

# Landbauforschung

## *Applied Agricultural and Forestry Research*

Vol. 65  
No. 3/4 · 12.2015



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.ti.bund.de/de/infothek/publikationen/landbauforschung/](http://www.ti.bund.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 Institute

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](mailto:landbauforschung@ti.bund.de)  
[www.ti.bund.de](http://www.ti.bund.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.

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.ti.bund.de/en/infothek/publikationen/landbauforschung/](http://www.ti.bund.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](mailto:landbauforschung@ti.bund.de)  
[www.ti.bund.de](http://www.ti.bund.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

- Lydia Rosenkranz und Björn Seintsch  
**Opportunitätskostenanalyse zur Implementierung des naturschutzorientierten Waldbehandlungskonzepts „Neue Multifunktionalität“**  
145 Opportunity cost analysis of the nature conservation-oriented silvicultural concept „new multifunctionality“
- Peter Spathelf, Andreas Bolte, and Ernst van der Maaten  
**Is Close-to-Nature Silviculture (CNS) an adequate concept to adapt forests to climate change?**  
161 Ist naturnaher Waldbau ein geeignetes Konzept zur Anpassung von Wäldern an den Klimawandel?
- Andrea Machmüller und Albert Sundrum  
**Betriebliche Stickstoffüberschüsse erst durch systemische Analyse zielführend absenkbare**  
171 Farm nitrogen surpluses need systemic analysis to be lowered expediently
- Magdalena Ohm, Maximilian Schüler, Gustav Fystro, and Hans Marten Paulsen  
**Redistribution of soil phosphorus from grassland to cropland in an organic dairy farm**  
193 Umverteilung von Bodenphosphor aus Dauergrünland zu Ackerland in einem ökologischen Milchviehbetrieb
- Stephanie Witten, Herwart Böhm, and Karen Aulrich  
**Effect of variety and environment on the contents of crude nutrients, lysine, methionine and cysteine in organically produced field peas (*Pisum sativum* L.) and field beans (*Vicia faba* L.)**  
205 Einfluss von Sorte und Umwelt auf die Gehalte an Rohnährstoffen, Lysin, Methionin und Cystein in ökologisch angebauten Futtererbsen (*Pisum sativum* L.) und Ackerbohnen (*Vicia faba* L.)
- Werner Kleinhanß  
**Development of Total Factor Productivity of dairy farms in Germany**  
217 Entwicklung der totalen Faktorproduktivität in Milchviehbetrieben in Deutschland
- Amely Campe, Catherina Hoes, Sarah Koesters, Cornelia Froemke, Werner Bessei, Ute Knierim, Lars Schrader, Lothar Kreienbrock, and Petra Thobe  
**Determinants of economic success in egg production in Germany – here: laying hens kept in aviaries or small-group housing systems**  
227 Determinanten des wirtschaftlichen Erfolgs in der Eiproduktion in Deutschland – hier: in Volieren- oder Kleingruppenhaltungssystemen gehaltene Legehennen
- Danksagung – Acknowledgements**

# Opportunitätskostenanalyse zur Implementierung des naturschutzorientierten Waldbehandlungskonzepts „Neue Multifunktionalität“

---

Lydia Rosenkranz und Björn Seintsch\*

## Zusammenfassung

Zur Anhebung des Waldnaturschutzniveaus wurde von Höltermann (2013) eine Segregation von Waldfunktionen gefordert. Im Rahmen dieser „neuen Multifunktionalität“ (Höltermann, 2013) soll die Waldbewirtschaftung auf drei verschiedenen Waldflächenkategorien stattfinden:

- (1) Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards,
- (2) Wald mit Naturschutzvorrangfunktion und
- (3) Wald ohne forstliche Bewirtschaftung.

Durch die Umsetzung naturschutzfachlicher Maßnahmen im Wald sind Mindererträge und Mehraufwendungen in der Rohholzerzeugung für Waldbesitzer zu erwarten.

