the entire production chain. Extensive feeding experiments were evaluated to quantify emission reduction potentials (emissions from animals, feed, fertilizer and lime productions and provision of water and energy).

Emissions per animal are dominated by their feed intake which is dependent on feed conditioning. With the exception of pelleting, emissions related to live weight gain were comparatively little influenced by feed conditioning. Pelleting has a favourable effect (relative GHG emission from fattening pigs and broilers reduced by about 5 % and almost 20 %, respectively, NH_3 emissions by 7 and 11 %).

Operations during feed conditioning vary with respect to their energy consumption and hence the emissions originating from energy provision. They are of minor importance. Emissions from pigs and broilers differ with respect to their gas mixtures as well as their origins (reflecting different processes during handling of wet vs. solid manures, availability of oxygen). Broilers are produced in air-conditioned houses, leading to extensive electricity consumption and hence to considerable GHG emissions for electricity generation.

With respect to emissions, increased use of regionally produced feeds is unfavourable.

Keywords: *fattening pigs, broilers, feed conditioning, emissions, ammonia, greenhouse gases*

* Johann Heinrich von Thünen-Institut, Institut für Agrarklimaschutz, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

** Friedrich-Loeffler-Institut (FLI), Institut für Tierernährung, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

*** Internationale Forschungsgemeinschaft Futtermitteltechnik e.V., Forschungsinstitut, Frickestraße 1, 38110 Braunschweig

1 Einleitung

Tierproduktion ist stets mit Emissionen verbunden. Es ist mittlerweile unumstritten, dass das Ausmaß dieser Emissionen begrenzt werden muss, da die veränderten Eigenschaften der Atmosphäre erhebliche unerwünschte Wirkungen haben. Bei der Suche nach emissionsmindernden Maßnahmen sind die zahlreichen Nebenwirkungen zu beachten. Hierzu zählen etwa der Flächenverbrauch bei Extensivierung, Energieverbrauch und bauliche Aufwendungen bei technischen Lösungen oder auch die Einflüsse auf Tiergesundheit und -wohlbefinden, schließlich auch die Einkommenssituation der Landwirte.

Das Projekt „Vergleich der Umweltwirkungen von Futtermitteln unterschiedlicher Veredlungsniveaus für Schweine und Broiler unter Nachhaltigkeitsaspekten“, das in Kooperation der Internationalen Forschungsgemeinschaft Futtermitteltechnik e.V. (IFF) mit dem Institut für Tierernährung des Friedrich-Löffler-Instituts (FLI) durchgeführt wurde, sollte Aufschluss über Zuwachsraten der Tiere, Schlachtkörpereigenschaften und Tiergesundheit geben, wenn Futter

unterschiedlich konfektioniert werden (Liermann et al., 2015 a, b, 2016). Die gewonnenen Datensätze wurden daneben genutzt, um Veränderungen der Emissionen von Treibhausgasen (THG) und reaktiven Stickstoff- (N)-Verbindungen, insbesondere von Ammoniak (NH_3), zu bewerten,

Gegenstand dieser Arbeit ist die Quantifizierung der prozesstypischen THG- und NH_3 -Emissionen bei der Produktion von Mastschweinen und Broilern in Abhängigkeit von der Futterkonditionierung und -zusammensetzung. Dabei sollen alle Emissionen erfasst werden, die im Laufe des betrachteten Lebensabschnittes der Mastschweine bzw. Broiler in der eigentlichen Tierhaltung sowie den vorgelagerten Bereichen (Herstellung der Futter, Bereitstellung der dafür benötigten Mineraldünger, von Wasser und von Energie) entstehen, wenn die Tiere prozesstypisch gehalten werden.

2 Material und Methoden

2.1 Übersicht

Die Berechnung der Emissionen erfordert die Betrachtung der möglichst vollständigen Energie- und Stoffflüsse

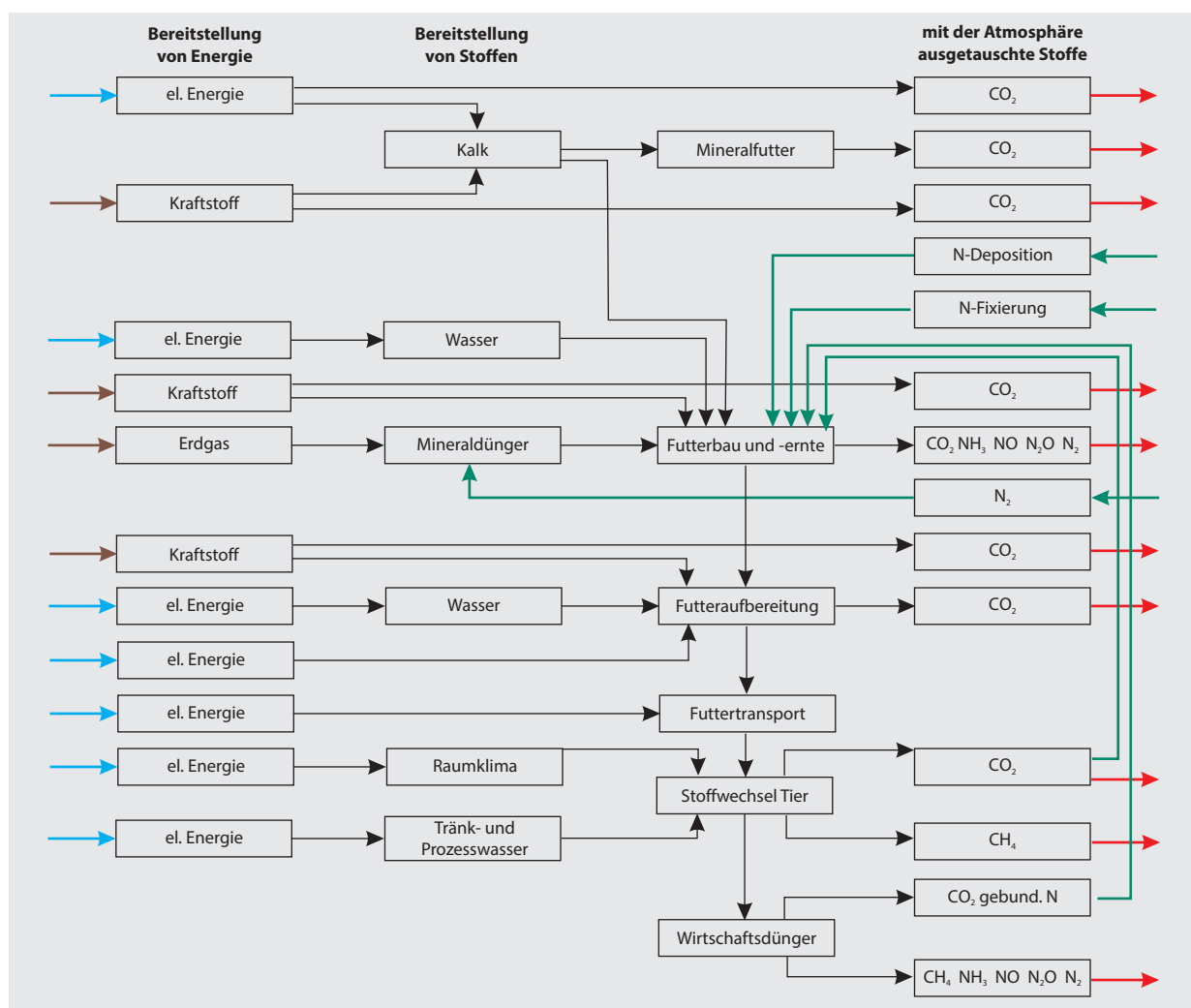


Abbildung 1

Stoffflüsse und Emissionen - eine Übersicht (Erläuterungen siehe Text)

(Abbildung 1). Bereits bei der Bereitstellung der Energieträger (am linken Rand) entstehen Emissionen. Die Energieträger dienen der Bereitstellung und dem Transport von Stoffen. Rote Pfeile am rechten Rand weisen auf Emissionen hin, die für das landwirtschaftliche Produktionssystem berechnet werden. Im Gegensatz hierzu werden die CO_2 -Emissionen aus der Atmung der Tiere und aus dem Wirtschaftsdüngermanagement als bilanzneutral angesehen (grüne Pfeile): sie decken in guter Näherung den CO_2 -Bedarf der Photosynthese (Grundannahme zur Berechnung der Emissionen von Kohlenstoff-Spezies in IPCC, 2006c; Vol. 4, Kap. 10). Die CO_2 -Mengen aus der Umsetzung von Futterkalk im Tier werden dagegen als Emissionen betrachtet. Atmosphärische Einträge sind die N-Depositionen. Sie sind prinzipiell Teil der N-Bilanz (OECD, 2001), werden aber in der landwirtschaftlichen Praxis üblicherweise nicht in die Betrachtungen einbezogen; die vorliegende Arbeit folgt der Praxis. N-Fixierung in größerem Umfang findet bei Leguminosen statt. Dies wird in den Düngempfehlungen (z. B. LWK-Nds, 2013) berücksichtigt.

Die in dieser Arbeit eingesetzten Rechenverfahren orientieren sich im Prinzip an den in Dämmgen et al. (2016) aufgeführten Methoden. Fütterung, Metabolismus und Wirtschaftsdüngermanagement unterscheiden sich jedoch in den Einzelheiten deutlich von den dort für Rinder beschriebenen Wegen. Eine Beschreibung einzelner Rechenwege erscheint deshalb unumgänglich.

2.2 Die Mastversuche

Zur Bewertung der Auswirkungen der Futtermittelbehandlung bzw. -zusammensetzung auf die tierischen Leistungen und THG- und NH_3 -Emissionen wurden am Institut für Tierernährung für die Tierkategorien Mastschwein (Schweinefleischerzeugung) und Broiler (Geflügelfleischerzeugung) jeweils 2 Fütterungsversuche nach den in den Abbildungen 2 und 3 (a und b) dargestellten Schemata durchgeführt.

Im ersten **Schweinemastversuch** kamen insgesamt 96 Tiere, einzeln einstreulos gehalten, in den dargestellten 8 Fütterungsvarianten (Abbildung 2) zum Einsatz. Die Verdaulichkeit der Rohnährstoffe wurde im klassischen Verdauungsversuch (GfE, 2005) mit jeweils 4 Tieren pro Fütterungsvariante (einschließlich der N-Bilanz) bestimmt (Liermann et al., 2015a). Im zweiten Schweinemastversuch kamen unter den gleichen Bedingungen 100 Tiere in 4 Fütterungsvarianten (Abbildung 3a) zum Einsatz. Die Verdaulichkeit der Rohnährstoffe (ohne N-Bilanz) wurde mittels Markermethode (GfE, 2005) bei je 12 Tieren während des Mastversuches bestimmt. Als Marker diente hier die im Futter enthaltene HCl-unlösliche Asche.

Die **Broilermastversuche** wurden mit Mastgruppen zu jeweils 13 (Versuch 1) bzw. 12 Tieren (Versuch 2) durchgeführt. Im ersten Broilermastversuch (Liermann et al., 2015b) wurden insgesamt 624 Eintagsküken (6 Fütterungsvarianten zu je 8 Gruppen zu 13 Tieren) (Abbildung 2 ohne GEx und FEx) eingestellt. Die Haltung erfolgte auf Einstreu (Häckselstroh), die bei Bedarf nachgestreut wurde. Der entsprechende Verdauungsversuch wurde mit 36 Tieren (6 je Fütterungsvariante) im Alter von 21 Tagen in Einzeltierkäfigen ohne

Einstreu über 6 Tage durchgeführt. Der zweite Broilermastversuch wurde mit 768 Eintagsküken in 4 Fütterungsvarianten (Abbildung 3b) mit 16 Mastgruppen (12 Tiere je Fütterungsvariante) durchgeführt. Der Verdauungsversuch wurde analog dem ersten Broilermastversuch jedoch mit 4 Sammeltagen durchgeführt.

Die Rechnungen arbeiten mit einer konstanten Gruppengröße von 10 Broilern pro Gruppe.

Zur Berechnung der Emissionen aus der Vorkette wurden die eingesetzten Futtermengen benötigt. Sie wurden aus den Versuchen bereitgestellt. Aus den Ausscheidungen der Tiere wurden die Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement und die Mineraldüngergaben abgeleitet. Dazu wurden in allen vier Versuchen die Lebendmasseentwicklung der Tiere sowie der Futterverbrauch wöchentlich erfasst. Die daraus ermittelten Daten des Futteraufwandes (kg Futter je kg Lebendmassezunahme), die Daten zu Futtermengen und -zusammensetzung sowie die Daten aus den Verdauungsversuchen (Verdaulichkeit der Rohnährstoffe) waren die Grundlage zur Berechnung der Ausscheidungen (Menge und Zusammensetzung).

2.3 Mischfutterherstellung und -konfektionierung

Die entscheidende Variable im Versuch ist die Zusammensetzung und Herstellung der Mischfutter. In einem ersten Schritt sollte dabei für die jeweilige Tierart die günstigste Variante der Konfektionierung einer Futtermischung ermittelt werden (zu den Kombinationen von Vermahlung und Konfektionierungen siehe Abbildung 2). In einem zweiten Schritt sollten die beiden hinsichtlich der Leistung und der gesundheitlichen Beurteilung besten Varianten an zwei unterschiedlichen Futtermischungen geprüft werden. Dazu kam jeweils eine „konventionelle“ Mischung auf Basis von Getreide und Sojaextraktionsschrot im Vergleich zu einer Mischung auf Basis vermehrt „heimischer“ Proteinträger zum Einsatz. Die Abbildungen 3a und 3b geben die gewählten Kombinationen wieder.

Futtermischung	Vermahlung	Konfektionierung	Bezeichnung
Standard-rezeptur	grob vermahlen (35 bis 45 % > 1000 µm)	mehlförmig	GM
		pelletiert	GP
		expandiert	GEx
		expandiert und pelletiert	GExP
	fein vermahlen (80 bis 90 % < 1000 µm)	mehlförmig	FM
		pelletiert	FP
		expandiert	FEx
		expandiert und pelletiert	FExP

Abbildung 2

Behandlungsvarianten für die im jeweils ersten Versuch eingesetzte Futtermischung (-variante) (im Geflügelversuch ohne Varianten GEx und FEx)

Futtermitteltyp	Vermahlung	Konfektionierung	Bezeichnung
Standard-rezeptur (Sojaextraktionsschrot)	grob vermahlen fein vermahlen	grob vermahlen (mehlförmig) fein vermahlen und pelletiert	GM _{kon} GP _{kon}
Rezeptur mit vermehrt heimischen Futtermitteln	grob vermahlen fein vermahlen	grob vermahlen (mehlförmig) fein vermahlen und pelletiert	FM _{heim} FP _{heim}

Abbildung 3a

Versuchsdesign des zweiten Mastversuches, Schweine

Futtermitteltyp	Vermahlung	Konfektionierung	Bezeichnung
Standard-rezeptur (Sojaextraktionsschrot)	grob vermahlen fein vermahlen	expandiert und pelletiert pelletiert	GExP _{kon} FP _{kon}
Rezeptur mit vermehrt heimischen Futtermitteln	grob vermahlen fein vermahlen	expandiert und pelletiert pelletiert	GExP _{heim} FP _{heim}

Abbildung 3b

Versuchsdesign des zweiten Mastversuches, Broiler

2.4 Emissionen beim Anbau der Futterpflanzen

2.4.1 Futtermengen und -zusammensetzungen

Die Schweinemastversuche waren dreiphasig im Mastabschnitt von ca. 28 kg bis 120 kg Lebendmasse (LM) angelegt, die Broilerversuche (1. bis 35. Lebenstag) einphasig. In den Versuchen 1 und 2 mit Schweinen kamen die in den Tabellen 1 und 2 aufgeführten Futtermischungen zum Einsatz.

Tabelle 1Futterzusammensetzung (g kg⁻¹) des 1. Schweinemastversuches

	Anfangsmast (AM) 25 bis 45 kg LM	Mittelmast (MM) 45 bis 75 kg LM	Endmast (EM) 75 bis 120 kg LM
Weizen	250,0	-	-
Gerste	324,1	200,0	250,0
Roggen	125,0	250,0	250,0
Triticale	-	261,0	246,0
Sojaextraktionsschrot	111,1	97,7	30,0
Weizenkleie	72,0	80,0	90,0
Sojabohnen getoastet	47,5	-	-
Rapsextraktionsschrot	-	50,0	70,0
Brotmehl getoastet	-	15,0	-
Hafer	-	10,0	20,0
Malzkeime	15,0	-	-
Leinsamen	5,0	-	-

Fortsetzung Tabelle 1, siehe nächste Spalte

Fettsäuren	-	10,0	5,0
Calciumcarbonat	12,0	10,0	13,0
Natriumchlorid	5,0	4,3	4,7
Sojaöl	11,0	-	-
Melasse	-	-	10,0
Calcium-Natrium-Phosphat	5,9	-	-
Säurenmix LIGRANA (Schaumann)	5,0	-	-
Lysin HCl	5,4	3,0	3,5
DL-Methionin	1,4	0,5	0,5
L-Threonin	1,9	-	-
Premix (Vitamine und Spurenelemente)	2,7	8,5	7,3

Tabelle 2Futterzusammensetzung (g kg⁻¹) des 2. Schweinemastversuches

	Anfangsmast (AM) 25 bis 45 kg LM	Mittelmast (MM) 45 bis 75 kg LM	Endmast (EM) 75 bis 120 kg LM
Mischung 1: konventionelle Eiweißträger			
Sojaextraktionsschrot	206,6	184,0	114,0
Mais	250,0	250,0	188,5
Gerste	100,0	100,0	100,0
Weizen	271,0	226,6	288,0
Maisglutenmehl	-	-	61,5
Weizenkleie	33,8	100,8	110,0
Maismehl Costimex (Dacsa)	100,0	100,0	100,0
Premix (Vitamine u. Spurenelemente)*	23,2	22,0	20,0
Vinasse	10,0	10,0	10,0
Futteröl HL**	2,3	5,4	6,0
Lysin HCl	2,8	1,1	2,0
DL-Methionin	0,3	0,1	-
Mischung 2: einheimische Eiweißträger			
Rapsextraktionsschrot	150,0	150,0	150,0
Regionale Sojabohnen	87,4	62,0	-
Mais	331,0	330,0	323,0
Gerste	100,0	100,0	100,0
Weizen	217,5	218,0	273,6
Schlempe (DDGS, Protigrain®)	60,0	60,0	60,0
Maisglutenmehl	19,0	21,0	1,2
Weizenkleie	-	24,0	34,0
Maismehl Costimex (Dacsa)	-	-	26,0
Premix (Vitamine u. Spurenelemente)*	20,2	21,8	19,0
Vinasse	10,0	10,0	10,0
Lysin HCl	4,8	3,2	3,2
DL-Methionin	0,1	-	-

* CaCO₃: Es wird angenommen, dass die Futterkalk- und Futterphosphat-Gehalte in Premix in Versuch 2 denen in Versuch 1 gleichgesetzt werden können.

** In den Rechnungen wurde angenommen, dass es sich um Sojaöl handelt.

In den Broilerversuchen wurden die in den Tabellen 3 und 4 beschriebenen Futtermischungen eingesetzt.