In der vorliegenden Studie werden die Opportunitätskosten in der Rohholzerzeugung bei einer Umsetzung der „Neuen Multifunktionalität“ mit einem forstlichen Simulationsmodell über 200 Jahre berechnet und mit einer Waldbehandlungsvariante zur Fortführung der derzeitigen Waldbewirtschaftung verglichen. Bei einer Umsetzung der „Neuen Multifunktionalität“ ergeben sich aus den Modellierungsergebnissen Einschlagseinbußen von rund 11,2 Mio. Erntefestmeter/Jahr und Verzichtskosten in der forstlichen Nutzung von rund 1,0 Mrd. €/Jahr. Die Umsetzung der „Neuen Multifunktionalität“ wäre nur dann eine rationale Entscheidung, wenn der zusätzliche Nutzen an Naturschutzleistungen zumindest in Höhe der Opportunitätskosten der eingeschränkten Rohholzproduktion, wenn nicht sogar in Höhe der verminderten Wertschöpfung der nachgelagerten Holzindustrie, liegen würde.

**Schlagwörter:** *naturschutzfachliche Maßnahmen, Opportunitätskostenanalyse, Deckungsbeitrag, Forstwirtschaft*

## Abstract

### Opportunity cost analysis of the nature conservation-oriented silvicultural concept „new multifunctionality“

In the context of the implementation of a higher level of nature conservation in forests, a segregation of forest functions, so called “new multifunctionality”, has been suggested recently (Höltermann, 2013). This “new multifunctionality” suggests forest management in three separate management classes:

- (1) productive commercial forests with minimum standards of nature conservation,
- (2) forests with nature protection as the priority function and
- (3) forests without forest management.

However, additional expenses and losses of income for forest owners can be expected through the implementation of nature protection measures in forests.

Therefore, this study examines the opportunity costs for timber production of the implementation of the nature conservation-oriented silvicultural concept „new multifunctionality“. The evaluation was conducted for a 200-year simulation period, by means of a simulation model, and compared to a modelling of current silvicultural practices. Modelling results for the implementation of the “new multifunctionality” show losses of wood harvest of about 11.2 Mio. m<sup>3</sup>/year and costs for the relinquishment of forest utilization of roughly one billion €/year. The implementation of the „new multifunctionality“ would only be a rational decision, if its additional benefit at least equaled the economically important opportunity costs of this restricted forest utilization, if not the loss of value added of the downstream wood industry.

**Keywords:** *nature protection measures, opportunity cost analysis, contribution margin, forestry*

---

\* Institut für Internationale Waldwirtschaft und Forstökonomie, Leuschnerstraße 91, 21031 Hamburg

## 1 Problemstellung

Von der Gesellschaft werden wachsende und teilweise konkurrierende Ansprüche an den deutschen Wald zur Verwirklichung naturschutz-, klimaschutz-, energie-, wirtschaftspolitischer und weiterer Ziele gestellt. In Folge dieser Entwicklung haben die Nutzungskonkurrenzen um Waldflächen- und Rohholznutzung zugenommen. Besonders die gesellschaftlichen Ansprüche an den Waldnaturschutz sind gestiegen. Diese Waldnaturschutzansprüche werden von der Politik aufgegriffen und sind in der Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung als Ziele zur Erhöhung des Waldnaturschutzniveaus formuliert (BMU, 2007). Unter Umständen werden in Zukunft nicht sämtliche heutigen Ansprüche an Wald- und Rohholznutzung in vollem Umfang erfüllbar sein (Dieter et al., 2008). Vor diesem Hintergrund erlangen Politikfolgenabschätzungen zu den gesellschaftlichen Waldansprüchen und deren Implementierung an Bedeutung.

Das forstpolitische Leitbild zur Bereitstellung der unterschiedlichen Waldfunktionen in Deutschland war bisher der integrative Ansatz einer multifunktionalen Waldbewirtschaftung. Obwohl in der Realität aufgrund von Eigentümerzielen, standörtlichen Bedingungen, Schutzgebietskategorien und weiteren Einflussfaktoren auch unter diesem Leitbild Bewirtschaftungsunterschiede bestehen, wurde hierbei angestrebt, Nutz-, Schutz- und Erholungsfunktionen auf der gleichen Fläche zu berücksichtigen.

Im Zuge der Forderungen nach einem höheren Waldnaturschutzniveau sind Tendenzen zur flächigen Segregation von Waldfunktionen in Deutschland zu beobachten (z. B. Forest Europe, 2011). Da eine Realisierung aller gesellschaftlichen Naturschutzansprüche auf multifunktional bewirtschafteten Waldflächen nicht möglich erscheint, wird von Höltermann (2013) eine Segregation der Waldfunktionen auf Teilflächen als „Neue Multifunktionalität“ (NMF) zur Anhebung des Waldnaturschutzniveaus gefordert. Ziel dieser naturschutzorientierten Bewirtschaftungskonzeption für den deutschen Gesamtwald ist „[...] die Integration von Wältern mit natürlicher Waldentwicklung in das Gesamtkonzept eines flächendeckenden, aber differenzierten Biodiversitätsmanagements mit abgestuften forstlichen Nutzungsintensitäten [...]“ (Höltermann, 2013). Von Höltermann (2013) werden zur Implementierung der „Neuen Multifunktionalität“ drei Waldflächenkategorien mit unterschiedlichen naturschutzorientierten Bewirtschaftungskonzepten als erforderlich erachtet:

1. Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards
2. Wald mit Naturschutzzvorrangfunktion
3. Wald ohne forstliche Bewirtschaftung

Eine Umsetzung des NMF-Konzepts würde einen Paradigmenwechsel vom bisherigen forstpolitischen Leitbild mit einem einheitlichen Bewirtschaftungskonzept „multifunktionaler Wald“ hin zu einer naturschutzorientierten Segregation in Waldflächen mit unterschiedlichen Bewirtschaftungskonzepten bedeuten. Für Folgeabschätzungen zur Umsetzung des NMF-Konzepts ist jedoch festzustellen, dass dieses hinsichtlich der Bewirtschaftungsziele und -flächen noch

wenig operational ist. Für die Bewirtschaftung der NMF-Waldflächenkategorie „Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ wird von Höltermann (2013) bspw. auf die „Gute fachliche Praxis“ (GfP) von Winkel und Volz (2003) verwiesen. Nach §14(2) des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) (2009), widerspricht die forstliche Bodennutzung nicht den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege, solange sie §5(2-4) BNatSchG sowie die sich aus dem Forstrecht ergebenden Regeln beachtet. Die GfP bietet als unbestimmter Rechtsbegriff hierdurch keine quantitativen, operationalen Bewirtschaftungszielgrößen. Winkel und Volz (2003:15) stellen fest, dass unbestimmt bleibt „[...] welcher naturschutzfachliche Anspruch mit der Guten fachlichen Praxis formuliert wird [...]“ und dass sich auch aus „[...] dem forstlichen Fachrecht [...]“ eine solche Konkretisierung nicht ergibt [...]. Dementsprechend konnte über die von Winkel und Volz (2003) erarbeiteten Kriterien kein Konsens hergestellt werden. Vor diesem Hintergrund lassen sich daher zur Stellung der GfP bei einer Implementierung der „Neuen Multifunktionalität“ keine Annahme treffen. Die für eine Folgenabschätzung erforderliche Operationalisierung des NMF-Konzeptes von Höltermann (2013) kann daher nur auf Basis zum Teil pauschaler politischer Zielstellungen getroffen werden (z. B. Biodiversitätsstrategie (BMU, 2007) oder Waldstrategie 2020 (BMELV, 2011)). Für die NMF-Waldflächenkategorie „Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ wird eine Bewirtschaftung nach hochwertigen ökologischen Standards im Rahmen einer freiwilligen Selbstverpflichtung unterstellt.