Tabelle 3

Futterzusammensetzung (g kg⁻¹) des 1. Broilermastversuches

Mais	240,0
Weizen	353,8
Weizenmehl	30,0
HP-Sojaextraktionsschrot	250,0
Rapskuchen	60,0
Pflanzenöl	35,0
Calciumcarbonat	12,4
Calcium-Natrium-Phosphat	3,8
Mono-Calcium-Phosphat	3,0
Premix (Vitamine und Spurenelemente)	12,0

Tabelle 4

Futterzusammensetzung (g kg⁻¹) des 2. Broilermastversuches

	erhöhter Anteil konventioneller Eiweißträger	erhöhter Anteil einheimischer Eiweißträger
Mais	240,0	240,0
Weizen	363,8	339,1
Weizenmehl	32,0	32,0
HP-Sojaextraktionsschrot	237,0	201,5
Rapskuchen	60,0	120,0
Pflanzenöl	36,0	37,0
Calciumcarbonat	12,3	12,3
Calcium-Natrium-Phosphat	3,9	3,1
Mono-Calcium-Phosphat	3,0	3,0
Premix (Vitamine und Spurenelemente)	12,0	12,0

2.4.2 Futtermittelmengen

Die Mengen der verbrauchten Futtermittel wurden durch Wägung ermittelt – in den Schweinemastversuchen je Tier und Phase, bei den Broilermastversuchen je Gruppe.

2.4.3 Ermittlung der Anbauflächen

Die je Futtermittel benötigten Mengen errechnen sich aus den Futtermengen und den Futterzusammensetzungen für jede Maststufe nach Gleichungen (1) bis (3):

$$A_j = a_{\text{feed},j} \cdot \sum_i (R_{\text{feed},i,j} \cdot f_{\text{all},i,j}) \quad (1)$$

$$a_{\text{feed},j} = \frac{1}{Y_{\text{feed},j}^*} \cdot \frac{m_{\text{feed},j,\text{Prod}}}{m_{\text{feed},j,\text{Ed}}} \quad (2)$$

$$Y_{\text{feed},j}^* = Y_{\text{feed},j} - S_{\text{feed},j} \quad (3)$$

mit

- A_j Anbaufläche einer Futterpflanze j je Tier (in ha Tier⁻¹)¹
 $a_{\text{feed},j}$ ertragsbezogener Flächenbedarf eines Futtermittels i (in ha (Mg FM)⁻¹)
 $R_{\text{feed},i,j}$ berechneter Bedarf eines Futtermittels i aus der Futterpflanze j (in Mg Tier⁻¹ FM)
 $f_{\text{all},i,j}$ Allokationsfaktor für das Produkt i aus der Futterpflanze j (in ha ha⁻¹)
 $Y_{\text{feed},j}^*$ um Saatgutmenge reduzierter Ertrag einer Futterpflanze j (in Mg ha⁻¹ FM)
 $m_{\text{feed},j,\text{Prod}}$ Masse des als Futter dienenden Produktes (in kg FM) (aus Massenflussrechnungen)
 $m_{\text{feed},j,\text{Ed}}$ Masse des angebauten Eduktes (in kg FM) (aus Massenflussrechnungen)
 $Y_{\text{feed},j}$ Ertrag einer Futterpflanze (in Mg ha⁻¹ FM)
 $S_{\text{feed},j}$ zur Aussaat benötigter Ertragsanteil einer Futterpflanze (in Mg ha⁻¹ FM)

Die Saatgutmengen entfallen bei Pflanzen, deren vegetative Teile genutzt werden (Zuckerrüben).

Als Erträge Y_j wurden mit Ausnahme von Hafer die in KTBL (2014), S. 212 f., angegebenen mittleren Erträge eingesetzt (Tabelle 5); für Hafer wurde in Anlehnung an DüV die Höchsterträge übernommen. Die Kalkgaben sind KTBL (2014), S. 261 ff., entnommen, ebenso der Dieselbedarf für ein wendendes Anbausystem. Für Leinsamen sind nur Ertrag und N-Düngung bekannt. Für Soja sind Details nicht verfügbar, dagegen aber die Summe der THG-Emissionen beim Anbau (BioGrace, 2012).

Tabelle 5

Erträge, N-Düngung, Kalk und Wasserbedarf für den Anbau der Futterpflanzen

Futterpflanze	Ertrag Mg ha ⁻¹ FM	N-Düngung nach DüV (Ertrag) kg ha ⁻¹ N (Mg ha ⁻¹)	Kalk Mg ha ⁻¹	Kraft- stoff l ha ⁻¹	Wasser l ha ⁻¹	THG- Emission kg kg ⁻¹ CO ₂ -eq
Winterweizen *	7,4	230 (8,0)	1,0	83,62	1200	
Wintergerste *	6,5	180 (7,0)	1,0	83,62	1200	
Sommergerste	4,9	140 (5,0)	1,0	76,09	600	
Winterroggen*	5,5	170 (7,0)	1,0	83,62	1200	
Triticale *	5,8	190 (7,0)	1,0	83,62	1200	
Hafer *	4,5	130 (5,5)	1,0	83,62	1200	
Mais *	9,5	200 (9,0)	1,0	83,53	600	
Raps *	3,7	200 (4,0)	1,0	84,61	900	
Leinsamen **	1,5	100 (2,0)		70		
Soja **	2,8			58,77		0,3653
Zuckerrübe	60,9	170 (65)	1,0	92,5	900	

* Erträge aus KTBL (2014);

** Kraftstoff für Soja aus BioGrace (2012), Energiegehalt von Diesel 35,73 MJ l⁻¹, für Lein aus Graf et al. (2005)

¹ Die Symbolik der Gleichungen entspricht der im Emissionsinventar (Haenel et al., 2016) und in Dämmgen et al. (2016) verwendeten, in der die Kürzel jeweils aus den englischen Begriffen abgeleitet sind.

Die für die Futtermittel (Koppel- und Nebenprodukte) benötigten Anbauflächen sowie die Allokation der Emissionen sind in Tabelle 6 zusammengestellt. Zum Zustandekommen der Werte siehe Anhang 1.

Die Allokation der Flächen berücksichtigt die Bruttoenergie (GE) im Edukt und Produkt gemäß Gleichung (4):

$$f_{\text{all}, i, j} = \frac{m_{\text{FM}, i, j, \text{Prod}} \cdot x_{\text{DM}, i, j, \text{Prod}} \cdot \eta_{\text{GE}, i, j, \text{Prod}}}{m_{\text{FM}, j, \text{Ed}} \cdot x_{\text{DM}, j, \text{Ed}} \cdot \eta_{\text{GE}, j, \text{Ed}}} \quad (4)$$

mit

- $f_{\text{all}, i, j}$ Allokationsfaktor für das Futtermittel (Produkt) i aus der Futterpflanze j (in ha ha⁻¹)
- $m_{\text{FM}, i, j, \text{Prod}}$ Frischmasse des Produkts i aus der Futterpflanze j (in Mg)
- $x_{\text{DM}, i, j, \text{Prod}}$ Trockenmassegehalt des Produkts i aus der Futterpflanze j (in Mg Mg⁻¹)
- $\eta_{\text{GE}, i, j, \text{Prod}}$ Bruttoenergiegehalt in der Trockenmasse des Produkts i aus der Futterpflanze j (in MJ Mg⁻¹)
- $m_{\text{FM}, j, \text{Ed}}$ Frischmasse des Edukts aus der Futterpflanze j (in Mg)
- $x_{\text{DM}, j, \text{Ed}}$ Trockenmassegehalt des Edukts aus der Futterpflanze j (in Mg Mg⁻¹)
- $\eta_{\text{GE}, j, \text{Ed}}$ Bruttoenergiegehalt in der Trockenmasse des Edukts aus der Futterpflanze j (in MJ Mg⁻¹)

Für die folgenden Stoffe bzw. Stoffgemische wurde kein Flächenbedarf bestimmt: Fettsäuren, Calciumcarbonat (Futterkalk), Natriumchlorid, Calcium-Natrium-Phosphat, Säurenmix, Lysin HCl, DL-Methionin, L-Threonin und Vitamin-Mineralstoff-Gemisch.

Tabelle 6

Flächenbedarf und Allokationsfaktoren für Futtermittel

Futtermittel	Futterpflanze	Typ *	Flächenbedarf $a_{\text{FM}, j}$ ha (Mg FM) ⁻¹	Allokation ha ha ⁻¹
Winterweizen		FP	0,138	
Wintergerste		FP	0,157	
Sommergerste		FP	0,210	
Winterroggen		FP	0,186	
Triticale		FP	0,176	
Hafer		FP	0,229	
Mais		FP	0,106	
Leinsamen		FP	0,687	
Soja		FP	0,357	
Weizenkleie	Winterweizen	KP	0,609	0,269
Weizenmehl	Winterweizen	KP	0,184	0,731
Malzkeime	Sommergerste	NP	4,785	0,011
Maismehl	Mais	FP	0,106	1,000
Maiskleberfutter	Mais	NP	0,514	0,198
Sojaextraktions-schrot	Soja	KP	0,458	0,656

Fortsetzung Tabelle 6, siehe nächste Spalte

Sojabohnen getoastet	Soja	FP	0,357	1,000
Sojaöl	Soja	KP	1,880	0,344
Rapsextraktions-schrot	Raps	KP	0,470	0,398
Melasse	Zuckerrübe	KP	2,644	0,026
DDGS	Weizen (WW)	NP	0,366	0,378
Vinasse	Zuckerrübe	NP	5,037	0,013
Brotmehl getoastet	Weizen (WW)	NP	0,376	0,384

* FP: Futterpflanze bzw. deren Samen direkt als Futtermittel verwertbar;
KP: Koppelprodukt; NP: Nebenprodukt.

2.4.4 Mineralische Futtermittel

Die in den Tabellen 1 bis 4 aufgeführten Futter enthalten Futterkalk und Phosphate als mineralische Bestandteile, deren Bereitstellung mit Emissionen verbunden ist.

Futterkalk: Die Bereitstellung von Kalk als Futterkalk unterscheidet sich nicht wesentlich von der von Düngerkalk. Zu den Rechenverfahren siehe Kapitel 2.4.5.2.

Phosphate: Doppelsuperphosphat enthält als wesentlichen Phosphat-Anteil Mono-Calcium-Phosphat (Ca(H₂PO₄)₂) (Ullmann, 1951 bis 1969, Bd.6, S. 142). Bei der Anwendung als Dünger- oder Futterphosphat entstehen keine gasförmigen Emissionen.

2.4.5 Dünger-, Kalk- und Wasserbedarf im Pflanzenbau

2.4.5.1 N-Dünger

Grundannahme ist eine ordnungsgemäße N-Düngung nach den Vorgaben der Düngerverordnung (DüV), bei der die N-Bilanz allerdings nicht geschlossen ist (Abbildung 4).

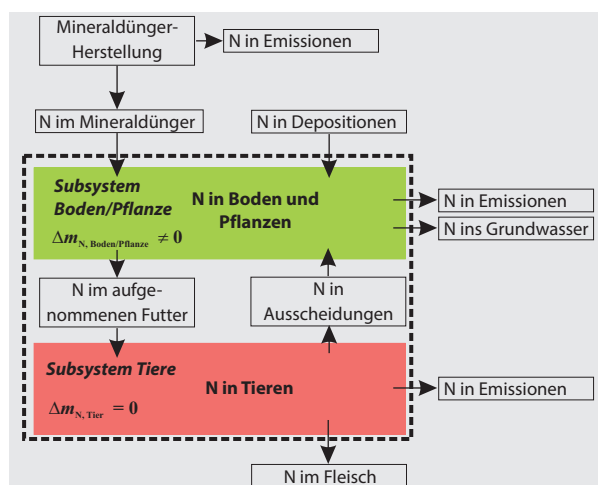


Abbildung 4

N-Umsätze bei der Fleischerzeugung

Für jede Futterpflanze j wird der Flächenbedarf berechnet und mit dem jeweiligen N-Bedarf je Fläche multipliziert.

Dieser N-Bedarf ergibt sich aus dem Ertrag nach KTBL (2014) und dem Düngevorschlag der DüV (LWK-Nds, 2013) unter Berücksichtigung der dort angeführten Korrektur. Die Mengen für jede Futterpflanze werden addiert und ergeben den Gesamt-N-Bedarf für den Pflanzenbau je Tier.

Im Prinzip muss der N-Bedarf dann durch Wirtschaftsdünger, Mineraldünger und atmosphärische Deposition gedeckt werden. In einer sog. ordnungsgemäßen Landwirtschaft wird die Deposition nicht berücksichtigt. Außerdem ist es Praxis, die Wirksamkeit des Wirtschaftsdünger-N mit sog. Mineraldüngeräquivalenten zu berücksichtigen.

Berechnung des Mineraldünger-N-Bedarfs: Mit Mineraldünger wird die Bilanz ausgeglichen (Abbildung 4):

$$F_{\text{fert},k} = R_{N,k} - F_{\text{man},k} \cdot f_{\text{mfe}} \quad (5)$$

mit

$F_{\text{fert},k}$	Mineraldünger-N-Bedarf (Futterpflanzenbau) für ein Tier k (in kg Tier ⁻¹)
$R_{N,k}$	Gesamt-N-Bedarf beim Anbau der Futterpflanzen (in kg Tier ⁻¹)
$F_{\text{man},k}$	N-Eintrag mit dem Wirtschaftsdünger eines Tieres k (in kg Tier ⁻¹)
f_{mfe}	Mineraldünger-Äquivalent-Faktor (in kg kg ⁻¹)

Als Faktor f_{mfe} wird für Schweinegülle ein Wert von 0,70 kg kg⁻¹, für Geflügelkot² ein solcher von 0,50 kg kg⁻¹ verwendet (LWK-Nds, 2013).

Die Menge des vom Tier ausgeschiedenen und in das Pflanzenbausystem gelangenden N aus dem Wirtschaftsdünger wird aus der N-Ausscheidung des betrachteten Tieres und den Emissionen während des Managements der entsprechenden Menge an Wirtschaftsdünger berechnet. Für die gewählte Kombination von Lager, Ausbringung und Einarbeitung errechnet sich $EF_{\text{NH}_3\text{-N},k}$ zu 0,357 kg kg⁻¹ (Gleichung 6).

$$F_{\text{man},k} = m_{\text{excr},k} - (m_{\text{urine},k} \cdot EF_{\text{NH}_3\text{-N},k}) \quad (6)$$

mit

$F_{\text{man},k}$	N-Eintrag mit dem Wirtschaftsdünger eines Tieres k (in kg Tier ⁻¹)
$m_{\text{excr},k}$	Gesamt-N-Ausscheidung eines Tieres k mit Kot und Harn (in kg Tier ⁻¹ N)
$m_{\text{urine},k}$	N-Ausscheidung eines Tieres k mit Harn ³ (in kg Tier ⁻¹ N)
$EF_{\text{NH}_3\text{-N},k}$	Emissionsfaktor für NH ₃ -N für das gegebene Wirtschaftsdüngermanagement ($EF_{\text{NH}_3\text{-N},k} = 0,357 \text{ kg kg}^{-1}$)

Da alle Angaben für den Pflanzenbau (Diesel, Wasserbedarf) in KTBL (2014) für Kalkammonsalpeter (KAS) als N-Dünger gemacht werden, wird für die hier durchgeführten Rechnungen ausschließlich KAS verwendet.

Aus dem Mineraldüngerbedarf der Pflanze berechnet sich die Menge der Mineraldünger-N-Gabe unter Berücksichtigung der zu erwartenden Emissionen gemäß

$$F_{\text{fert,corr}} = F_{\text{fert}} + (1 + EF_{\text{NH}_3\text{-N}} + EF_{\text{NO-N}} + EF_{\text{N}_2\text{O-N}} + EF_{\text{N}_2}) \quad (7)$$

mit

$F_{\text{fert,corr}}$	emissionskorrigierte Mineraldüngergabe (hier KAS) (in kg Tier ⁻¹ N)
F_{fert}	Mineraldüngerbedarf (hier KAS) (in kg Tier ⁻¹ N)
$EF_{\text{NH}_3\text{-N}}$	Emissionsfaktor für NH ₃ aus KAS-Anwendung ($EF_{\text{NH}_3\text{-N}} = 0,022 \text{ kg kg}^{-1}$)
$EF_{\text{NO-N}}$	Emissionsfaktor für NO aus Mineraldüngeranwendung ($EF_{\text{NO-N}} = 0,012 \text{ kg kg}^{-1}$)
$EF_{\text{N}_2\text{O-N}}$	Emissionsfaktor für N ₂ O aus Mineraldüngeranwendung ($EF_{\text{N}_2\text{O-N}} = 0,01 \text{ kg kg}^{-1}$)
EF_{N_2}	Emissionsfaktor für N ₂ aus Mineraldüngeranwendung ($EF_{\text{N}_2} = 0,07 \text{ kg kg}^{-1}$)

Die **Emissionen aus der Mineraldüngeranwendung** werden gemäß den Gleichungen (8) berechnet:

$$E_{\text{NH}_3, \text{CAN}} = F_{\text{fert,corr}} \cdot EF_{\text{NH}_3, \text{CAN}} \cdot \frac{M_{\text{NH}_3}}{M_{\text{N}}} \quad (8a)$$

$$E_{\text{NO}, \text{CAN}} = F_{\text{fert,corr}} \cdot EF_{\text{NO}, \text{CAN}} \cdot \frac{M_{\text{NO}}}{M_{\text{N}}} \quad (8b)$$

$$E_{\text{N}_2\text{O}, \text{CAN}} = F_{\text{fert,corr}} \cdot EF_{\text{N}_2\text{O}, \text{CAN}} \cdot \frac{M_{\text{N}_2\text{O}}}{M_{\text{N}_2}} \quad (8c)$$

mit

$E_{\text{NH}_3, \text{CAN}}$	NH ₃ -Emissionen aus der KAS-Anwendung ⁴ (in kg Tier ⁻¹ NH ₃)
$F_{\text{fert,corr}}$	emissionskorrigierte Mineraldüngergabe (in kg Tier ⁻¹ N)
$EF_{\text{NH}_3\text{-N}}$	Emissionsfaktor für NH ₃ aus KAS-Anwendung ($EF_{\text{NH}_3\text{-N}} = 0,022 \text{ kg kg}^{-1}$)
M_{NH_3}	Molmasse von NH ₃ ($M_{\text{NH}_3} = 17 \text{ kg kmol}^{-1}$)
M_{N}	Molmasse von N ($M_{\text{N}} = 14 \text{ kg kmol}^{-1}$)
$E_{\text{NO}, \text{CAN}}$	NO-Emissionen aus der KAS-Anwendung (in kg Tier ⁻¹ NO)
$EF_{\text{NO-N}}$	Emissionsfaktor für NO aus KAS-Anwendung ($EF_{\text{NO-N}} = 0,012 \text{ kg kg}^{-1}$ N)
M_{NO}	Molmasse von NO ($M_{\text{NO}} = 30 \text{ kg kmol}^{-1}$)
$E_{\text{N}_2\text{O}, \text{CAN}}$	N ₂ O-Emissionen aus der KAS-Anwendung (in kg Tier ⁻¹ N ₂ O)
$EF_{\text{N}_2\text{O-N}}$	Emissionsfaktor für N ₂ O aus KAS-Anwendung ($EF_{\text{N}_2\text{O-N}} = 0,01 \text{ kg kg}^{-1}$ N)
$M_{\text{N}_2\text{O}}$	Molmasse von N ₂ O ($M_{\text{N}_2\text{O}} = 44 \text{ kg kmol}^{-1}$)
M_{N_2}	Molmasse von N ₂ ($M_{\text{N}_2} = 28 \text{ kg kmol}^{-1}$)

Die Emissionsfaktoren für NH₃ und NO sind EMEP (2013) entnommen, der für N₂O entspricht IPCC (2006c). Zur Ableitung des Emissionsfaktors für N₂ siehe Haenel et al. (2016).

² Die Annahme gilt auch für das in der Praxis bei der Broilermast anfallende Einstreu-Kot-Gemisch.

³ Als TAN (total ammoniacal nitrogen) wird das mit dem Harn ausgeschiedene N bei Säugetieren bezeichnet.

⁴ CAN: calcium ammonium nitrate (KAS)

2.4.5.2 Düngekalk

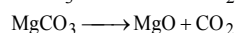
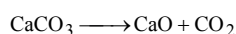
Mengen: Nach KTBL (2014) werden ohne Berücksichtigung der einzelnen Futterpflanze in 3 Jahren 3 Mg ha⁻¹ Kalk gegeben. Die Kalkmenge für die angebauten Futterpflanzen je Tier berechnet sich dann zu:

$$F_{\text{lime},k} = A_k \cdot m_{\text{lime}} \quad (9)$$

mit

$F_{\text{lime},k}$ benötigte Kalkmenge (in kg Tier⁻¹)
 A_k Anbaufläche für alle Futterpflanzen je Tier k (ha Tier⁻¹)
 m_{lime} jährlich aufgebrauchte Kalkmenge
 $(m_{\text{lime}} = 1 \cdot 10^3 \text{ kg ha}^{-1})$

CO₂-Emissionen: Düngekalk ist normalerweise ein festes Gemisch aus Calcit (CaCO₃) und Magnesit (MgCO₃) mit wechselnden Magnesit-Anteilen. Im Boden setzen beide Stoffe langsam CO₂ frei:



Die CO₂-Emissionen aus dem Düngekalk für jede Futterpflanze j werden gemäß Gleichung (10) berechnet.

$$E_{\text{CO}_2, \text{lime}, j} = F_{\text{lime}, j} \cdot EF_{\text{CO}_2, \text{lime}} \quad (10)$$

mit

$E_{\text{CO}_2, \text{lime}, j}$ CO₂-Emissionen aus der Kalkanwendung für eine Futterpflanze j (in kg Tier⁻¹)
 $F_{\text{lime}, j}$ benötigte Kalkmenge für eine Futterpflanze j (in kg Tier⁻¹)
 $EF_{\text{CO}_2, \text{lime}}$ Emissionsfaktor für CO₂ aus Kalk
 $(EF_{\text{CO}_2, \text{lime}} = 0,38 \text{ kg kg}^{-1})$

Den Emissionsfaktor für handelsübliche Qualitäten ermittelten Dämmgen et al. (2016).

2.4.5.3 Kalkammonsalpeter

KAS enthält neben 0,27 kg kg⁻¹ N 0,24 kg kg⁻¹ Kalk, der ebenso abgebaut wird wie Düngekalk. KAS-Gaben werden in der Regel als N-Gaben deklariert. Die CO₂-Emissionen berechnen sich dann zu

$$E_{\text{CO}_2, \text{CAN}} = F_{\text{N}, \text{CAN}} \cdot \frac{x_{\text{lime}, \text{CAN}}}{x_{\text{N}, \text{CAN}}} \cdot EF_{\text{CO}_2, \text{lime}} \quad (11)$$

mit

$E_{\text{CO}_2, \text{CAN}}$ CO₂-Emissionen aus KAS (in kg Tier⁻¹ CO₂)
 $F_{\text{N}, \text{CAN}}$ eingesetzte Düngermenge als KAS-N (in kg Tier⁻¹ N)
 $x_{\text{lime}, \text{CAN}}$ Kalk-Gehalt von KAS ($x_{\text{lime}, \text{CAN}} = 0,24 \text{ kg kg}^{-1}$)
 $x_{\text{N}, \text{KAS}}$ N-Gehalt von KAS ($x_{\text{N}, \text{KAS}} = 0,27 \text{ kg kg}^{-1}$)
 $EF_{\text{CO}_2, \text{lime}}$ CO₂-Emissionsfaktor für Kalk ($EF_{\text{CO}_2, \text{lime}} = 0,38 \text{ kg kg}^{-1}$)

2.4.5.4 Wasserbedarf im Pflanzenbau

Der Wasserbedarf geht ausschließlich auf die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zurück. Die Daten sind aus KTBL (2014) übernommen und in Tabelle 5 zusammengefasst.

Für den Sojaanbau wird aufgrund der in Gehring (2014) beschriebenen Versuche eine einmalige Pflanzenschutzmaßnahme mit einer Wassermenge von 300 l ha⁻¹ angesetzt.

Die bei der Bereitstellung von Wasser entstehenden Emissionen werden in Kapitel 2.4.8 näher beschrieben.

2.4.6 Maschineneinsatz und Energiebedarf

Beim Betrieb der Maschinen und der Bereitstellung der benötigten Energie entstehen Emissionen.

Die für die Berechnung benötigten Daten wurden für Lein Graf et al. (2005), für Soja BioGrace (2012) und alle weiteren KTBL (2014) entnommen (Tabelle 5),

2.4.7 Berechnung der Emissionen aus der Pflanzenproduktion – erweiterter Ansatz

Als Emissionen aus dem Pflanzenbau gelten bei der Klimarahmenkonvention die beim Anbau entstehenden Gase N₂O und CO₂. Berücksichtigt werden die Emissionen als Folge des Einsatzes von N-haltigen Düngemitteln und von Kalk (einschließlich KAS). Für die Berechnung der Emissionen der Treibhausgase N₂O und CO₂ sind die Regelwerke von IPCC (2006b) heranzuziehen (siehe Kapitel 2.4.5.1).

Die Emissionen aus der Verbrennung von Kraftstoffen oder aus der Bereitstellung von Wasser gelten dort nicht als Emissionen aus der Pflanzenproduktion. In dieser Arbeit sind sie – im Rahmen einer möglichst vollständigen Stoffflussanalyse – der hier untersuchten Tierproduktion zugeschlagen.

2.4.7.1 N₂O-Emissionen aus Ernterückständen

Nach Vorgaben von IPCC (2006c) werden für jede Pflanze aus ober- und unterirdischen Ernterückständen die Emissionen je ha berechnet (Gleichung 12). Hierzu wurde das Emissionsmodell GAS-EM (vgl. Haenel et al., 2016) verwendet. Die für die Berechnungen benötigten Variablen sind in Tabelle 7 zusammengestellt, die Erträge der Futterpflanzen sind in Tabelle 5 zu finden.

$$E_{\text{N}_2\text{O}, \text{CR}} = EF_{\text{N}_2\text{O}, \text{CR}} \cdot F_{\text{CR}} \cdot \gamma_{\text{N}_2\text{O}} \quad (12)$$

mit

$E_{\text{N}_2\text{O}, \text{CR}}$ N₂O-Emissionen aus Ernterückständen (in kg Tier⁻¹ N₂O)
 $EF_{\text{N}_2\text{O}, \text{CR}}$ N₂O-Emissionsfaktor für Mineraldünger ($EF_{\text{N}_2\text{O}, \text{CR}} = 0,01 \text{ kg kg}^{-1} \text{ N}_2\text{O-N}$)
 F_{CR} N-Menge in Ernterückständen (in kg Tier⁻¹ N)
 $\gamma_{\text{N}_2\text{O}}$ stöchiometrischer Umrechnungsfaktor ($\gamma_{\text{N}_2\text{O}} = 44/28 \text{ kg kg}^{-1} \text{ kmol kmol}^{-1}$)

$$F_{\text{CR}} = \sum_j A_j \cdot x_{\text{renew}, j} \cdot x_{\text{mov}, j} \cdot Y_j \cdot (x_{\text{Y}, \text{DM}, j} + a_{\text{above}, j} \cdot x_{\text{DM}, \text{above}, j}) \cdot a_{\text{below}} \cdot x_{\text{N}, \text{below}} \quad (13)$$

mit

F_{CR} N-Menge in Ernterückständen (in kg Tier⁻¹ N)
 A_j Anbaufläche einer Futterpflanze j (in ha Tier⁻¹)

Tabelle 7

Variablen zur Berechnung von N₂O-Emissionen aus Ernterückständen

	x_{renew} ha ha ⁻¹	x_{mow}	$x_{Y, DM, j}$ kg kg ⁻¹	$x_{AGR, DM, j}$ kg kg ⁻¹	a_{above} kg kg ⁻¹	$x_{N, \text{above}}$ kg kg ⁻¹ N	a_{below} kg kg ⁻¹	$x_{N, \text{below}}$ kg kg ⁻¹ N
Gerste	1	1	0,86	0,86	0,7	0,0050	0,22	0,014
Hafer	1	1	0,86	0,86	1,1	0,0050	0,25	0,008
Mais (Körner)	1	1	0,86	0,86	1,0	0,0038	0,22	0,007
Triticale	1	1	0,86	0,86	0,9	0,0050	0,22	0,008
Weizen	1	1	0,86	0,86	0,8	0,0050	0,23	0,009
Lein	1	1	0,91	0,86	1,5	0,0053	0,22	0,010
Raps	1	1	0,91	0,86	1,7	0,0070	0,22	0,010
Zuckerrüben	1	1	0,23	0,18	0,7	0,0040	0,20	0,014

$x_{\text{renew}, j}$	Anteil der Futterpflanze j, der jährlich geerntet wird (in ha ha ⁻¹)
$x_{\text{mow}, j}$	1 / Anzahl der Ernten einer Pflanze j in einem Jahr (dimensionslos)
Y_j	Ertrag einer Futterpflanze j (Frischmasse) (in kg ha ⁻¹)
$x_{Y, DM, j}$	Trockenmassegehalt der Futterpflanze j (in kg kg ⁻¹)
$a_{\text{above}, j}$	oberirdischer Anteil der Ernterückstände einer Pflanze j bezogen auf den Ertrag (in kg kg ⁻¹)
$x_{DM, \text{above}, j}$	Trockenmassegehalt der oberirdischen Teile der Futterpflanze j (in kg kg ⁻¹)
$a_{\text{below}, j}$	unterirdischer Anteil der Ernterückstände einer Pflanze j bezogen auf den Ertrag (in kg kg ⁻¹)
$x_{N, \text{below}, j}$	N-Gehalt der unterirdischen Ernterückstände von j, bezogen auf Trockenmasse (in kg kg ⁻¹ N)

$EF_{\text{CO}_2, \text{DF}}$	CO ₂ -Emissionsfaktor für die Verbrennung von Dieseldkraftstoff ($EF_{\text{CO}_2, \text{DF}} = 74,1 \text{ kg GJ}^{-1}$)
A_j	Anbaufläche einer Futterpflanze j (in ha Tier ⁻¹)
$V_{\text{DF}, j}$	flächenbezogener Kraftstoffverbrauch beim Anbau einer Futterpflanze j (in l ha ⁻¹)
ρ_{DF}	Dichte des Kraftstoffs ($\rho_{\text{DF}} = 0,83 \text{ kg l}^{-1}$)
$\eta_{E, \text{DF}}$	Energiegehalt des Kraftstoffs („Heizwert“) ($\eta_{E, \text{DF}} = 35,73 \text{ MJ l}^{-1}$)
β	Umrechnungsfaktor für Energieeinheiten ($\beta = 0,001 \text{ GJ MJ}^{-1}$)

2.4.7.2 Emissionen aus dem Verbrennen von Kraftstoffen in Wärmekraftmaschinen

Der Produktion einzelner Futterpflanzen sind Verbrauchszahlen für Dieseldkraftstoff (DF) in Wärmekraftmaschinen zugeordnet (Tabelle 5). Dieseldkraftstoff (Heizöl) wird darüber hinaus bei der bergmännischen Förderung von Kalk und der Trocknung von Ölsaaten eingesetzt. Für den Dieseldverbrauch werden nach IPCC (2006a) die Emissionen von CO₂, CH₄ und N₂O berechnet. EMEP (2013) beschreibt darüber hinaus die Verfahren zu Berechnung der Emissionen von NH₃ und NO_x.

2.4.7.2.1 Kohlenstoffdioxid

Die CO₂-Emissionen werden mit Hilfe der Beziehungen (14) und (15) bestimmt:

$$E_{\text{CO}_2, \text{DF}} = \sum E_{\text{CO}_2, \text{DF}, j} \quad (14)$$

$$E_{\text{CO}_2, \text{DF}, j} = EF_{\text{CO}_2, \text{DF}} \cdot A_j \cdot V_{\text{DF}, j} \cdot \eta_{E, \text{DF}} \cdot \rho_{\text{DF}} \cdot \beta \quad (15)$$

mit

$E_{\text{CO}_2, \text{DF}}$ CO₂-Emissionen aus Kraftstoffverbrennung (in kg Tier⁻¹ CO₂)

$E_{\text{CO}_2, \text{DF}, j}$ CO₂-Emissionen aus Kraftstoffverbrennung bei der Produktion einer Futterpflanze j (in kg Tier⁻¹ CO₂)

2.4.7.2.2 Ammoniak und Stickstoffoxide

Die Emissionsfaktoren für NH₃ und NO_x werden in EMEP (2013) in Abhängigkeit vom Stand der Technik angegeben. Diese Arbeit verwendet Emissionsfaktoren für Stage IIIA entsprechend den Vorgaben der EU (EU, 2004).

$$E_{\text{NH}_3\text{-N}, \text{DF}} = \sum M_{\text{DF}, j} \cdot EF_{\text{NH}_3, \text{DF}} \cdot \gamma_{\text{NH}_3} \quad (16)$$

$$E_{\text{NO}_x\text{-N}, \text{DF}} = \sum M_{\text{DF}, j} \cdot EF_{\text{NO}_x\text{-N}, \text{DF}} \cdot \gamma_{\text{NO}_2} \quad (17)$$

mit

$E_{\text{NH}_3\text{-N}, \text{DF}}$ NH₃-N-Emission aus der Verbrennung von Dieseldkraftstoff (in kg Tier⁻¹)

$M_{\text{DF}, j}$ Masse des für die Produktion des Futtermittels j benötigten Dieseldkraftstoffs (in kg ha⁻¹)

$EF_{\text{NH}_3, \text{DF}}$ NH₃-Emissionsfaktor für die Verbrennung von Dieseldkraftstoff ($EF_{\text{NH}_3, \text{DF}} = 8 \text{ g Mg}^{-1}$)

γ_{NH_3} stöchiometrischer Faktor für die Berechnung von NH₃-N-Emissionen ($\gamma_{\text{NH}_3} = 14/17 \text{ kg kg}^{-1} \text{ kmol kmol}^{-1}$)

$E_{\text{NO}_x\text{-N}, \text{DF}}$ NO_x-N-Emission aus der Verbrennung von Dieseldkraftstoff (in kg Tier⁻¹ N)

$EF_{\text{NO}_x, \text{DF}}$ NO_x-Emissionsfaktor für die Verbrennung von DF ($EF_{\text{NO}_x, \text{DF}} = 13594 \text{ g Mg}^{-1}$)

γ_{NO_2} stöchiometrischer Faktor für die Berechnung von NO₂-N-Emissionen ($\gamma_{\text{NO}_2} = 46/14 \text{ kg kg}^{-1} \text{ kmol kmol}^{-1}$)

2.4.8 Bereitstellung von Wasser

Der Wasserbedarf setzt sich aus Tränkwasser und Prozesswasser in der Tierhaltung sowie Wasser in der

Pflanzenproduktion zusammen. Der Mischfutterherstellung (Mühle) wird in diesen Rechnungen kein zusätzlicher Wasserverbrauch zugeordnet.

Die Menge an Tränkwasser berechnet sich zu:

$$M_{Wd, fp} = M_{feed, fp} \cdot f_{Wd, fp} \quad (18a)$$

$$M_{Wd, br} = M_{feed, br} \cdot f_{Wd, br} \quad (18b)$$

mit

$M_{Wd, fp}$	Tränkwassermenge für Mastschweine (in l Tier ⁻¹)
$M_{feed, fp}$	Futtermenge für Mastschweine (in kg Tier ⁻¹)
$f_{Wd, fp}$	Tränkwassermenge je Einheit der Futtermenge (Mastschweine) ($f_{Wd, fp} = 3,0 \text{ l kg}^{-1}$; KTBL, 2014, S. 707)
$M_{Wd, br}$	Tränkwassermenge für Broiler (in l Gruppe ⁻¹)
$M_{feed, br}$	Futtermenge für Broiler (in kg Gruppe ⁻¹)
$f_{Wd, br}$	Tränkwassermenge je Einheit der Futtermenge (Broiler) ($f_{Wd, br} = 1,7 \text{ l kg}^{-1}$; Berk, 2008)

Als Prozesswasserbedarf für Mastschweine gibt KTBL (2014, S. 709) 140 l Platz⁻¹ a⁻¹ an. Für den Versuch wird mit einem Drittel (3 Tiere pro Platz und Jahr) gerechnet, also 46,7 l Tier⁻¹.

Für Broiler werden in KTBL (2014, S. 745) 0,05 m³ je 100 Tiere entsprechend 5 l Gruppe⁻¹ bei 10 Tieren pro Gruppe angegeben.

Die im Pflanzenbau in Pflanzenschutzmaßnahmen eingesetzten Wassermengen (nach KTBL, 2014) sind in Tabelle 5 aufgeführt. Die Berechnungen gehen davon aus, dass jeweils Trinkwasser aus dem öffentlichen Netz eingesetzt wird. Nach ATT et al. (2011) sind für die Bereitstellung von 1 m³ Trinkwasser in Deutschland durchschnittlich 0,51 kWh erforderlich.

2.4.9 Klimatisierung von Broilerställen

Mastställe für Broiler werden auf Temperaturen von 26 °C (Woche 1 und 2) bzw. 22 bis 24 °C (Folgewochen) gehalten. Sie werden darüber hinaus zwangsbelüftet und etwa 20 h d⁻¹ beleuchtet. KTBL (2014), S. 745, gibt hierfür einen Bedarf an elektrischer Energie von 97,2 kWh für 100 Tiere an. Hier werden entsprechend 9,72 kWh Gruppe⁻¹ angesetzt.