Bislang wurden in der öffentlichen Diskussion um die Forderung nach einer Erhöhung des Waldnaturschutzniveaus häufig nur die Umsetzung einzelner naturschutzfachlicher Maßnahmen und deren Wirkungen auf andere Waldfunktionen isoliert betrachtet, jedoch nicht die Wirkung eines Naturschutzgesamtkonzeptes auf die Waldwirtschaft. Durch die Umsetzung naturschutzfachlicher Maßnahmen auf Waldflächen sind Mehraufwendungen für Waldeigentümer in der forstlichen Nutzung bspw. durch eine Erhöhung von Holzernte- und Verwaltungskosten oder durch zusätzliche Kosten für spezielle Naturschutzmaßnahmen, z. B. für Biotoppflege, zu erwarten. Zahlreiche Naturschutzmaßnahmen zur Erhöhung des Waldnaturschutzniveaus werden jedoch durch die Eigentümer nicht durch aktive Leistungserstellung erbracht und sind als Aufwendungen messbar, sondern zielen auf eine Einstellung oder Extensivierung der forstlichen Nutzung (Rohholzproduktion). Solche Maßnahmen wirken als Mindererträge (Opportunitätskosten), welche entgangene oder nicht realisierte Erträge der forstlichen Nutzung durch Unterlassungen darstellen und nicht auf Basis forstbetrieblicher Buchführungsergebnisse ermittelbar sind (Seintsch et al., 2012).

Mindererträge der Forstwirtschaft durch Einstellung der forstlichen Nutzung wurden von Küppers und Dieter (2008) auf Basis der Waldgesamtrechnung (WGR) für die Waldflächenkategorie NAWS (not available for wood supply) bewertet. Mindererträge durch Extensivierung der forstlichen Nutzung wurden unter anderem von Wagner und Jönsson (2001), Möhring und Rüping (2006), Posavec et al. (2011),

Schmack et al. (2013) und Rosenkranz et al. (2014) ökonomisch bewertet. Von Wagner und Jönsson (2001) wurden die Deckungsbeitragsdifferenzen bei einer Umsetzung von naturschutzfachlichen Maßnahmen in FFH-Gebieten, auf Basis von Ertragstafelwerten und durchschnittlichen Erlös- und Kostensätzen, abgeschätzt. Möhring und Rüping (2006) entwickelten für die Ausweisung von Mindererträgen ein Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen, in dem Ertragsverluste auf Bestandesebene, als Folge von Abweichungen des jährlichen Holzproduktionswertes von dem der forstüblichen Waldbewirtschaftung, zusammengestellt sind. Von Posavec et al. (2011) wurden Minderertragsbewertungen mit Sortierungstabellen, Forsteinrichtungsdaten sowie durchschnittlichen Holzpreisen durchgeführt. Von Rosenkranz et al. (2014) wurden die Einschlags- und Deckungsbeitragsdifferenzen für FFH-Maßnahmenbündel auf Forstbetriebsebene mit einem forstbetrieblichen Simulationsmodell berechnet. Schmack et al. (2013) modellierten Nutzungseinschränkungen für Waldbehandlungsszenarien auf Grundlage der Bundeswaldinventur BWI 2002 und FFH-Maßnahmenplanungen.

Vor diesem Hintergrund ist es Ziel dieser Studie, die Opportunitätskosten (Verzichtskosten) der forstlichen Nutzung (Rohholzproduktion) bei einer Umsetzung des NMF-Konzeptes von Höltermann (2013) zur Erhöhung des Wald-naturschutzniveaus für den deutschen Wald abzuschätzen. Hierfür soll das NMF-Konzept auf Basis von Literaturrecherchen und eigenen Annahmen für die Berechnung der Verzichtskosten mit einem forstlichen Simulationsmodell für die drei Waldflächenkategorien mit ihren spezifischen Bewirtschaftungskonzepten operationalisiert werden. Für den deutschen Wald soll hierbei die Differenz zwischen einer Waldbehandlung nach dem Status quo mit dem aktuellen Waldnaturschutzniveau und einer Waldbehandlung nach NMF-Implementierung mit höheren naturschutzfachlichen Standards bestimmt werden.