2.4.10 Energiebedarf der Futterförderung im Stall

Zum Futtertransport innerhalb der Ställe werden Rohrförderer mit Förderketten (Schweine) bzw. Spiralen (Broiler) eingesetzt. Der Energiebedarf berechnet sich zu:

$$W_{feedconv, fp} = M_{feed, fp} \cdot f_{feedconv, fp} \quad (19a)$$

$$W_{feedconv, br} = M_{feed, br} \cdot f_{feedconv, br} \quad (19b)$$

mit

$W_{feedconv, fp}$	Energiebedarf zur Futterförderung für Schweine (in kWh Tier ⁻¹)
$M_{feed, fp}$	Futtermenge für Schweine (in kg Tier ⁻¹)
$f_{feedconv, fp}$	Energiebedarf je Einheit der Futtermenge (Schweine) ($f_{feedconv, fp} = 1,00 \cdot 10^{-3} \text{ kWh kg}^{-1}$; Big Dutchman, 2010)

und

$W_{feedconv, br}$	Energiebedarf zur Futterförderung für Broiler (in kWh Gruppe ⁻¹)
$M_{feed, br}$	Futtermenge für Broiler (in kg Gruppe ⁻¹)
$f_{feedconv, br}$	Energiebedarf je Einheit der Futtermenge (Broiler) ($f_{ff, br} = 1,22 \cdot 10^{-3} \text{ kWh kg}^{-1}$; Big Dutchman, 2001)

2.5 Emissionen aus dem Vorleistungsbereich – Bereitstellung von Düngekalk und Mineraldüngerherstellung

2.5.1 Kalk

Das bergmännische Gewinnen von Kalk im Steinbruch, das Brechen, Mahlen und Klassieren erfordert einen erheblichen Energieaufwand, der mit THG-Emissionen verbunden ist. Scholz et al. (1994) bilanzieren, dass im Mittel 0,032 GJ Mg⁻¹ als Dieselkraftstoff, 0,007 GJ Mg⁻¹ im Sprengstoff und 192 MJ Mg⁻¹ als elektrische Energie für Brechen, Grobklassieren und Mahltrocknen benötigt werden.⁵

2.5.2 Kalkammonsalpeter

KAS wird aus fein vermahlenem Kalkstein gewonnen, der in eine NH₄NO₃-Schmelze eingetragen wird. Das Produkt enthält etwa 27 % N und 24 % Kalk. Angaben zu Emissionen fehlen hier. Die Berechnung der Emissionen von Gasen und Staubinhaltsstoffen aus der KAS-Herstellung erfordert viele Schritte, deren Einzelheiten in Anhang 2 dargestellt sind. Die dort ermittelten Emissionsfaktoren sind:

$$f_{NH_3} = 0,065 \text{ kg kg}^{-1} \text{ NH}_3 \text{ bezogen auf die KAS-N-Gabe (in kg Tier}^{-1} \text{ N)}$$

$$f_{THG} = 1,00 \text{ kg kg}^{-1} \text{ CO}_2\text{-eq, bezogen auf die KAS-N-Gabe (in kg Tier}^{-1} \text{ CO}_2\text{-eq)}$$

2.5.3 Phosphatdünger

Phosphatrohstoffe sind überwiegend unlösliche Ca-Phosphate, die vor ihrer Verwendung als Dünger aufwändig aufgeschlossen werden müssen. Brentrup und Pallière (2008) geben THG-Emissionsfaktoren für Triple Superphosphate (deutsch: Doppelsuperphosphat) an. Es erscheint gerechtfertigt, den THG-Emissionsfaktor von 0,27 kg kg⁻¹ CO₂-eq für alle Futterphosphate zu verwenden.

2.6 Herstellung von Mischfuttermitteln

Der auf die Futtermenge bezogene spezifische Energieeinsatz je Arbeitsvorgang (außer Grob-Schroten) wurde vom Projektpartner IFF experimentell ermittelt. Der Datensatz war bei den Schweinemastversuchen unvollständig. IFF empfahl, für die fehlenden Daten des Endmastfutters im Versuch 1 die Mittelwerte aus den Anfangsmast- und Mittelmastdaten einzusetzen, für die des Anfangsmastfutters des

⁵ Scholz et al. (1994) machen keine Angabe zur Körnung, sondern sprechen lediglich von Steinmehl/-grieß.

Versuchs 2 die Mittelwerte aus den entsprechenden Mittelmast- und Endmastwerten.

Für die erste Verarbeitungsstufe, das Grob-Schroten, werden einheitlich 5 kWh Mg⁻¹ angesetzt (Expertenurteil Kleine Klausung). Die verwendeten Werte sind in den Tabellen 8.1 bis 8.3 zusammengestellt.

Die Emissionen bei der Bereitstellung elektrischer Energie für die Mischfutterherstellung werden in Kapitel 2.7.1 behandelt.

Tabelle 8.1

Energieeinsatz von elektrischer Energie bei der Mischfutterherstellung – Mastschweinefutter. Versuch 1

Futter	Einheit	Schroten	Arbeitsvorgang				Summe
			Hammermühle	Walzenstuhl	Pelletspresse	Expander	
Versuch 1, AM							
GM	kWh kg ⁻¹	0,005					0,0050
GP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,018		0,0230
GEx	kWh kg ⁻¹	0,005				0,034	0,0390
GExP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,015	0,037	0,0570
FM	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0097				0,0147
FP	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0097		0,018		0,0327
FEx	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0097			0,031	0,0457
FExP	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0097		0,017	0,036	0,0677
Versuch 1, MM							
GM	kWh kg ⁻¹	0,005					0,0050
GP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,021		0,0260
GEx	kWh kg ⁻¹	0,005				0,036	0,0410
GExP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,021	0,037	0,0630
FM	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0064				0,0114
FP	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0064		0,022		0,0334
Fex	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0064			0,038	0,0494
FExP	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0064		0,022	0,037	0,0704
Versuch 1, EM							
GM	kWh kg ⁻¹	0,005					0,0050
GP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,0195		0,0245
GEx	kWh kg ⁻¹	0,005				0,0350	0,0400
GExP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,0180	0,0370	0,0600
FM	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0081				0,0131
FP	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0081		0,0200		0,0331
Fex	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0081			0,0345	0,0476
FExP	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0081		0,0195	0,0365	0,0691

Tabelle 8.2

Einsatz von elektrischer Energie bei der Mischfutterherstellung – Mastschweinefutter. Versuch 2

Futter	Einheit	Schroten	Arbeitsvorgang				Summe
			Ham- mer- mühle	Walzen- stuhl	Pellet- presse	Expan- der	
Versuch 2, AM							
GM_kon	kWh kg ⁻¹	0,005		0,00235			0,0074
GM_heim	kWh kg ⁻¹	0,005		0,00285			0,0080
GP_kon	kWh kg ⁻¹	0,005	0,00625		0,0235		0,0348
GP_heim	kWh kg ⁻¹	0,005	0,00575		0,0235		0,0343
Versuch 2, MM							
GM_kon	kWh kg ⁻¹	0,005		0,0023			0,0073
GM_heim	kWh kg ⁻¹	0,005		0,0030			0,0080
GP_kon	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0059		0,023		0,0339
GP_heim	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0050		0,024		0,0340
Versuch 2, EM							
GM_kon	kWh kg ⁻¹	0,005		0,0024			0,0074
GM_heim	kWh kg ⁻¹	0,005		0,0029			0,0079
GP_kon	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0066		0,024		0,0356
GP_heim	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0065		0,023		0,0345

Tabelle 8.3

Einsatz von elektrischer Energie bei der Mischfutterherstellung – Broilerfutter. Versuche 1 und 2

Futter	Einheit	Schroten	Arbeitsvorgang				Summe
			Hammermühle	Walzenstuhl	Pelletpresse	Expander	
Versuch 1							
GM	kWh kg ⁻¹	0,005					0,0050
GP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,019		0,0240
GExP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,012	0,034	0,0050
FM	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0051				0,0101
FP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,013		0,0180
FExP	kWh kg ⁻¹	0,005			0,015	0,030	0,0101
Versuch 2							
GExP _{kon}	kWh kg ⁻¹	0,005		0,0194			0,0069
FP _{kon}	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0058		0,014	0,043	0,0678
GExP _{heim}	kWh kg ⁻¹	0,005					0,0050
FP _{heim}	kWh kg ⁻¹	0,005	0,0048		0,016	0,043	0,0688

2.7 Emissionen aus der Bereitstellung von Energieträgern

2.7.1 Elektrische Energie

Icha (2014) hat für das Umweltbundesamt die CO₂-Äquivalente für die Bereitstellung elektrischer Energie im

bundesdeutschen Energiemix berechnet. Für den Inlandsverbrauch wurde dabei ein Wert von $0,595 \text{ kg kWh}^{-1} \text{ CO}_2\text{-eq}$ ermittelt.

2.7.2 CO_2 -Äquivalente für die Bereitstellung von Dieselkraftstoff

IFEU (2012) gibt für die energetische Vorkette von Dieselkraftstoff eine THG-Emission von $9944 \text{ kg TJ}^{-1} \text{ CO}_2\text{-eq}$ an. Bei einem Heizwert von $42,96 \text{ MJ (kg DF)}^{-1}$ ergibt sich ein Wert von $0,427 \text{ kg (kg Diesel)}^{-1} \text{ CO}_2\text{-eq}$ bzw. von $0,355 \text{ kg (l DF)}^{-1} \text{ CO}_2\text{-eq}$ bei einer Dichte von $0,832 \text{ kg l}^{-1}$.

2.8 Emissionen aus der Verdauung und dem Wirtschaftsdüngermanagement

2.8.1 Rechenmodelle

2.8.1.1 Mastschweine

Aus der Futterzusammensetzung werden die **CH_4 -Emissionen aus der Verdauung** wie in Kirchgeßner et al. (1991) und Kreuzer et al. (1991) berechnet (zur Auswahl und Begründung siehe Dämmgen et al., 2012a).

$$E_{\text{CH}_4, \text{l}} = b \cdot m_{\text{BFS}, \text{l}} \quad (20)$$

mit

$E_{\text{CH}_4, \text{l}}$ CH_4 -Emissionsrate bei Verwendung eines Futters l (in $\text{kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1} \text{ CH}_4$)

b Koeffizient ($b = 0,020 \text{ kg kg}^{-1} \text{ CH}_4$)

$m_{\text{BFS}, \text{l}}$ zur Verfügung stehende biologisch fermentierbare Substanz (BFS) in einem Futter l (in $\text{kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

Die zur Verfügung stehende Menge an bakteriell fermentierbarer Substanz (BFS) wird nach Kirchgeßner et al. (2008, S. 169) mit Gleichung (21) berechnet.

$$m_{\text{BFS}, \text{l}} = m_{\text{OM}, \text{l}} \cdot x_{\text{D}, \text{OM}, \text{l}} - m_{\text{XP}, \text{l}} \cdot x_{\text{D}, \text{XP}, \text{l}} - m_{\text{XF}, \text{l}} \cdot x_{\text{D}, \text{XF}, \text{l}} - (m_{\text{st}, \text{l}} + m_{\text{su}, \text{l}}) \quad (21)$$

mit

$m_{\text{BFS}, \text{l}}$ im Darm zur Verfügung stehende BFS-Menge im Futter l (in $\text{kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

$m_{\text{OM}, \text{l}}$ Input an organischer Masse mit dem Futter l (in $\text{kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

$x_{\text{D}, \text{OM}, \text{l}}$ Verdaulichkeit für organische Substanz im Futter l (in kg kg^{-1})

$m_{\text{XP}, \text{l}}$ Input von Rohprotein mit dem Futter l (in $\text{kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

$x_{\text{D}, \text{XP}, \text{l}}$ Verdaulichkeit von Rohprotein im Futter l (in kg kg^{-1})

$m_{\text{XF}, \text{l}}$ Input von Rohfett mit dem Futter l (in $\text{kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

$x_{\text{D}, \text{XF}, \text{l}}$ Verdaulichkeit von Rohfett im Futter l (in kg kg^{-1})

$m_{\text{st}, \text{l}}$ Input von Stärke mit dem Futter l (in $\text{kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

$m_{\text{su}, \text{l}}$ Input von Zuckerstoffen mit dem Futter l (in $\text{kg Tier}^{-1} \text{ d}^{-1}$)

Die Berechnung der **CH_4 -Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement** setzt die Kenntnis der Ausscheidungen an organischer Masse (OM, volatile solids, VS) voraus.

Das von IPCC (2006c) vorgeschlagene Verfahren ist fehlerhaft. Verwendet wird das in Dämmgen et al. (2011) angegebene Verfahren (Gleichung 22).

$$E_{\text{CH}_4, \text{man}} = VS \cdot B_o \cdot \rho_{\text{CH}_4} \cdot MCF \quad (22)$$

mit

$E_{\text{CH}_4, \text{man}}$ CH_4 -Emission aus dem Wirtschaftsdüngermanagement (in kg Tier^{-1})

VS Ausscheidung an organischer Masse (in $\text{kg Tier}^{-1} \text{ TM}$)

B_o maximale CH_4 -Freisetzung (in $\text{m}^3 \text{ kg}^{-1} \text{ CH}_4$)

ρ_{CH_4} Dichte von Methan ($\rho_{\text{CH}_4} = 0,67 \text{ kg m}^{-3}$)

MCF systemabhängiger Methan-Umwandlungsfaktor (in kg kg^{-1})

Für ein gegebenes System vereinfacht sich die Gleichung zu

$$E_{\text{CH}_4, \text{man}} = VS \cdot f_{\text{CH}_4} \quad (23)$$

mit

f_{CH_4} Emissionsfaktor bezogen auf VS (in kg kg^{-1})

Für das in Kapitel 2.8.2.2 beschriebene Lager beträgt $f_{\text{CH}_4} = 0,051 \text{ kg kg}^{-1}$.

Die Berechnung der **NH_3 -, NO - und N_2O -Emissionen aus dem Wirtschaftsdüngermanagement** setzt die Kenntnis der N- und TAN-Ausscheidungen⁶ voraus. Diese ergeben sich bei Schweinen aus den folgenden Massenbilanzen:

$$m_{\text{excr}, \text{fp}} = m_{\text{feed}, \text{fp}} \cdot x_{\text{N}, \text{feed}, \text{fp}} - \Delta w_{\text{fp}} \cdot x_{\text{N}, \text{ret}, \text{fp}} \quad (24a)$$

$$m_{\text{urine}, \text{fp}} = m_{\text{feed}, \text{fp}} \cdot x_{\text{N}, \text{feed}, \text{fp}} \cdot x_{\text{dig}, \text{N}, \text{fp}} - \Delta w_{\text{fp}} \cdot x_{\text{N}, \text{ret}, \text{fp}} \quad (24b)$$

mit

$m_{\text{excr}, \text{fp}}$ vom Mastschwein ausgeschiedene N-Menge (in kg Tier^{-1})

$m_{\text{feed}, \text{fp}}$ Masse des aufgenommenen Futters (in kg Tier^{-1})

$x_{\text{n}, \text{feed}, \text{fp}}$ N-Gehalt des Mastschweinfutters (in kg kg^{-1})

Δw_{fp} Lebendmassezunahme (in kg Tier^{-1})

$x_{\text{N}, \text{ret}, \text{fp}}$ N-Gehalt im Ganzkörper des Mastschweins (in kg kg^{-1})

$x_{\text{dig}, \text{N}, \text{fp}}$ Verdaulichkeit von N im Mastschweinfutter (in kg kg^{-1})

Als Rechenverfahren wurde für die N-Spezies aus dem Wirtschaftsdüngermanagement das für die Emissionsberichterstattung genutzten Modul PFP_V10 der Modellfamilie GAS-EM genutzt. Die aktuelle Zusammenfassung findet sich in Haenel et al. (2016).

⁶ Die N-Ausscheidungen insgesamt werden für die Berechnung der N_2O -, NO - und N_2 -Emissionen aus Stall und Lager und der N-Einträge in die Böden benötigt, die der TAN- bzw. UAN-Ausscheidungen werden zur Quantifizierung der NH_3 -Emissionen aus Stall, Lager und Ausbringung verwendet. (TAN: total ammoniacal nitrogen; UAN: urea ammoniacal nitrogen)

Die teilweise Umwandlung von VS in Stall und Lager führt zu **CH₄-Emissionen**.⁷ Zu deren Berechnung wurden deutsche und internationale experimentelle Datensätze in Dämmgen et al. (2012b) zusammengestellt und bewertet.

2.8.1.2 Broiler

Die bei der **Verdauung freigesetzten CH₄-Mengen** sind bei Geflügel sehr klein im Vergleich zu denen aus dem Lager.⁸ Es gibt kein anerkanntes Verfahren zur Berechnung dieser Emissionen. Eine Quantifizierung dieser Emissionen entfällt hier.

Die Berechnung der **CH₄-Emissionen aus Stall und Lager** erfolgt mit der gleichen Methode wie bei den Mastschweinen. VS-Ausscheidungen führen in Stall und Lager zu CH₄-Emissionen. Für deren Berechnung existiert kein nationales Verfahren. Das Stufe-2-(Tier 2)-Verfahren aus IPCC (2006c) wird verwendet. Für das in Kapitel 2.8.2.2.2 beschriebene Lager ist $f_{\text{CH}_4} = 0,00362 \text{ kg kg}^{-1}$.

Die Emissionen von **NH₃, NO und N₂O aus dem Wirtschaftsdünger** werden bei Geflügel aus den N- und Harnsäure-N (UAN)-Ausscheidungen berechnet. In den Broilerversuchen werden die N-Ausscheidungen experimentell ermittelt. Die UAN-Anteile (N aus Harnsäure) werden mit Hilfe des Verfahrens nach der Alpha-NH₂-N-Methode (Pahle et al., 1985) bestimmt. Die futterspezifischen relativen Ausscheidungen ergeben sich dann wie folgt:

$$f_{\text{N, excr, br}} = \frac{m_{\text{N, excr, br}}}{m_{\text{feed, br}} \cdot x_{\text{N, feed, br}}} \quad (25a)$$

$$f_{\text{UAN, excr, br}} = \frac{m_{\text{N, excr, br}} \cdot x_{\text{UAN, excr, br}}}{m_{\text{feed, br}} \cdot x_{\text{N, feed, br}}} \quad (25b)$$

$$f_{\text{N-faec, excr, br}} = f_{\text{N, excr, br}} - f_{\text{UAN, excr, br}} \quad (25c)$$

mit

$f_{\text{N, excr, br}}$ Ausscheidungsfaktor für N bei Broilern (in kg kg⁻¹)
 $m_{\text{N, excr, br}}$ Masse des ausgeschiedenen N (in kg Tier⁻¹)
 $m_{\text{feed, br}}$ N-Aufnahme mit dem Futter (in kg Tier⁻¹)
 $x_{\text{N, feed, br}}$ N-Gehalt des Broilerfutters (in kg kg⁻¹)
 $f_{\text{UAN, excr, br}}$ Ausscheidungsfaktor für UAN bei Broilern (in kg kg⁻¹)
 $x_{\text{UAN, excr, br}}$ UAN-Anteil der N-Ausscheidungen (in kg kg⁻¹)
 $f_{\text{N-faec, excr, br}}$ Ausscheidungsfaktor für Kot-N bei Broilern (in kg kg⁻¹)

2.8.2 Daten der Tierhaltung

2.8.2.1 Futtereigenschaften

Die für die Rechnungen benötigten N-Gehalte und Verdaulichkeiten (Schweine) sowie die Faktoren für N und UAN

(Broiler) sind für die unterschiedlichen Futter in den Tabellen 9.1 bis 9.3 zusammengestellt.