## 2 Material und Methoden

Dem eigenen Ansatz liegt grundsätzlich das Verständnis zugrunde, dass Naturschutz auch eine Bewirtschaftung von Wald darstellt, bei der die knappen Produktionsfaktoren Boden, Arbeit und Kapital (= Kosten) zur Bereitstellung von Gütern (= Nutzen) eingesetzt werden. Da Naturschutzzüchter überwiegend öffentliche Güter sind, deren Nutzen schwierig zu bewerten bzw. unbekannt ist (d. h. es bestehen Nutzenbewertungsprobleme), wird mit dem eigenen Ansatz keine Kosten-Nutzen-Analyse, sondern eine Opportunitätskostenanalyse verfolgt.

### 2.1 Das Strugholtz-Englert Simulationsmodell

Aufgrund „[...] der langen Lebenszyklen von Waldbäumen [liegen] zwischen einer waldbaulichen Entscheidung, ihrer Realisierung und der möglichen Beobachtung und Begutachtung von allen Handlungsfolgen viele Jahrzehnte bis hin zu Jahrhunderten [...] [und eine direkte Konfrontation eines

heute tätigen Bewirtschafter mit allen Folgen seiner Entscheidung [ist] [...] zumeist nur auf Grundlage von [...] Modellüberlegungen möglich“ (Oesten und Roeder, 2002: 140). Zur Berechnung der Opportunitätskosten wurde daher das Strugholtz-Englert-Simulationsmodell verwendet (Strugholtz 2010; Rosenkranz et al., 2014). Mit diesem Modell können die Auswirkungen forstlicher Handlungsoptionen für einen Zeitraum von bis zu 200 Jahren berechnet werden (Strugholtz, 2010). Das Modell basiert auf Setzungen zu forstlichen Steuerungsgrößen wie u. a. Durchforstungsart, Altersstruktur, Fläche und Bestockungsgrad, Pflanzzahlen, Kultur-, Läuterungs- und Holzerntekosten und Holzerlösen, für die Holzartengruppen Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Zusätzlich können die zukünftigen Anteile der Hauptbaumarten in den Folgebeständen sowie Produktionszeitveränderungen angegeben werden. Der Simulationslauf ist in eine waldwachstumskundliche Modellierung und eine Modellierung des forstlichen Nutzungsverhaltens aufgeteilt. Die waldwachstumskundliche Modellierung wird auf Basis der naturalen Eingangsdaten und den ertragstafelbasierten, parametrisierten Waldwachstumsfunktionen von Smaltschinski (1998) durchgeführt. Bei der Modellierung des forstlichen Nutzungsverhaltens werden Holzmengen aus Vornutzungen, Kalamitäten und Endnutzungen im Zeitverlauf berechnet. Die Grundlage für diese Berechnung bilden u. a. betriebsindividuelle Durchforstungsvarianten, Produktionszeiten und Verjüngungsgänge für die Holzartengruppen. Nach der simulierten Endnutzung werden anhand holzartengruppenspezifischer Pflanzzahlen und der zukünftig geplanten Baumartenverteilung die Flächen neu bestockt und somit wieder in die Nutzung gebracht.

Für die Berechnung der Umsetzung des NMF-Konzeptes wurden Zustands- und Zielgrößen in den verschiedenen Bewirtschaftungskategorien im Modell teilweise variiert. Im Einzelnen betraf dies die Zustandsgröße Waldfläche sowie die Zielgrößen zukünftige Umliebszeiten und zukünftige Baumartenzusammensetzung. Alle anderen Eingangsdaten wurden in den verschiedenen Berechnungsvarianten nicht verändert.

Mit dem Simulationsmodell wurden die folgenden Kennzahlen der Waldbewirtschaftung berechnet:

1. Holznutzungsmenge in Erntefestmeter (Efm): Summe aus Vor- und Endnutzung sowie Kalamitätsholz
2. Deckungsbeitrag: holzerntekostenfreier Erlös abzüglich Kultur- und Läuterungskosten.