Tabelle 9.1

Rohprotein- (XP) Gehalte, Verdaulichkeiten für Stickstoff (N) und Organische Substanz (OM) sowie Gehalt an bakteriell fermentierbarer Substanz (BFS) der in der Schweinemast verwendeten Futter, Versuch 1

Futter	Vermahlung und Konfektionierung	XP-Gehalt kg kg ⁻¹	Verdaulichkeit für N kg kg ⁻¹	Verdaulichkeit für OM kg kg ⁻¹	BFS-Gehalt kg kg ⁻¹
Versuch 1, Anfangsmast					
GM	grobes Mehl	0,1648	0,841	0,854	0,120
GP	grobe Pellets	0,1664	0,794	0,842	0,109
GEx	grob expandiert	0,1650	0,824	0,856	0,105
GExP	grob expandiert und pelletiert	0,1635	0,833	0,859	0,140
FM	feines Mehl	0,1646	0,836	0,858	0,117
FP	feine Pellets	0,1667	0,840	0,869	0,125
FEx	fein expandiert	0,1681	0,836	0,869	0,125
FExP	fein expandiert und pelletiert	0,1618	0,815	0,854	0,106
Versuch 1, Mittelmast					
GM	grobes Mehl	0,1537	0,850	0,849	0,076
GP	grobe Pellets	0,1526	0,841	0,847	0,090
GEx	grob expandiert	0,1547	0,861	0,870	0,102
GExP	grob expandiert und pelletiert	0,1536	0,875	0,864	0,196
FM	feines Mehl	0,1513	0,866	0,865	0,097
FP	feine Pellets	0,1461	0,885	0,880	0,096
FEx	fein expandiert	0,1492	0,892	0,882	0,114
FExP	fein expandiert und pelletiert	0,1532	0,845	0,852	0,086
Versuch 1, Endmast					
GM	grobes Mehl	0,1342	0,8773	0,8574	0,090
GP	grobe Pellets	0,1340	0,8827	0,8537	0,088
GEx	grob expandiert	0,1298	0,8727	0,8520	0,095
GExP	grob expandiert und pelletiert	0,1332	0,8938	0,8753	0,103
FM	feines Mehl	0,1300	0,9080	0,8692	0,106
FP	feine Pellets	0,1318	0,8988	0,8703	0,102
FEx	fein expandiert	0,1332	0,9185	0,8854	0,110
FExP	fein expandiert und pelletiert	0,1344	0,9266	0,8877	0,102

⁷ Im Kohlenstofffluss durch das System werden nur die CH₄-Emissionen - zusammengefasst aus Stall und Lager - betrachtet. Eine Quantifizierung der CO₂-Emissionen entfällt, da die Mengen an CO₂ zuvor durch Photosynthese gebunden wurden. Insgesamt werden die Produktionsprozesse in der Landwirtschaft (vereinfacht) als CO₂-neutral angesehen.

⁸ Wang und Huang (2005) geben für Broiler 1,6 · 10⁻⁵ kg Tier⁻¹ an. Einflüsse der Futterzusammensetzung werden dabei nicht diskutiert.

Tabelle 9.2

Rohprotein- (XP) Gehalte, Verdaulichkeiten für Stickstoff (N) und Organische Substanz (OM) sowie Gehalt an bakteriell fermentierbarer Substanz (BFS) der in der Schweinemast verwendeten Futter, Versuch 2

Futter	Vermahlung und Konfektionierung	XP-Gehalt kg kg ⁻¹	Verdaulichkeit für N kg kg ⁻¹	Verdaulichkeit für OS kg kg ⁻¹	BFS-Gehalt kg kg ⁻¹
Versuch 2, AM					
GM _{kon}	grobes Mehl, konventionell	0,1751	0,733	0,794	0,085
GP _{kon}	grobe Pellets, konventionell	0,1679	0,795	0,860	0,112
GM _{heim}	grobes Mehl, vermehrt heimisch	0,1911	0,777	0,824	0,083
GP _{heim}	grobe Pellets, vermehrt heimisch	0,1733	0,839	0,890	0,073
Versuch 2, MM					
GM _{kon}	grobes Mehl, konventionell	0,1648	0,742	0,817	0,056
GP _{kon}	grobe Pellets, konventionell	0,1607	0,824	0,875	0,090
GM _{heim}	grobes Mehl, vermehrt heimisch	0,1568	0,678	0,791	0,045
GP _{heim}	grobe Pellets, vermehrt heimisch	0,1624	0,814	0,873	0,083
Versuch 2, EM					
GM _{kon}	grobes Mehl, konventionell	0,1583	0,788	0,824	0,081
GP _{kon}	grobe Pellets, konventionell	0,1417	0,819	0,868	0,071
GM _{heim}	grobes Mehl, vermehrt heimisch	0,1538	0,787	0,855	0,084
GP _{heim}	grobe Pellets, vermehrt heimisch	0,1414	0,830	0,890	0,091

Tabelle 9.3

N-Gehalte, N- und UAN-Faktoren und OS-Verdaulichkeiten der in der Broilermast verwendeten Futter, Versuche 1 und 2

Futter	Behandlung	N-Ge- halt	Faktoren		Verdau- lichkeit für OS
		$f_{N, \text{ excr, br}}$ kg kg ⁻¹	$f_{UAN, \text{ excr, br}}$ kg kg ⁻¹	kg kg ⁻¹	
Versuch 1					
GM	grobes Mehl	0,0366	0,381	0,305	0,753
GP	grobe Pellets	0,0380	0,325	0,279	0,759
GExP	grob expandiert und pelletiert	0,0333	0,368	0,275	0,764
FM	feines Mehl	0,0374	0,335	0,281	0,767
FP	feine Pellets	0,0400	0,274	0,225	0,786
FExP	fein expandiert und pelletiert	0,0389	0,318	0,242	0,749
Versuch 2					
GExP _{kon}	konventionell grob pelletiert und expandiert	0,0360	0,340	0,312	0,783
FP _{kon}	konventionell fein pelletiert	0,0353	0,324	0,273	0,764
GExP _{heim}	heimisch grob expandiert und pelletiert	0,0356	0,334	0,277	0,771
FP _{heim}	heimisch fein pelletiert	0,0359	0,306	0,256	0,800

2.8.2.2 Haltungungsverfahren und Wirtschafts-düngermanagement

2.8.2.2.1 Mastschweine

Im Versuch 1 wurden 96 Mastschweine gehalten; im Versuch 2 waren es 100 Tiere. In beiden Versuchen wurden ausschließlich kastrierte männliche Tiere (Börge) eingesetzt.

Die Berechnungen der Emissionen folgen den Regelwerken für Luftverschmutzende Emissionen (EMEP, 2013) und Treibhausgase (IPCC, 2006c). Dabei werden nicht die im Versuch herrschenden (nicht repräsentativen) Bedingungen angesetzt, sondern praxisnahe Verhältnisse, für die die folgenden Annahmen gemacht werden:

Stall: Teilsaltenboden, Flüssigmist
Lager: konventioneller Rundbehälter, Abdeckung mit Folie
Ausbringung: Schleppschlauch auf Ackerland
Einarbeitung: innerhalb von 4 h nach Ausbringung

2.8.2.2.2 Broiler

Im Versuch 1 wurden 624 männliche Masttiere geprüft, im Versuch 2 768 ebenfalls männliche Tiere. Hinzu kommen jeweils 36 Broiler über 28 Tage in Einzelkäfigen für die Bilanzversuche.

Stall: konventioneller Stall, Bodenhaltung mit Einstreu
Lager: abgedeckter Lagerplatz für Kot/Einstreu, Abdeckung mit Folie
Ausbringung: breitverteilt auf Ackerland
Einarbeitung: innerhalb von 4 h nach Ausbringung

2.8.3 Zahlenangaben, Signifikanzniveaus

Die Zahlenangaben in Tabellen und Abbildungen enthalten jeweils drei signifikante Stellen. Die Rechnungen werden jedoch mit vierzehn Stellen durchgeführt. Wegen der besseren Lesbarkeit sind die relativen N-Ausscheidungen in g kg⁻¹ angegeben.

Signifikanzniveaus (t-Test) sind wie folgt definiert: ns: $p \geq 0,005$; *: $0,01 \leq p < 0,05$; **: $0,001 \leq p < 0,01$; ***: $p < 0,001$

3 Ergebnisse

3.1 Relevante Ausscheidungen, Bezugsgrößen

Die Emissionen von CH_4 aus dem Wirtschaftsdüngermanagement sind den ausgeschiedenen VS-Mengen proportional, die der Stickstoff-Spezies den Ausscheidungen von N insgesamt (N_2O , NO , N_2) bzw. von TAN oder UAN (NH_3). Indirekt sind auch die Emissionen aus der Pflanzenproduktion mehr oder minder proportional den Ausscheidungen. Unterschiede zwischen den einzelnen untersuchten Varianten sind weitgehend über die Mengen der Ausscheidungen erklärbar.

Eigentliche Bezugsgröße aller Betrachtungen sind die Mengen der verkäuflichen Produkte und der mit ihnen erzeugte wirtschaftliche Erlös. Diese Arbeit behandelt lediglich die Stoff- und Energieströme und beschränkt sich auf die verkäuflichen Produktmengen; als Maß dient die erzielte Lebendmassezunahme (Δw) in kg Tier^{-1} bei Schweinen bzw. kg Gruppe^{-1} bei Broilern. Die auf Δw bezogenen Emissionen werden im Folgenden als relative Emissionen bezeichnet.

3.1.1 Mastschweine

Die Lebendmassezunahmen und die relevanten Ausscheidungen der Mastschweine sind in Tabelle 10 zusammengefasst. Die zu beobachtenden Unterschiede der Lebendmassezunahmen werden in Liermann et al. (2015a) näher beschrieben. Auf die ausführliche Darstellung der Werte der Verdaulichkeit der Rohnährstoffe (vgl. Tabellen 9.1 bis 9.3) wird aus Übersichtgründen hier verzichtet. Die Verdaulichkeiten fast aller Rohnährstoffe steigen bei fein vermahlenem Futter gegenüber grobem Futter an. Mit zunehmender

Intensität der hydrothermischen Behandlung ist ebenfalls ein Anstieg zu beobachten. Die dabei festgestellten Differenzen sind altersabhängig, d. h., die jüngeren Tiere reagieren stärker als die am Ende der Mastperiode.

Durchgängig erkennbar sind die mit heimischen Futtermitteln erzielten höheren Zuwächse in Versuch 2, die höhere absolute und teilweise auch relative Ausscheidungen zur Folge haben, wobei N- und VS-Ausscheidungen sich durchaus voneinander unterscheiden (Tabelle 11).

Tabelle 11

N- und VS-Ausscheidungen im Schweinemastversuch 2, Signifikanz der Unterschiede
unten und links: N-Ausscheidungen;
oben und rechts: VS-Ausscheidungen

	GM _{kon}	GP _{kon}	GM _{heim}	GP _{heim}
GM _{kon}		ns	**	*
GP _{kon}	***		***	***
GM _{heim}	*	***		ns
GP _{heim}	**	**	***	

3.1.2 Broiler

In Tabelle 12 sind die Lebendmassezunahmen und relevanten Ausscheidungen der Broiler zusammengefasst. Zuwächse und absolute Ausscheidungen variieren deutlich mehr als die entsprechenden Daten aus den Mastschweineversuchen. Hierauf wird in Liermann et al. (2015b) näher eingegangen. Erkennbar sind die großen Unterschiede der LM-Zunahmen zwischen gemahlenem und pelletiertem Futter ($p < 0,001$). Dies setzt sich bei den Ausscheidungen fort.

Tabelle 10

Lebendmasse- (LM-) zunahmen sowie absolute und relative Ausscheidungen von Mastschweinen (Werte in Klammern Standardabweichungen)

Typ	LM-Zunahme kg Tier ⁻¹	VS-Ausscheidung		N-Ausscheidung		TAN-Ausscheidung	
		absolut kg Tier ⁻¹	relativ kg kg ⁻¹	absolut kg Tier ⁻¹	relativ g kg ⁻¹	absolut kg Tier ⁻¹	relativ g kg ⁻¹
GM	86,0 (5,3)	160 (11)	1,86	3,14 (0,25)	36,6	2,34 (0,20)	27,2
GP	83,8 (3,5)	145 (14)	1,73	2,78 (0,42)	33,2	2,09 (0,36)	25,0
GEx	78,9 (6,8)	147 (18)	1,86	2,77 (0,42)	35,0	2,01 (0,33)	25,4
GExP	83,1 (8,0)	151 (19)	1,82	2,84 (0,44)	34,1	2,17 (0,35)	26,0
FM	82,4 (7,4)	146 (19)	1,77	2,77 (0,32)	33,6	2,16 (0,26)	26,3
FP	87,5 (6,9)	148 (14)	1,69	2,74 (0,35)	31,3	2,10 (0,29)	23,9
Fex	80,0 (5,1)	141 (12)	1,76	2,54 (0,33)	31,7	2,02 (0,29)	25,2
FExP	86,8 (5,3)	155 (17)	1,79	2,87 (0,44)	33,1	2,32 (0,39)	26,7
GM _{kon}	74,1 (4,9)	137 (14)	1,85	3,41 (0,44)	46,1	2,09 (0,32)	28,2
GP _{kon}	75,6 (6,5)	132 (12)	1,75	2,92 (0,34)	38,7	2,01 (0,26)	26,7
GM _{heim}	76,7 (5,5)	145 (13)	1,89	3,61 (0,41)	47,1	2,15 (0,29)	28,0
GP _{heim}	79,4 (5,4)	143 (13)	1,80	3,17 (0,30)	40,0	2,26 (0,25)	28,6

Tabelle 12

Lebendmasse- (LM-) zunahmen sowie absolute und relative Ausscheidungen von Broilern (Werte in Klammern Standardabweichungen)

Typ	LM-Zunahme kg Gruppe ⁻¹	VS-Ausscheidung		N-Ausscheidung		UAN-Ausscheidung	
		absolut kg Gruppe ⁻¹	relativ kg kg ⁻¹	absolut kg Gruppe ⁻¹	relativ g kg ⁻¹	absolut kg Gruppe ⁻¹	relativ g kg ⁻¹
GM	13,5 (0,38)	4,54 (0,37)	0,336	0,266 (0,020)	19,7	0,213 (0,016)	15,8
GP	22,7 (0,27)	6,65 (0,94)	0,293	0,356 (0,013)	15,7	0,305 (0,010)	13,5
GExP	20,4 (0,24)	5,87 (0,80)	0,288	0,316 (0,018)	15,5	0,236 (0,015)	11,6
FM	14,3 (0,31)	4,49 (0,51)	0,315	0,248 (0,010)	17,4	0,208 (0,008)	14,6
FP	24,6 (0,19)	6,05 (0,77)	0,246	0,323 (0,013)	13,1	0,265 (0,011)	10,8
FExP	18,9 (0,25)	5,78 (0,64)	0,306	0,297 (0,018)	15,7	0,760 (0,015)	11,9
GExP _{kon}	13,2 (0,26)	3,63 (0,29)	0,274	0,228 (0,015)	17,2	0,209 (0,014)	15,8
FP _{kon}	19,1 (0,32)	5,67 (0,62)	0,298	0,316 (0,025)	16,6	0,266 (0,023)	14,0
GExP _{heim}	16,4 (0,29)	4,57 (0,41)	0,279	0,270 (0,010)	16,5	0,224 (0,009)	13,7
FP _{heim}	15,5 (0,31)	3,26 (0,31)	0,210	0,241 (0,017)	15,6	0,202 (0,016)	13,0

Tabelle 13

Auflgliederung der Emissionen aus der Mastschweineproduktion am Beispiel GM_{kon}, Gruppe 1

Emission von	NH ₃	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	THG	Summe THG
Einheit	kg Tier ⁻¹	kg Tier ⁻¹	kg Tier ⁻¹	kg Tier ⁻¹	kg Tier ⁻¹ CO ₂ -eq	kg Tier ⁻¹ CO ₂ -eq
Verdauung			0,39	1,05		10,8
Wirtschaftsdüngermanagement						
Stall	0,786					
Lager	0,041					
Ausbringung	0,108					
Management insgesamt	0,935	0,000	7,64			190,9
Pflanzenbau						
Kalk- und KAS-Anwendung	0,083	0,049		12,48		27,1
verrottende Pflanzenreste		0,081				24,0
Diesel im Pflanzenbau		0,002	0,00	6,06		6,8
Mischfutterbereitung/Mühle					0,92	0,9
Stall						
Stallklima und -beleuchtung					8,92	8,9
Futtertransport im Stall					0,15	0,1
Düngemittelherstellung						
KAS und Phosphat	0,246				3,21	3,2
Kalk insgesamt					1,11	1,1
Zuckerfabrik				0,41		0,4
Bereitstellung Diesel					0,82	0,8
Bereitstellung Erdgas					0,87	0,9
Bereitstellung Wasser					0,20	0,2
indirekte Emissionen		0,015				4,5
Summen	1,26	0,147	8,03	20,0	16,2	281

3.2 Emissionen

Zusammengefasst sind die Emissionen der Mineraldünger-, Dünge- und Futterkalkherstellung, die Emissionen aus dem Futterbau (THG nach der Anwendung von Wirtschafts- und Mineraldüngern, NH₃ aus Anwendung der Mineraldünger),

die bei der Mischfutterbereitung anfallenden THG-Emissionen (Mühle), die dem Stall zuzurechnenden Emissionen bei der Bereitstellung elektrischer Energie, die der Tierproduktion im engeren Sinn zuzurechnenden Emissionen aus der Verdauung (CH₄) sowie die Emissionen von CH₄, NH₃ und N₂O

aus dem Stall, dem Lager und die NH_3 -Emissionen bei der Ausbringung der Wirtschaftsdünger.

Konventionsgemäß (EMEP, 2013; IPCC, 2006c) werden die Emissionen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern dem Wirtschaftsdüngermanagement zugeordnet, die bei Anwendung von Mineraldüngern jedoch dem Pflanzenbau. Diese Zuordnung wird in den Abbildungen beibehalten.

Werden für Prozesse Emissionen nicht für die einzelnen THG angegeben, sondern lediglich die bereits in CO_2 -Äquivalente umgerechneten Summen, so werden sie als „unaufgeschlüsselte THG-Emissionen“ bezeichnet.

Bezugsgrößen sind zunächst die Tiere (Mastschweine) bzw. die Tiergruppen (Broiler), deren Futter und Ausscheidungen Eingangsgrößen in die Emissionsberechnungen sind. Dabei betrug die Mastdauer bei den Schweinemastversuchen 63 (Versuch 1) bzw. 73 (Versuch 2) Tage und bei den Broilermastversuchen jeweils 35 Tage. Im Hinblick auf das Produkt „Fleisch“ werden produktbezogene „relative“ Emissionen berechnet, die als Maß hierfür die während der Mast erzielten Lebendmassezunahmen nutzen.