Die Kennzahlen wurden jeweils für die beiden Waldbehandlungsvarianten „Neue Multifunktionalität“ und „Status quo“ berechnet. Anschließend wurde die Differenz aus beiden Varianten gebildet.

Da das Strugholtz-Englert-Modell bisher kein Modul für die Berechnung der Nachliefermengen für den Aufbau oder Erhalt eines definierten Totholzvorrates aufweist, wurde hierfür in einer separaten Berechnung auf den online verfügbaren Totholzkalkulator der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt zurückgegriffen (Meyer et al., 2009). Das Modell berechnet den Abbau von Totholzvolumen (stehend und liegend) mit einem linearen Modell (Meyer et al., 2009). Nach diesem Modell verbleiben bei einem unterstellten

Ausgangsvorrat von 15 m<sup>3</sup> Totholz/ha je Baumart (stehend und liegend) nach 20 Jahren noch 3,4 m<sup>3</sup> Totholz/ha in der Buche, 9,3 m<sup>3</sup> Totholz/ha in der Eiche, 7,1 m<sup>3</sup> Totholz/ha in der Fichte und 5,4 m<sup>3</sup> Totholz/ha in der Kiefer.<sup>1</sup>

## 2.2 Ertragswerte und Annuitäten

Auf Basis der mit dem Strugholtz-Englert-Simulationsmodell berechneten Deckungsbeiträge wurden für beide Waldbehandlungsvarianten die Ertragswerte als Summe der diskontierten Barwerte zuzüglich des diskontierten Abtriebswerts der jeweils letzten Simulationsperiode sowie die Annuitäten daraus berechnet.

Für die Berechnung veränderter Ertragswerte bei einer NMF-Umsetzung wurden für den 200-jährigen Simulationszeitraum zunächst die periodischen Überschüsse der beiden Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ gebildet. Aus diesen periodischen Überschüssen wurde für jede Periode die Summe der Barwerte durch Diskontierung der Deckungsbeiträge pro Jahr auf den heutigen Zeitpunkt berechnet. Als Maß für die Wertänderung der Waldbestände wurden zusätzlich die Abtriebswerte zum Ende des jeweiligen Betrachtungszeitraumes (Liquidationswert: Bewertung des stehenden Holzvorrates mit dem holzerntekostenfreien Erlös pro Holzartengruppe) pro Jahr auf den heutigen Zeitpunkt diskontiert. Anschließend wurde der Ertragswert für beide Waldbehandlungsvarianten als Summe aus Barwerten und diskontierten Abtriebswerten berechnet. Die Änderung des Ertragswertes durch Umsetzung naturschutzfachlicher Maßnahmen konnte dann aus der Differenz der Ertragswerte der beiden Berechnungsvarianten für verschiedene Zeiträume innerhalb des 200-jährigen Simulationszeitraums berechnet werden. Für die Berechnungen wurde ein Zinssatz von 1,5 % unterstellt. Die Abtriebswerte auf den Stilllegungsflächen gingen nicht in die Berechnung ein, da diese nicht mehr als Wirtschaftsgut für die Holzproduktion zur Verfügung stehen.

## 2.3 Operationalisierung der Waldbewirtschaftungsvarianten

Für die Berechnung der durch die Implementierung höherer naturschutzfachlicher Standards für die Forstwirtschaft entstehenden Mehraufwendungen und Mindererträge wurden die Differenzen zwischen zwei Waldbehandlungsvarianten berechnet. Die Waldbehandlungsvariante „Status quo“ beinhaltet die heutige Waldbewirtschaftung mit dem aktuellen Waldnaturschutzniveau. Bei der Variante „Neue Multifunktionalität“ wurde das NMF-Konzept von Höltermann (2013) durch eine Erweiterung der „Waldflächen ohne forstliche Nutzung“ und von „Wald mit Naturschutzvorrangfunktion“ sowie einer Umsetzung von zusätzlichen naturschutzfachlichen Maßnahmen auf der restlichen Wirtschaftswaldfläche implementiert.

Für die Umsetzung der Waldbewirtschaftungsvarianten im Simulationsmodell sind sowohl die Setzung der Eingangsdaten und Steuerungsgrößen für das Grundmodell sowie eine Operationalisierung der naturschutzfachlichen Maßnahmen nötig. Hierfür wurde im Wesentlichen auf Daten der BWI 2012, auf Vorgaben der Waldbaurichtlinien der Bundesländer<sup>2</sup>, auf die Biodiversitätsstrategie (BMU, 2007) und die Waldstrategie 2020 (BMELV, 2011), auf Zertifizierungsrichtlinien (z. B. FSC, PEFC) und die Operationalisierung von FFH-Maßnahmenplanungen in Buchenwald-Lebensraumtypen (Rosenkranz et al., 2014) zurückgegriffen. Weiterhin wurden Datenbanken der im Institut vorliegenden Buchführungsergebnisse des Testbetriebsnetzes Forst des BMEL (TBN-Forst) und der Steuerungsgrößen des Basisszenarios der Waldentwicklungs- und Holzaufkommensmodellierung (WEHAM) (BMELV, 2005a) verwendet.

Als Ausgangspunkt für die Simulation der Waldbehandlungsvarianten wurden die aktuellen Ergebnisse der BWI 2012 zum Zustand des deutschen Waldes als naturale Eingangsdaten verwendet. Hierbei wurde die Fläche der Holzartengruppen Fichte (inkl. Tanne und Douglasie), Kiefer (inkl. Lärche), Buche (inkl. andere Laubbäume mit niedriger und hoher Lebensdauer, außer Eiche) und Eiche direkt aus der BWI 2012 für die bestockte, begehbar Holzbodenfläche, abzüglich Lücken und Blößen (= 10.627.513 ha), entnommen. Da die Flächen der Holzartengruppen in der BWI zum Zeitpunkt der Kalkulation nur zusammengefasst in 20-jährigen Altersklassen vorlagen, wurden diese zu gleichen Teilen auf jeweils vier 5-Jahresperioden des Simulationsmodells aufgeteilt. Eine Ausnahme bildete die letzte BWI-Altersklasse (Bäume älter als 160 Jahre). Diese wurde auf acht 5-Jahres-Altersklassen im Simulationsmodell aufgeteilt. In einem nächsten Schritt wurden die Steuerungsgrößen zur (naturalen) Waldbehandlung im Durchschnitt für die gesamte deutsche Waldfläche definiert. Zum Zeitpunkt der Berechnungen lag noch kein aktuelles WEHAM-Basisszenario 2012 vor, weshalb die Steuerungsgrößen zur Waldbewirtschaftung in Anlehnung an das WEHAM-Basisszenario 2002 festgelegt (BMELV, 2005a) und um eigene Annahmen ergänzt wurden. Für alle Baumarten wurde hierbei eine starke Durchforstung sowie eine gestaffelte Endnutzung über einen Zeitraum von 20 Jahren unterstellt.

Ausgehend von diesen Grundannahmen zur forstwirtschaftlichen Waldbehandlung wurden der Status quo mit dem aktuellen Waldnaturschutzniveau sowie die zusätzlichen naturschutzfachlichen Maßnahmen zur NMF-Implementierung in forstwirtschaftliche Steuerungsgrößen mit Mehraufwands- und Minderertragstatbeständen operationalisiert (siehe Kap. 2.3.1 bis 2.3.3). Im nächsten Schritt erfolgte die ökonomische Bewertung mit holzartengruppendifferenzierten, durchschnittlichen, konstanten Preisen und Kosten über alle Waldeigentumsarten auf Basis der

<sup>1</sup> <http://www.nw-fva.de/WebTotholkalkulator/TotholzVerbleib>

<sup>2</sup> Landesforst Mecklenburg-Vorpommern, 1996 und 2002; HessenForst, 2008 und 2011; SaarForst, 2003; Forst Brandenburg, 2004; BaySF, 2009; Schmalfuß et al., 2010; Niedersächsische Landesforsten, 2011; Landesforsten Rheinland-Pfalz, 2011; Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt, 2014; Thüringen-Forst, ohne Jahr