3.2.1 Emissionen aus Schweinemast und vorge-lagertem Bereich

Die Auswertung erfolgt nur für die Mittelwerte der Gruppen, da die Streuungen der Ergebnisse in der Gruppe – beginnend mit Futteraufnahme und Lebendmassezunahme – erheblich sind (Tabelle 10). Eine vollständige Auflistung der Emissionen für das Futter GM_{kon} findet sich in Tabelle 13. Die Abbildungen 5 bis 9 veranschaulichen die THG- und NH_3 -Emissionen aus den beiden Mastschweineversuchen.

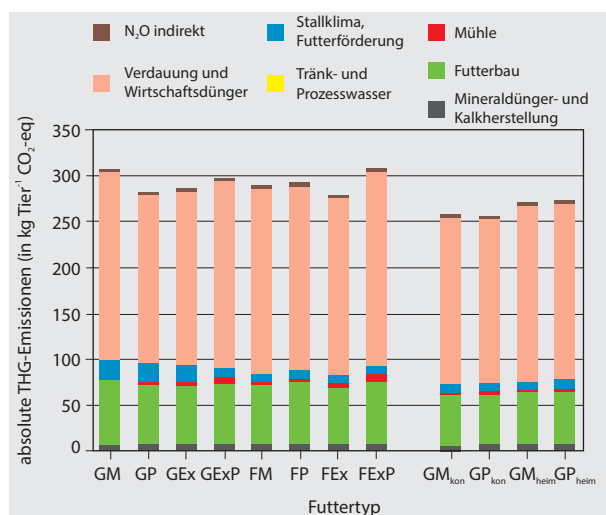


Abbildung 5

Absolute THG-Emissionen in der Schweinemast, geordnet nach Entstehungsorten, Mittelwerte der Gruppen eines Futtertyps

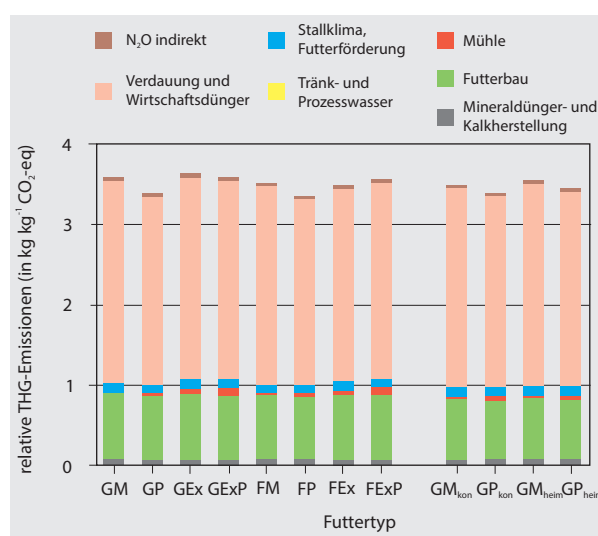


Abbildung 6

Auf die Lebendmassezunahme (in kg Tier^{-1}) bezogene (relative) THG-Emissionen in der Schweinemast, geordnet nach Entstehungsorten, Mittelwerte der Gruppen eines Futtertyps

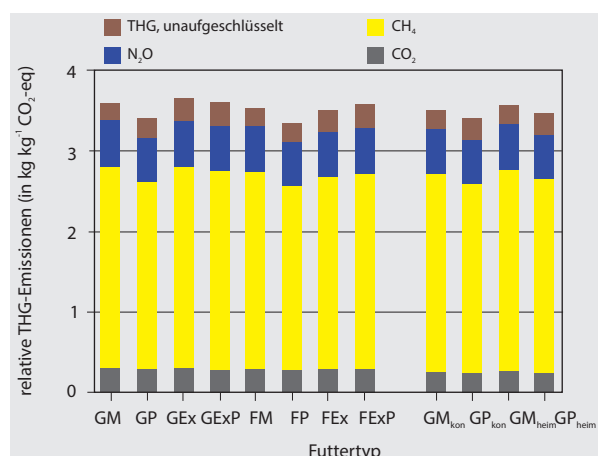


Abbildung 7

Relative THG-Emissionen in der Schweinemast, geordnet nach Gasen, Mittelwerte der Gruppen eines Futtertyps

Es wird deutlich, dass die **THG-Emissionen in der Schweinemast** von den Emissionen aus Verdauung und Wirtschaftsdüngermanagement bestimmt sind und dass hierbei CH_4 die weitaus größte Bedeutung hat. Der Anteil der Emissionen aus der Verdauung ist hierbei recht gering (etwa 5 %). Die Emissionen wurden hier so berechnet, als wären die Schweine im praxisüblichen Stall mit Spaltenboden und Flüssigmist. Unter den so herrschenden anaeroben Bedingungen entsteht vergleichsweise viel CH_4 und sehr wenig N_2O . Der Futterbau ist mit etwa einem Viertel an den Gesamtemissionen beteiligt, vornehmlich über seine N_2O -Emissionen. Die THG-Emissionen aus der Mineraldünger- und Kalkherstellung sowie der Mühle fallen kaum ins Gewicht. Ähnliches gilt für den Bedarf an elektrischer Energie für Stallklima und Futterförderung und die mit ihnen verbundenen Emissionen.

Aus dem Vergleich der Abbildungen 6 und 7 lässt sich schließen, dass der Haupteinfluss auf die absoluten Emissionen in den unterschiedlichen Futteraufnahmen zu suchen ist. Abbildung 8 macht jedoch deutlich, dass auch andere Einflussgrößen erhebliche Bedeutung haben. Die im Mittel höheren Zunahmen während der Mast (in kg Tier⁻¹) in Versuch 1 führen zu höheren Emissionen über die dadurch erhöhte Futteraufnahme.

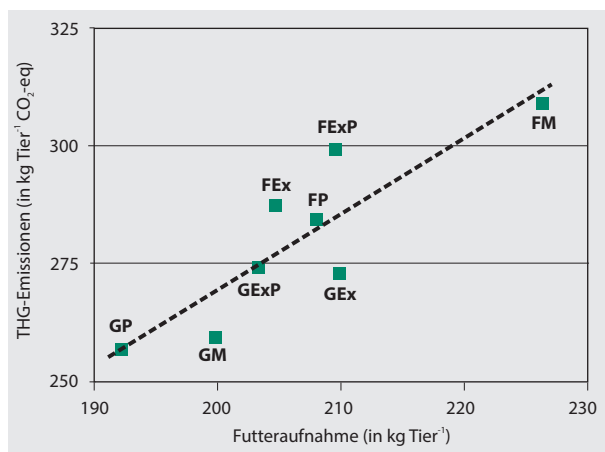


Abbildung 8

Zum Zusammenhang zwischen THG-Emissionen und Futteraufnahme (Bestimmtheitsmaß R^2 der Regressionsgeraden 0,75)

Abbildung 8 deutet darauf hin, dass das grob vermahlene Futter im Mittel weniger aufgenommen wird als das fein vermahlene und weniger THG-Emissionen hervorruft. Weitere Aussagen sind jedoch kaum möglich, da die meisten Unterschiede nicht signifikant sind (Tabelle 14).

Tabelle 14

Absolute NH_3 - und THG-Emissionen im Schweinemastversuch 1, Signifikanz der Unterschiede unten und links: NH_3 -Emissionen; oben und rechts: THG-Emissionen

	GM	GP	GEx	GExP	FM	FP	FEx	FExP
GM		**	ns	ns	*	*	**	ns
GP	**		ns	ns	ns	ns	ns	*
GEx	*	ns		ns	ns	ns	ns	ns
GExP	*	ns	ns		ns	ns	ns	ns
FM	**	ns	ns	ns		ns	ns	ns
FP	**	ns	ns	ns	ns		ns	ns
FEx	***	ns	ns	ns	*	ns		*
FExP	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	

Der vermehrte Einsatz heimischer Futtermittel hat zwar einen Einfluss auf die absoluten THG-Emissionen, aber nahezu keinen auf die produktbezogenen. Auch hier ist die

größere Futteraufnahme mit der Folge einer erhöhten LM-Zunahme als Ursache zu vermuten.

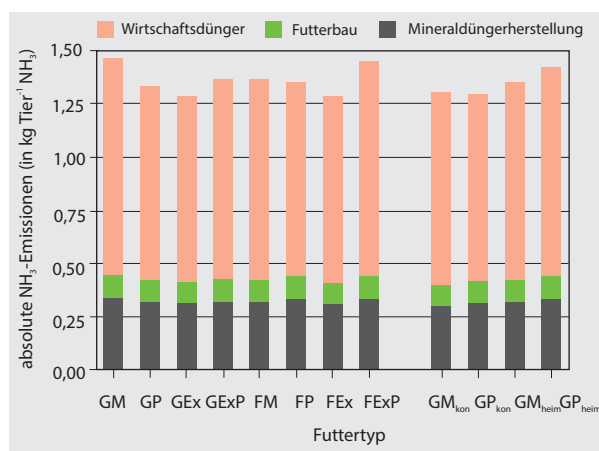


Abbildung 9

Absolute NH_3 -Emissionen in der Schweinemast, geordnet nach Entstehungsorten, Mittelwerte der Gruppen eines Futtertyps

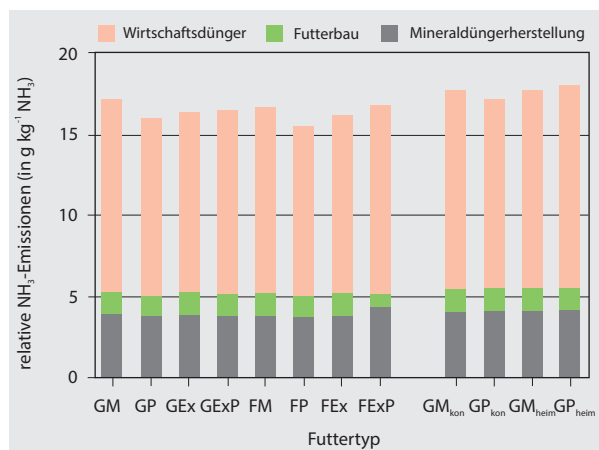


Abbildung 10

Auf die Lebendmassezunahme (in kg Tier⁻¹) bezogene (relative) NH_3 -Emissionen in der Schweinemast, geordnet nach Entstehungsorten, Mittelwerte der Gruppen eines Futtertyps

Die **NH_3 -Emissionen** entstehen zum größten Teil beim Wirtschaftsdüngermanagement. Hiervon entfallen jeweils etwa 84 % auf den Stall einschließlich Güllekeller, 5 % auf das hier gut abgedeckte Lager und 11 % auf die Ausbringung. Die Emissionen von NH_3 bzw. von $\text{NH}_4\text{-N}$ (im Staub) bei der Produktion der Mineraldünger sind hier im Gegensatz zu den entsprechenden THG-Emissionen erheblich.

Die absoluten und auf die Gewichtszunahme bezogenen NH_3 -Emissionen machen den Einfluss der Pelletierung (GP, FP) (nur Versuch 1) und der Extrudierung (GEx, FEx) deutlich (Abbildungen 9 und 10). Ein Kombinationseffekt (GExP, FExP) ist nicht zu beobachten. Der Ersatz einer Leguminose mit symbiontischer N-Fixierung ($\text{GM}_{\text{konv.}}$, $\text{GP}_{\text{konv.}}$) durch eine

Kruzifere (GM_{Heim} , GP_{Heim}) hat prinzipiell einen erhöhten Mineraldüngereinsatz zur Folge. Dies hat jedoch kaum einen Effekt auf die NH_3 -Emissionen.

In den meisten Fällen sind die Unterschiede zwischen den NH_3 -Emissionen bei unterschiedlichen Futtertypen nicht signifikant (Tabelle 14).

3.2.2 Emissionen aus Broilermast und vorgelagertem Bereich

In den Abbildungen 11 bis 15 sind die Emissionen der Broilermast dargestellt. In Tabelle 15 ist beispielhaft ein vollständiger Datensatz (Futter GM) wiedergegeben.

Man erkennt bei den **Treibhausgasen** (Abbildungen 11 bis 13), dass absolute und gewichtsbezogene Emissionen teilweise ein gegenläufiges Bild geben. Dominierende Quellen sind Futterpflanzenbau und Stallklima. Der Beitrag der Mineraldünger- und Kalkherstellung ist insgesamt gering. Er setzt sich zusammen aus CO_2 - und N_2O -Emissionen sowie nicht aufgeschlüsselten THG für die Bereitstellung von elektrischer Energie. Das einzige Treibhausgas im Bereich des Pflanzenbaus ist N_2O .

Die Bereitstellung von Tränk- und Prozesswasser erfordert den Einsatz elektrischer Energie zum Pumpen.

Insgesamt ist dieser Beitrag so gering, dass er in den Abbildungen nicht zu erkennen ist.

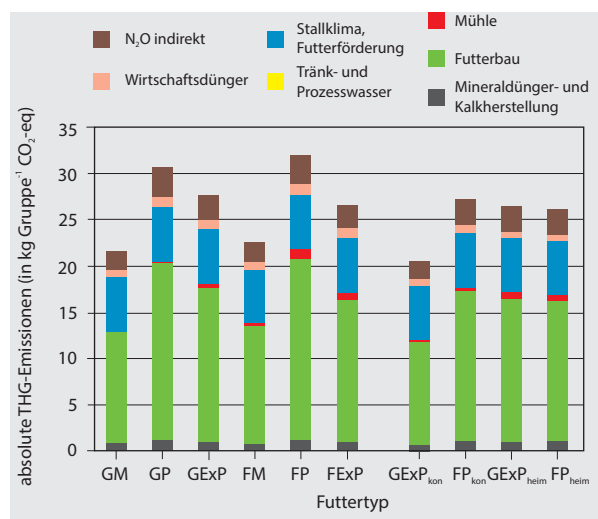


Abbildung 11

Absolute THG-Emissionen in der Broilermast, geordnet nach Entstehungsorten, Mittelwerte der Gruppen eines Futtertyps

Tabelle 15

Aufgliederung der Emissionen aus der Boilerproduktion am Beispiel, Futtertyp GM

Emission von Einheit	NH_3 kg Gruppe ⁻¹	N_2O kg Gruppe ⁻¹	CH_4 kg Gruppe ⁻¹	CO_2 kg Gruppe ⁻¹	THG kg Gruppe ⁻¹ CO ₂ -eq	Summe THG kg Gruppe ⁻¹ CO ₂ -eq
Verdauung			0,00	0,26		0,3
Wirtschaftsdüngermanagement						
Stall	0,029					
Lager	0,040					
Ausbringung	0,035					
Management insgesamt	0,104	0,00	0,02			0,5
Pflanzenbau						
Kalk- und KAS-Anwendung	0,015	0,009		2,84		5,4
verrottende Pflanzenreste		0,019				5,8
Diesel im Pflanzenbau		0,000	0,000	0,89		1,0
Mischfutterbereitung/Mühle					0,06	0,1
Stall						
Stallklima und -beleuchtung					5,70	5,7
Futtertransport im Stall					0,10	0,1
Düngemittelherstellung						
KAS und Phosphat	0,034				0,43	0,4
Kalk insgesamt					0,23	0,2
Zuckerfabrik						
Bereitstellung Diesel				0,02	0,01	0,0
Bereitstellung Erdgas					0,00	0,0
Bereitstellung Wasser					0,01	0,0
indirekte Emissionen		0,007				2,1
Summen	0,152	0,036	0,016	4,00	6,54	21,7

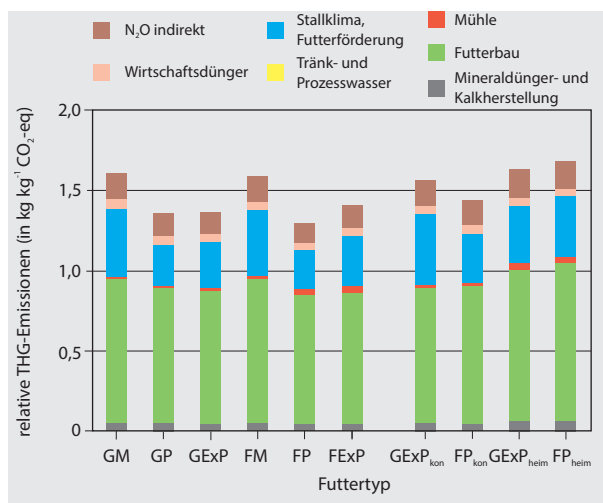


Abbildung 12

Auf die Lebendmassezunahme (in kg Gruppe⁻¹) bezogene (relative) THG-Emissionen in der Broilermast, geordnet nach Entstehungsorten, Mittelwerte der Gruppen eines Futtermittels

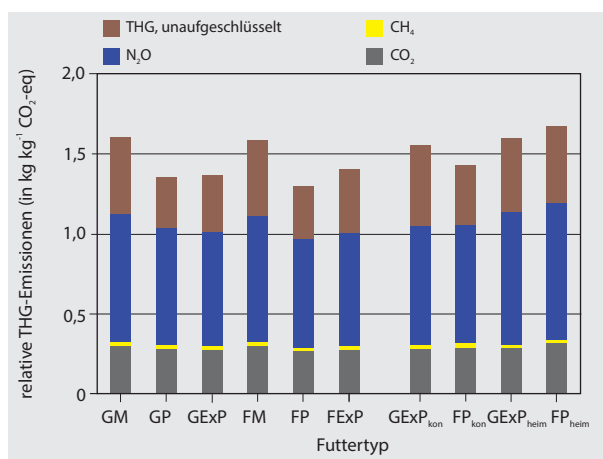


Abbildung 13

Auf die Lebendmassezunahme (in kg Gruppe⁻¹) bezogene (relative) THG-Emissionen in der Broilermast, geordnet nach Gasen, Mittelwerte der Gruppen eines Futtermittels

Der (elektrische) Energiebedarf der Mischfutterherstellung (Mühle) ist insgesamt gering; der Mehraufwand für Feinvermahlen, Pelletieren und Expandieren ist erkennbar.

Die Aufrechterhaltung des Stallklimas und die Futterförderung benötigen elektrische Energie, für deren Bereitstellung nur die THG-Emissionen insgesamt verfügbar sind. Der Anteil der Futterförderung ist vernachlässigbar (etwa 0,3 % des Gesamtbedarfs).

Gering ist der Beitrag des Wirtschaftsdüngermanagements. Die Lagerung von Trockenkot schafft aerobe Verhältnisse, unter denen nur wenig CH₄ entsteht.

Die N-Einträge in die Böden aus Mineral- und Wirtschaftsdüngern werden teilweise ausgewaschen. Sie führen ebenso wie die mit der Deposition eingetragenen N-Mengen zu indirekten N₂O-Emissionen.

Die Tabellen 16 und 17 zeigen, dass die Unterschiede der auf die Zunahme bezogenen Emissionen zumeist sehr signifikant bis hoch signifikant sind. Aus Sicht der Emissionsvermeidung bei den THG lohnt sich lediglich der Aufwand des Pelletierens. Er führt zu einer deutlich erhöhten Futteraufnahme. Der Einsatz vorwiegend heimisch erzeugter Futtermittel ist nicht vorteilhaft.

Die **NH₃-Emissionen** zeigen ein zum Teil von den THG abweichendes Bild (Abbildungen 14 und 15).

Tabelle 16

Relative NH₃- und THG-Emissionen im Broilermastversuch 1, Signifikanz der Unterschiede unten und links: NH₃-Emissionen; oben und rechts: THG-Emissionen

	GM	GP	GExP	FM	FP	FExP
GM		***	***	ns	***	***
GP	***		ns	***	***	ns
GExP	***	***		***	***	*
FM	*	**	***		***	***
FP	***	ns	**	***		***
FExP	***	ns	**	**	ns	

Tabelle 17

Relative NH₃- und THG-Emissionen im Broilermastversuch 2, Signifikanz der Unterschiede unten und links: NH₃-Emissionen; oben und rechts: THG-Emissionen

	GExPkon	FPkon	GExPheim	FPheim
GExPkon		***	ns	***
FPkon	ns		***	***
GExPheim	ns	ns		**
FPheim	***	***	*	

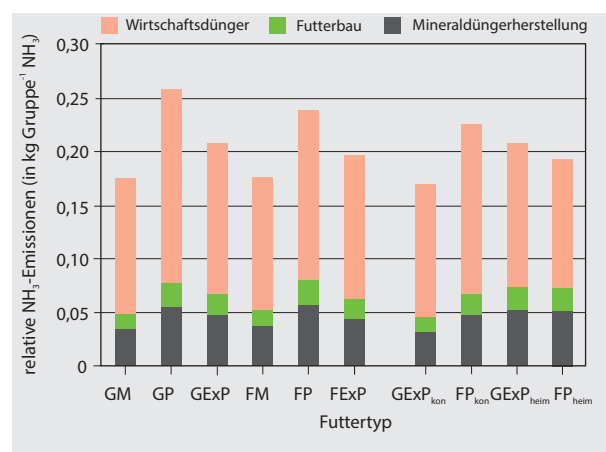


Abbildung 14

Absolute NH₃-Emissionen in der Broilermast, geordnet nach Entstehungsorten, Mittelwerte der Gruppen eines Futtermittels

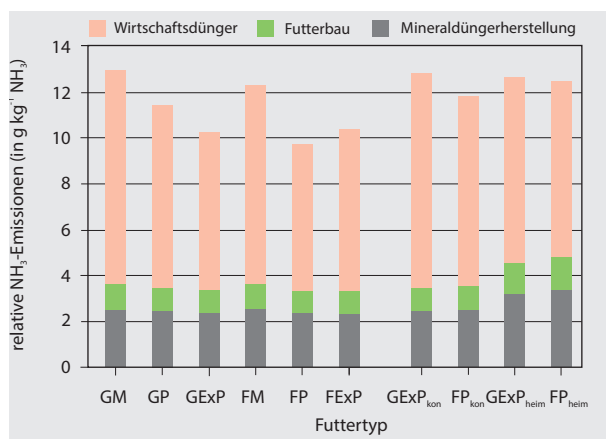


Abbildung 15

Auf die Lebendmassezunahme (in kg Gruppe⁻¹) bezogene (relative) NH₃-Emissionen in der Broilermast, geordnet nach Entstehungsorten, Mittelwerte der Gruppen eines Futtertyps

Die absoluten NH₃-Emissionen sind ebenfalls von der Menge des aufgenommenen Futters beeinflusst. Pelletiertes Futter wird deutlich mehr gefressen als das grob vermahlene Futter gleicher Zusammensetzung, was zu erheblichen Steigerungen der Lebendmassezunahmen führt (Tabelle 12).

Dominierender Entstehungsort für NH₃-Emissionen ist der Wirtschaftsdünger in Stall und Lager sowie bei und nach der Ausbringung. Vergleichsweise gering sind die NH₃-Emissionen aus dem Futterbau. Merklich höher als bei den THG ist der Anteil der NH₃-Emissionen aus der Mineraldüngerherstellung.

Expandieren und Feinvermahlen senken die relativen NH₃-Emissionen (zur Signifikanz siehe Tabellen 16 und 17). Der Einsatz vermehrt heimischer Futtermittel ist ohne wesentlichen Einfluss auf das Gesamtemissionsgeschehen. Der Effekt des Einsatzes von heimischen Eiweißträgern (teilweiser Ersatz von Soja durch Raps) führt zu vermehrtem Mineraldüngereinsatz. Dies hat leicht erhöhte NH₃-Emissionen aus Futterbau und Mineraldüngerherstellung zur Folge.

3.3 Kurze Erläuterung der Unterschiede der Emissionsmuster bei Schweine- und Broilermast

Die Emissionsmuster bei Mastschweinen und Broilern unterscheiden sich erheblich (Tabellen A2 und A3). Wesentliche Unterschiede sind die Verfügbarkeit von Sauerstoff und Wasser bei der Lagerung der Exkremente. Der Festmist der Broiler ist trocken und im Stall gut belüftet. Die reduzierenden Verhältnisse bei der Lagerung der Schweinegülle begünstigen die CH₄-Bildung aus VS, wohingegen bei guter O₂-Verfügbarkeit (Broiler) fast nur CO₂ entsteht. Schweine scheiden die größere Menge an N mit dem Harn in Form von Harnstoff aus, der sehr schnell in Gegenwart von Urease zu NH₄/NH₃ abgebaut wird. In den vergleichsweise trockenen Ausscheidungen der Broiler kann diese Umsetzung nur langsam stattfinden. Hier bindet zusätzlich die Einstreu die Feuchtigkeit und nimmt NH₄ auf. Die Konfektionierung der Futter hat hierauf keinen Einfluss.

4 Diskussion

4.1 Unsicherheiten

Die Berechnung der Emissionen geschieht im Wesentlichen mit den Methoden der Emissionsberichterstattung. Für diese Methoden liegen insgesamt (d. h. einschließlich der hier nicht erforderlichen Berechnung der Futteraufnahme) Schätzungen der Unsicherheiten vor. Sie belaufen sich auf etwa 37 % für die THG (95%-Konfidenzintervalle, wesentlich bedingt durch die Unsicherheit der N₂O-Emissionen) und etwa 17 % für NH₃ (Haenel et al., 2016).

Es ist davon auszugehen, dass die absoluten Unsicherheiten der Unterschiede, die sich bei den Berechnungen der Szenarien ergeben, geringer sind, Trends werden auch dann zutreffend abgebildet, wenn die absoluten Beträge von der Wirklichkeit abweichen, da alle Szenarien mit dem gleichen Verfahren berechnet werden. Für die Bewertung der Unsicherheiten dieser Arbeit sind deshalb die sog. „Unsicherheiten der Trends“, die für das nationale Emissionsinventar ebenfalls berechnet werden, von Bedeutung. Sie liegen für NH₃ bei nur etwa 4 %, für THG bei 12 %.

4.2 Repräsentativität

Die Versuche selbst spiegeln Praxisbedingungen nicht wider. Übertragbar erscheinen die relativen Unterschiede der Futteraufnahme und der LM-Zuwächse.

Zur Berechnung der Emissionen wurden praxisnahe Verhältnisse gewählt. Die Düngermengen wurden nach DüV (LWK-Nds, 2013) berechnet. Ein Zuschlag erfolgte nicht. Es ist jedoch gängige Praxis, N-Dünger im Überschuss zu geben und die erlaubten 60 kg ha⁻¹ a⁻¹ N auszuschöpfen.

Als Dünger wurde KAS gewählt, weil sich hierauf alle Angaben zum Pflanzenbau in KTBL (2014) beziehen. Im deutschen Düngermix werden erhebliche Mengen an Harnstoff in fester Form und als Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung mit deutlich höheren Emissionsfaktoren eingesetzt.

Die Rechnungen berücksichtigen weder Abluftreinigungsanlagen noch Biogasanlagen.

Eine Übertragung der absoluten Ergebnisse auf die Wirklichkeit der Fleischerzeugung mit Mastschweinen und Broilern ist nur bedingt möglich, da weder Verluste noch die Veränderungen der Zahl der Durchgänge bei schneller wachsenden Tieren berücksichtigt wurden. Nimmt man bei **Schweinen** 1,25 % Verluste in der Endmast (Wolf und Kamphues, 2007) und eine mittlere Lebendmasse bei Verenden von 90 kg Tier⁻¹ an, so haben diese Tiere etwa 68 % der Gesamtfuttermenge eines planmäßig geschlachteten Tieres aufgenommen. Als Folge erhöhen sich die Emissionen aus der Mast je kg Produkt um etwa 1 %. Eine umfassendere Rechnung müsste auch den Futteraufwand vor der Mast berücksichtigen.

Als Verluste bei **Broilern** bei der Mast werden 3,5 % kurz vor Mastende angenommen. Damme (2015) gibt 5 bis 7 % für Mast, Transport und Verwurf an. Dann haben die Tiere 90 % des Futters der geschlachteten Tiere aufgenommen. Hier erhöhen sich bei Berücksichtigung der Verluste die Emissionen je Einheit des Produkts um 3 %.

4.3 Mögliche Bedeutung einer optimierten Konfektionierung von Schweine- und Broilerfutter für das Emissionsgeschehen in Deutschland

Die für Emissionsminderungen maßgeblichen Bezugsgrößen sind die Emissionen je Platz und Jahr. Ein rascheres Wachstum führt zu einer kürzeren Mastdauer und damit zu einer Erhöhung der Zahl der Durchgänge pro Jahr. In den hier beschriebenen Versuchen blieb die Mastdauer jeweils gleich. Aus den Zunahmen lässt sich aber auf die Dauer der Durchgänge schließen.

Insbesondere bei Broilern führt pelletiertes im Vergleich zu nur vermahlenem Futter zu einer Steigerung der Wachstumsrate um 60 bis 70 %. Dem steht eine gleichzeitige Verringerung der CH_4 - und THG-Emissionen insgesamt von etwa 12 % gegenüber. Das bedeutet, dass die Emissionen bei der üblichen Nutzung der Stallanlagen und der Infrastruktur eine Steigerung von etwa 7,5 Durchgängen pro Jahr auf 12 Durchgänge zu erheblichen Emissionssteigerungen führen. Bei CH_4 -Emissionen von etwa $1,9 \text{ Gg a}^{-1} \text{ CH}_4$ aus der Broilerproduktion, d. h. einem Anteil von weniger als 0,2 % der CH_4 -Emissionen aus der Landwirtschaft, wäre aber eine solche Erhöhung insgesamt kaum merklich. Angesichts der nationalen Treibhausgasemissionen, die vor allem aus nicht-landwirtschaftlichen Quellen herrühren, wäre sie bedeutungslos. Von größerer nationaler Bedeutung wäre eine Steigerung der NH_3 -Emissionen, die derzeit etwa 4 % der landwirtschaftlichen Gesamt- NH_3 -Emissionen ausmachen.

Der entsprechende Effekt bei Mastschweinen ist vergleichsweise gering. Aber auch hier ist der Anteil des aus der Mastschweinehaltung an den landwirtschaftlichen CH_4 -Emissionen mit etwa 4 % eher so gering, dass eine veränderte Konfektionierung wahrscheinlich nicht ins Gewicht fällt. Das gilt sinngemäß auch für NH_3 , obwohl die Mastschweinproduktion hier einen Anteil von etwa 15 % der Gesamtemissionen der Landwirtschaft aufweist. Im Gegensatz zu den Broilern muss hier jedoch auch die Nachzucht (Sauen, Ferkel, Aufzuchtferkel) in die Überlegungen einbezogen werden. Hier sind hoch wirksame Verfahren zur Abluftreinigung für NH_3 und zur Vergärung von Gülle Stand der Technik.

Anhänge

Anhang 1

Koppel- und Nebenprodukte

Bei Koppel- und Nebenprodukten werden die Emissionen anteilig auf die im Produktionsprozess zu berücksichtigenden verkäuflichen Produkte aufgeteilt (siehe Gleichung (4)). Die GE-Gehalte sind Beyer et al. (2004) entnommen.

Weizenkleie ist ein Koppelprodukt der **Weizenmehl**-gewinnung. Für Brotmehle wird eine Ausmahlung von etwa 75 % angenommen. Der Rest ist Kleie. Das Weizenkorn besteht zu etwa 80 % aus dem Mehlkörper. Wenn man mit 74 % Ausmahlung rechnet, bleiben $0,26 \text{ kg kg}^{-1}$ Kleie. Für 1,0 Mg Kleie müssen also 3,85 Mg Weizen geerntet werden. Bei einem TM-Gehalt der Körner von 13 % und einem Ertragsniveau von $7,6 \text{ Mg ha}^{-1}$ ergibt sich eine Anbaufläche von $0,58 \text{ ha Mg}^{-1}$.

Bei den Emissionen werden jeweils $0,269 \text{ ha ha}^{-1}$ der Kleie zugeschlagen, der Rest, $0,731 \text{ ha ha}^{-1}$, dem Mehl.

Malzkeime sind ein Nebenprodukt der Brauerei. Es fallen etwa $43,9 \text{ kg (FM) pro Mg Malz bzw. Gerste (Braugerste, SG)}$ an. Für 1 Mg Malzkeime ergibt sich bei müssen bei einem Ertragsniveau von $4,9 \text{ Mg ha}^{-1}$ eine Fläche von $111,6 \text{ ha Mg}^{-1}$.

Da Malzkeime im Prozess mengenmäßig unbedeutend sind, werden die Emissionen beim Mälzen dem Bier zugerechnet. Ein zusätzlicher Energiebedarf ist nicht bekannt.

Als **Maismehl** wird gemahlenes und ggf. nachbehandeltes Mehl aus der Trockenmahlung des gesamten Korns bezeichnet. Die Anbauflächen entsprechen denen von Mais, die Emissionen ebenfalls.

Maiskleberfutter ist ein Nebenprodukt der Nassvermahlung von Mais. Die in van Zeist et al. (2012b) angeführte Massenbilanz besagt, dass aus 1 Mg Mais (TM) $0,185 \text{ Mg Maiskleberfutter (TM)}$ gewonnen werden. Der Flächenbedarf ergibt sich zu $60,4 \text{ ha Mg}^{-1}$.

Für $1,0 \text{ Mg Maiskleberfutter}$ müssen zusätzlich zu den THG-Emissionen beim Anbau und Ernte von Mais Energieaufwendungen von 3888 MJ Mg^{-1} als Erdgas und 479 MJ Mg^{-1} als elektrische Energie angesetzt werden.

Das Toasten von **Sojabohnen** führt nicht zu einem nennenswerten Massenverlust gegenüber getrockneten Sojabohnen. Der Flächenbedarf bleibt unverändert bei $0,357 \text{ ha (Mg Sojabohnen)}^{-1}$.

Sojaextraktionsschrot (SES) ist ein Koppelprodukt der Sojaölherstellung. Aus $1,0 \text{ Mg Sojabohnen}$ werden $0,78 \text{ Mg SES}$ gewonnen (van Zeist et al., 2012d). Es ergibt sich ein Flächenbedarf von $3,59 \text{ ha (Mg SES)}^{-1}$.

Die Allokation der Emissionen folgt BioGrace (2012): Dem Produkt SES werden $0,656 \text{ MJ MJ}^{-1}$ zugeschrieben.

Sojabohnenöl gilt als Hauptprodukt der Sojabohnenverarbeitung. Aus $1,0 \text{ Mg Sojabohnen}$ werden $0,19 \text{ Mg Öl}$ gewonnen (van Zeist et al., 2012d). Es errechnet sich ein Flächenbedarf von $14,7 \text{ ha (Mg Sojaöl)}^{-1}$.

Die Allokation der Emissionen folgt ebenfalls BioGrace (2012): Dem Produkt Sojaöl werden $0,344 \text{ MJ MJ}^{-1}$ zugeschrieben.

Rapsextraktionsschrot (RES) ist ein Koppelprodukt der Rapsölgewinnung. Rapssamen enthält 40 bis 50 % Rapsöl. Gerechnet wird mit 45 %. Die Extraktionsverfahren belassen nach Toasten etwa 2,5 % Restöl im Schrot. Für $1,0 \text{ Mg Rapsextraktionsschrot}$ müssen daher $1,74 \text{ Mg Rapssamen}$ geerntet werden. Das entspricht einem Flächenbedarf von $0,47 \text{ ha (Mg RES)}^{-1}$.

BioGrace (2012) schreibt dem RES einen Anteil an den Emissionen von $0,3878 \text{ MJ MJ}^{-1}$ zu.

Melasse ist ein Koppelprodukt der Zuckerproduktion. Für $1,0 \text{ Mg Melasse}$ müssen $0,07 \text{ ha Rüben}$ angebaut werden (Experteninformation Dr. Stefan Brinker, Pfeifer und Langen).

Der Allokationsfaktor für die THG-Emissionen wird über die Bruttoenergien von Zuckerrübe und Melasse berechnet. Bei der Zuckerproduktion wird der Melasse ein THG-Anteil von $0,027 \text{ MJ MJ}^{-1}$ zugerechnet.

Vinasse ist ein energiearmes Nebenprodukt der Zuckerproduktion. Die Anbaufläche ergibt sich unter Berücksichtigung des Flächenbedarfs der Melasse nach den Angaben in van Zeist et al. (2012a) zu $0,14 \text{ ha (Mg Vinasse)}^{-1}$.

Tabelle A1

Saatgutmengen

	Tausendkornmasse kg (1000 Körner) ⁻¹			Saatchichte Körner m ⁻²			Saatmenge Mg ha ⁻¹ a ⁻¹
	von	bis	Mittel	von	bis	Mittel	
Wintergerste	0,043	0,054	0,0485	220	350	285	0,138
Braugerste	0,040	0,050	0,0450	220	400	310	0,140
Hafer	0,030	0,045	0,0375	260	450	355	0,133
Körnermais	0,200	0,450	0,3250	7	10	8,5	0,028
Triticale	0,034	0,048	0,0410	250	350	300	0,123
Winterweizen	0,040	0,055	0,0475	200	400	300	0,143

Die Emissionen und der Energiebedarf der Vorkette sind bereits bei Melasse berücksichtigt. Hier bleibt der Aufwand fürs Eindicken, den van Zeist et al. (2012a) mit 2350 kWh aus Erdgas und 153 kWh aus elektrischer Energie für 525 kg Vinasse quantifizieren.

ProtiGrain, DDGS (dried distillers grains and solubles) ist ein Nebenprodukt der Ethanolherstellung aus Weizen. Die bei van Zeist et al. (2012a) angegebene Massenbilanz ergibt, dass je Mg DDGS 0,135 ha Weizen angebaut werden müssen.

DDGS muss getrocknet werden. Hierzu werden je Mg eingesetzten Weizens 3888 MJ als Erdgas und 479 MJ elektrische Energie benötigt (van Zeist et al., 2012a).

Brotmehl ist ein Nebenprodukt der Brottrocknungsindustrie. Aus 1,0 Mg Brot (TM-Gehalt 0,66 kg kg⁻¹) werden dabei 0,367 Mg Brotmehl (TM-Gehalt 0,90 kg kg⁻¹). Es wird angenommen, das Brot seinerseits sei aus Weizenmehl hergestellt, wobei 1 kg Weizenmehl 1,5 kg Brot ergibt.

Für Brotmehl wird ein GE-Gehalt von 19,62 MJ kg⁻¹ angenommen wie für Weizenfuttermehl.

Für das Trocknen des Brotes wird Erdgas verwendet. Der Bedarf ist 1200 MJ (Mg Brot)⁻¹ (van Zeist et al., 2012c).

Saatgutmengen. Tausendkornmassen und Saatchichten werden aus KTBL (2014) übernommen, wobei die Rechnungen sich der Mittel der jeweils angegebenen Werte bedienen (Tabelle A1).

Anhang 2

Emissionen bei der Herstellung von Kalkammonsalpeter

Die Emissionen werden in Anlehnung an Jenssen und Kongs-
haug (2003) nach den folgenden Gleichungen errechnet:

$$E_{\text{NH}_3, \text{CAN}} = EF_{\text{NH}_3, \text{CAN}} \cdot M_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}} \cdot \gamma_{\text{NH}_3} \quad (\text{A1})$$

$$E_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}} = EF_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}} \cdot M_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}} \quad (\text{A2})$$

$$E_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{CAN}} = EF_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{CAN}} \cdot M_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{CAN}} \quad (\text{A3})$$

mit

$E_{\text{NH}_3, \text{CAN}}$ NH₃-Emission (gasf.) bei der KAS- (CAN-) Produktion (in kg Tier⁻¹)

$EF_{\text{NH}_3, \text{CAN}}$ NH₃-Emissionsfaktor (gasf.) bei der KAS-Produktion ($EF_{\text{NH}_3, \text{CAN}} = 0,030 \text{ kg kg}^{-1}$)

$M_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}}$ Menge des NH₄-N im produzierten KAS (in kg Tier⁻¹)

$E_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}}$ NH₄-N-Emission (staubf.) bei der KAS-Produktion (in kg Tier⁻¹)

$EF_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}}$ NH₄-N-Emissionsfaktor (staubf.) bei der KAS-Produktion ($EF_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}} = 0,035 \text{ kg kg}^{-1}$)

$E_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}}$ NH₄-N-Emission (staubf.) bei der KAS-Produktion (in kg Tier⁻¹)

$EF_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{CAN}}$ NO₃-N-Emissionsfaktor (staubf.) bei der KAS-Produktion ($EF_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{CAN}} = 0,035 \text{ kg kg}^{-1}$)

$M_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{CAN}}$ Menge des NO₃-N im angewendeten KAS (in kg Tier⁻¹)

Dabei ergeben sich die Mengen an NH₄-N und NO₃-N im angewendeten KAS wie folgt:

$$M_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{CAN}} = M_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}} = \frac{1}{2} M_{\text{N}, \text{CAN}} \quad (\text{A4})$$

mit

$M_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}}$ Menge des NH₄-N im angewendeten KAS (in kg Tier⁻¹)

$M_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{CAN}}$ Menge des NO₃-N im angewendeten KAS (in kg Tier⁻¹)

$M_{\text{N}, \text{CAN}}$ Menge des N im angewendeten KAS (in kg Tier⁻¹)

NH₃-Emissionen aus NH₄NO₃ können nur gemeinsam mit HNO₃ stattfinden, das dann aber aufgrund seiner Reaktivität offenbar nicht in die Umgebungsluft gerät. Die für die Produktion des zur Düngung benötigten KAS muss folgende Menge an AN bereitgestellt werden:

$$M_{\text{AN-N}} = (1 + (EF_{\text{NH}_3, \text{CAN}} + EF_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}})) \cdot M_{\text{N}, \text{CAN}} \quad (\text{A5})$$

mit

$M_{\text{AN-N}}$ Menge des für die KAS-Herstellung zu produzierenden NH₄NO₃-N (in kg Tier⁻¹)

$EF_{\text{NH}_3, \text{CAN}}$ NH₃-Emissionsfaktor (gasf.) bei der KAS-Produktion ($EF_{\text{NH}_3, \text{CAN}} = 0,030 \text{ kg kg}^{-1}$)

$EF_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}}$ NH₄-N-Emissionsfaktor (staubf.) bei der KAS-Produktion ($EF_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{CAN}} = 0,035 \text{ kg kg}^{-1}$)

$M_{\text{N}, \text{CAN}}$ Menge des N im angewendeten KAS (in kg Tier⁻¹)

Die Menge $\text{HNO}_3\text{-N}$, die für die AN-Synthese erforderlich ist, ergibt sich zu

$$M_{\text{HNO}_3\text{-N}} = \frac{1}{2} M_{\text{AN-N}} \cdot (1 + EF_{\text{NO}_2\text{-N}, \text{HNO}_3}) \quad (\text{A6})$$

mit

$M_{\text{HNO}_3\text{-N}}$ N-Menge in der für die AN-Synthese benötigten HNO_3 (in kg Tier⁻¹)

$M_{\text{AN-N}}$ Menge des zu produzierenden $\text{NH}_4\text{NO}_3\text{-N}$ (in kg Tier⁻¹)

$EF_{\text{NO}_2, \text{HNO}_3}$ Emissionsfaktor für NO_2 in der HNO_3 -Produktion ($EF_{\text{NO}_2, \text{HNO}_3} = 0,010 \text{ kg kg}^{-1}$ bezogen auf HNO_3)

$$EF_{\text{NO}_2\text{-N}, \text{HNO}_3} = EF_{\text{NO}_2, \text{HNO}_3} \cdot \frac{\gamma_{\text{HNO}_3}}{\gamma_{\text{NO}_2}} \quad (\text{A7})$$

mit

$EF_{\text{NO}_2\text{-N}, \text{HNO}_3}$ Emissionsfaktor für $\text{NO}_2\text{-N}$ in der HNO_3 -Produktion (in kg kg⁻¹, bezogen auf N)

$EF_{\text{NO}_2, \text{HNO}_3}$ Emissionsfaktor für NO_2 in der HNO_3 -Produktion ($EF_{\text{NO}_2, \text{HNO}_3} = 0,010 \text{ kg kg}^{-1}$ bezogen auf HNO_3)

γ_{HNO_3} stöchiometrischer Umrechnungsfaktor ($\gamma_{\text{HNO}_3} = 63/14 \text{ kg kg}^{-1} \text{ kmol kmol}^{-1}$)

γ_{NO_2} stöchiometrischer Umrechnungsfaktor ($\gamma_{\text{NO}_2} = 46/14 \text{ kg kg}^{-1} \text{ kmol kmol}^{-1}$)

Literatur

- ATT – Arbeitsgemeinschaft Trinkwassersertalsperren (2011) Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft [online]. Zu finden in <[http://www.bdew.de/internet.nsf/id/40873B16E2024175C125785A00350058/\\$file/110321_Branchenbild_dt_WaWi_2011_Langfassung_Internetdatei.pdf](http://www.bdew.de/internet.nsf/id/40873B16E2024175C125785A00350058/$file/110321_Branchenbild_dt_WaWi_2011_Langfassung_Internetdatei.pdf)> [zitiert am 07.03.2016]
- Berk J (2008) Haltung von Masthühnern : Haltungsansprüche – Fütterung – Tiergesundheit. Frankfurt a M : DLG, 19 p, DLG-Merkbl 406
- Beyer M, Chudy A, Hoffmann L, Jentsch W, Laube W, Nehring K, Schiemann R (2004) Rostocker Futterbewertungssystem : Kennzahlen des Futterwertes und Futterbedarfs auf der Basis von Nettoenergie. Dummerstorf : Forschungsinstitut landwirtschaftl Nutztiere, 392 p
- Big Dutchman (2001) AUGERMATIC – das erfolgreiche Fütterungssystem für die Geflügelmast [online]. Zu finden in <<https://cdn.bigdutchman.de/fileadmin/content/poultry/products/de/Gefluegelhaltung-Gefluegel-mast-Augermatic-Big-Dutchman-de.pdf>> [zitiert am 07.03.2016]
- Big Dutchman (2010) DryRapid – das vielseitig einsetzbare Fördersystem für Trockenfutter [online]. Zu finden in <<https://cdn.bigdutchman.de/fileadmin/content/pig/products/de/Schweinehaltung-Trockenfuetter-ung-DryRapid-Big-Dutchman-de.pdf>> [zitiert am 07.03.2016]
- BioGrace – BIOGRACE Harmonized Calculations of Biofuel Greenhouse Gas Emissions for Europe (2012) The BioGrace GHG calculation tool : a recognised voluntary scheme [online]. Zu finden in <<http://biograce.net/content/ghgcalculationtool/recognisedtool>> [zitiert am 07.03.2016]
- Brenttrup F, Pallière Ch (2008) Energy efficiency and greenhouse gas emissions in European nitrogen fertilizer production and use [online]. Zu finden in <http://www.fertilizerseurope.com/fileadmin/user_upload/publications/agriculture_publications/Energy_Efficiency_V9.pdf> [zitiert am 07.03.2016]
- Damme K (2015) Faustzahlen zur Betriebswirtschaft. In: Geflügeljahrbuch 2015. Stuttgart : Ulmer, pp 71-95
- Dämmgen U, Amon B, Gyldenkerne S, Hutchings NJ, Kleine Klausung H, Haenel H-D, Rösemann C (2011) Reassessment of the calculation procedure for the volatile solids excretion rates of cattle and pigs in the Austrian, Danish and German agricultural emission inventories. *Landbauforsch* 61(2):115-126
- Dämmgen U, Schulz J, Kleine Klausung H, Hutchings NJ, Haenel H-D, Rösemann C (2012a) Enteric methane emissions from German pigs. *Landbauforsch* 62(3):83-96
- Dämmgen U, Amon B, Hutchings NJ, Haenel H-D, Rösemann C (2012b) Data sets to assess methane emissions from untreated cattle and pig slurry and solid manure storage systems in the German and Austrian emission inventories. *Landbauforsch* 62(1/2):1-20
- Dämmgen U, Brade W, Meyer U, Haenel H-D, Rösemann C, Flessa H, Webb J, Strogies M, Schwerin M (2016) Gaseous emissions (greenhouse gases and ammonia) from protein production with German Holsteins - a mass flow analysis of the entire production – eingereicht
- EMEP (2013) EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 : technical report 12/2013 [online]. Zu finden in <<http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>> [zitiert am 07.03.2016]
- EU Europäische Union (2004) Richtlinie 2004/26/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 21. April 2004 zur Änderung der Richtlinie 97/68/EG zur Angleichung der Rechtsvorschriften der Mitgliedsstaaten über Maßnahmen zur Bekämpfung der Emission von gasförmigen Schadstoffen und luftverunreinigenden Partikeln aus Verbrennungsmotoren für mobile Maschinen und Geräte [online]. Zu finden in <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32004L0026&from=EN>> [zitiert am 21.04.2016]
- Gehring K (2014) Unkrautkontrolle in Sojabohnen [online]. Zu finden in <www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ips/dateien/unkrautkontrolle_in_soja-bohnen_pr_sentation_.pdf> [zitiert am 07.03.2016]
- GfE – Gesellschaft für Ernährungsphysiologie (2005) Determination of digestibility as the basis for energy evaluation of feedstuffs for pigs. *Proc Soc Nutr Physiol* 14:207-215
- Graf T, Degner J, Zorn W, Pittorf I (2005) Leitlinie zur effizienten und umweltverträglichen Erzeugung von Öllein [online]. Zu finden in <<http://www.tll.de/ainfo/pdf/oell0805.pdf>> [zitiert am 07.03.2016]
- Haenel H-D, Rösemann C, Dämmgen U, Freibauer A, Döring U, Wulf S, Eurich-Menden B, Döhler H, Schreiner C, Osterburg B (2016) Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2014 : report on methods and data (RMD) Submission 2016. Braunschweig : Johann Heinrich von Thünen-Inst, 408 p, Thünen Rep 39
- Icha P (2014) Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2013 [online]. Zu finden in <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/376/publikationen/climate_change_23_2014_komplett.pdf> [zitiert am 07.03.2016]
- IFEU – Institut für Energie- und Umweltforschung (2012) Aktualisierung "Daten- und Rechenmodell: Energieverbrauch und Schadstoffemissionen des motorisierten Verkehrs in Deutschland 1960-2030" (TREMOMOD, Version 5.3) für die Emissionsberichterstattung 2013 : (Berichtsperiode 1990-2011) ; Endbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes [online]. Zu finden in <<http://www.forschungsinformationssystem.de/servlet/is/428296/>> [zitiert am 07.03.2016]
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2006a) 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories : vol 2 Energy [online]. Zu finden in <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol2.html>> [zitiert am 07.03.2016]
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2006b) 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories : vol 3 Industrial processes and product use [online]. Zu finden in <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol3.html>> [zitiert am 07.03.2016]
- IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2006c) 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories : vol 4 Agriculture, forestry and other land use [online]. Zu finden in <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>> [zitiert am 07.03.2016]
- Jenssen TK, Kongshaug G (2003) Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production. York : International Fertiliser Society, 28 p, *Proc Internat Fertiliser Soc* 509
- Kirchgeßner M, Kreuzer M, Müller HL, Windisch W (1991) Release of methane and carbon dioxide by the pig. *Agribiol Res* 44:103-113
- Kirchgeßner M, Roth FX, Schwarz FJ, Stangl G (2008) Tierernährung : Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis. Frankfurt a M : DLG-Verl, 635 p

- Kreuzer M, Kirchgeßner M, Roth FX (1991) Experimental evaluation of the capacity of the hindgut of sows to ferment purified dietary ingredients and of consequences in nitrogen metabolism. *Adv Animal Physiol Anim Nutr* 22:62-66
- KTBL – Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (2014) Betriebsplanung Landwirtschaft 2014/15. Darmstadt : KTBL, 832 p
- Liermann W, Berk A, Bösch V, Dänicke S (2015a) Effects of particle size and hydro-thermal treatment of feed on performance and stomach health in fattening pigs. *Arch Anim Nutr* 69(6):455-472
- Liermann W, Berk A, Bösch V, Dänicke S (2015b) Wirkung von Futtermischungen unterschiedlichen Veredelungs-niveaus auf Leistungs- und Gesundheitsmerkmale beim Broiler. In: Zeyner A, Kluth H, Bulang M, Bochnia M, Glatter M (eds) 13. Tagung Schweine- und Geflügelernährung : Tagungsband ; 24-26. November 2015, Lutherstadt Wittenberg. Halle : Univ, p 93-95
- Liermann W, Berk A, Bösch V, Dänicke S (2016) Effects of diets differing in protein source and technical treatment on digestibility, performance and visceral and biochemical parameters of fattening pigs. *Arch Anim Nutr* 70(3):190-208
- LWK-Nds – Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2013) Wirkung des Stickstoffs in organischen Nährstoffträgern (% von Gesamt-N) unter optimalen Bedingungen [online]. Zu finden in <<https://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/2/nav/341/article/15868.html>> [zitiert am 07.03.2016]
- OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development (2001) Environmental indicators for agriculture : methods and results ; executive summary [online]. Zu finden in <www.oecd.org/greengrowth/sustainable-agriculture/1916629.pdf> [zitiert am 07.03.2016]
- Pahle T, Köhler R, Halle I, Jeroch H, Gebhardt G (1985) Die Bestimmung der Rohproteinverdaulichkeit beim Hühnergeflügel mit der Alpha-NH₂-N-Methode. *Arch Tierernähr* 35:81-87
- Scholz R, Jeschar R, Jennes R, Fuchs W (1994) Umweltgesichtspunkte bei der Herstellung und Anwendung von Kalkprodukten : Teil 1. Zement-Kalk-Gips 47(10):571-581
- Ullmann (1951-1969) Ullmanns Encyklopädie der technischen Chemie. München : Urban & Schwarzenberg
- van Zeist WJ, Marinussen M, Broekema R, Groen E, Kool A, Dolman M, Blonk H (2012a) LCI data for the calculation tool Feedprint for greenhouse gas emissions of feed production and utilization : bio-ethanol industry [online]. Zu finden in <blonkconsultants.nl/upload/pdf/PDV_rapporten/Bio-ethanol_industry.pdf> [zitiert am 07.03.2016]
- van Zeist WJ, Marinussen M, Broekema R, Groen E, Kool A, Dolman M, Blonk H (2012b) LCI data for the calculation tool Feedprint for greenhouse gas emissions of feed production and utilization : wet milling industry [online]. Zu finden in <blonkconsultants.nl/upload/pdf/PDV_rapporten/Wet_milling_industry.pdf> [zitiert am 07.03.2016]
- van Zeist WJ, Marinussen M, Broekema R, Groen E, Kool A, Dolman M, Blonk H (2012c) LCI data for the calculation tool Feedprint for greenhouse gas emissions of feed production and utilization : other products [online]. Zu finden in <blonkconsultants.nl/upload/pdf/PDV_rapporten/Other_products.pdf> [zitiert am 07.03.2016]
- van Zeist WJ, Marinussen M, Broekema R, Groen E, Kool A, Dolman M, Blonk H (2012d) LCI data for the calculation tool Feedprint for greenhouse gas emissions of feed production and utilization : crushing industry [online]. Zu finden in <blonkconsultants.nl/upload/pdf/PDV_rapporten/Crushing_industry.pdf> [zitiert am 07.03.2016]
- Wang S-Y, Huang DJ (2005) Assessment of greenhouse gas emissions from poultry enteric fermentation. *Asian-Aust J Anim Sci* 18:873-878
- Wolf P, Kamphues J (2007) Magenulcera bei Schweinen : Ursachen und Maßnahmen zur Vermeidung. *Übers Tierernähr* 35:161-190

Inhalt

Content

- Angelika Wöhler-Geske, Christian R. Moschner, Antje Gellerich, Holger Militz, Jörg-Michael Greef, and Eberhard Hartung
Provenances and properties of thatching reed (*Phragmites australis*)
1 Provenienzen und Eigenschaften des Dachdeckmaterials Reet (*Phragmites australis*)
- Silvia Haneklaus, Judith Schick, Sylvia Kratz, Daniel Rückamp, and Ewald Schnug
Variable rate application of manure – gain or pain?
11 Variable Ausbringung von Gülle – Vorteil oder Strafe?
- Karl-Heinz Ueberschär, Ulrike Brezina, and Sven Dänicke
Zearalenone (ZEN) and ZEN metabolites in feed, urine and bile of sows: Analysis, determination of the metabolic profile and evaluation of the binding forms
21 Zearalenon (ZEN) sowie ZEN-Metaboliten in Futter, Urin und Galle von Sauen: Analytik, Bestimmung von Metabolitenprofilen und Abschätzung der Bindungsformen
- Stephanie Kätsch und Bernhard Osterburg
Treibhausgasrechner in der Landwirtschaft – Erfahrungen und Perspektiven
29 Carbon Calculators in Agriculture – Experiences and Perspectives
- Ulrich Dämmgen, Wendy Liermann, Verena Böschen, Andreas Berk und Sven Dänicke
Der Einfluss der Futterkonfektionierung bei Mastschweinen und Broilern auf die Emission von Treibhausgasen und Ammoniak – Betrachtung der gesamten Produktionskette
45 The effect of feed conditioning and composition on greenhouse gas and ammonia emissions from fattening pigs and broilers along the entire production chain

Landbauforschung
*Applied Agricultural
and Forestry Research*

Vol. 66

No. 1· 03.2016

Herausgeber · Editor

Johann Heinrich von Thünen-Institut
Bundesallee 50
38116 Braunschweig
Germany

Preis · Price 8 €

ISSN 0458-6859