Buchführungsergebnisse der TBN-Forstbetriebe (z. B. Holzerlöse, Kultur-, Läuterungs- und Holzerntekosten). Hierfür wurde auf die TBN-Daten des Jahres 2011 zurückgegriffen. Das Jahr 2011 wurde gewählt, da in diesem Jahr kein größeres, preisbeeinflussendes Sturmereignis stattgefunden und sich die Holzerlöse nach der Weltwirtschaftskrise wieder stabilisiert hatten (vgl. Ermisch et al., 2013).

### **2.3.1 Wald ohne forstliche Bewirtschaftung**

Als Ausgangsfläche unserer Berechnung wurde der aktuell bestockte, begehbarer Holzboden abzüglich Lücken und Blößen von 10.627.513 ha (BMEL, 2012) unterstellt. Die aktuelle „Waldfläche ohne forstliche Bewirtschaftung“ wird durch das NWE5-Projekt mit 213.145 ha angegeben. Im Rahmen des NWE5-Projektes wurden ausschließlich Waldflächen mit „natürlicher Waldentwicklung“ erfasst, welche eine Mindestflächengröße von 0,3 ha aufweisen, dauerhaft nicht forstlich genutzt werden (ohne zeitliche Begrenzung) und deren dauerhafter Schutzstatus durch rechtliche oder vertragliche Sicherstellung oder dokumentierte Eigenbindung nachgewiesen ist (Engel, 2013: 9). Die BWI 2012 weist dagegen eine Fläche von ca. 450.000 ha Holzboden aus, „[...] auf der Holznutzung nicht erlaubt oder nicht zu erwarten ist [...]“ (BMEL, 2012: 38). Hierin sind jedoch auch bspw. Waldflächen enthalten, bei denen eine Einstellung der Holznutzung nicht durch einen dauerhaften und formalen Schutzstatus geregelt ist. Daher wird in unserer Studie zur Definition des Status quo auf die Ergebnisse des NWE5-Projektes (213.145 ha Wald mit natürlicher Waldentwicklung) zurückgegriffen. Übertragen auf die BWI 2012 Gesamtwaldfläche entspricht die absolute Stilllegungsfläche von Engel (2013) 2,1 %. Zur NMF-Umsetzung wird daher eine Erhöhung der Waldflächenkategorie „Wald ohne forstliche Bewirtschaftung“ um 2,9 %-Punkte auf insgesamt 5 %, gemäß der Zielsetzung der Biodiversitätsstrategie (BMU, 2007) unterstellt. Da in Hinsicht auf die Waldstruktur der stillgelegten Flächen im „Status quo“ und in der „Neuen Multifunktionalität“ (z. B. Altersklassenstruktur, Flächenanteil der Holzartengruppen) die Ergebnisse des NWE5-Projekts (Wildmann, 2013) nicht präzise übertragbar sind, wurde für die Berechnungen eine gleichmäßige Verteilung der Flächen mit natürlicher Waldentwicklung über alle Altersklassen und Holzartengruppen der BWI 2012 angenommen.

Ein weiteres Ziel der Biodiversitätsstrategie ist die Entstehung von Wildnisgebieten auf 2 % der Fläche Deutschlands (BMU, 2007). Es wird jedoch nicht spezifiziert, wie hoch der Flächenanteil von Wildnisgebieten im Wald sein soll und ob die Wildnisgebiete zusätzlich zu den 5 % stillgelegten Waldflächen ausgewiesen oder Teil davon werden sollen. Daher wird im Rahmen dieser Studie unterstellt, dass sich die Wildnis im Wald innerhalb der „Waldfläche mit natürlicher Waldentwicklung“ (5 %-Ziel) findet.

### **2.3.2 Wald mit Naturschutzvorrangfunktion**

Für den Flächenumfang der „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ und für die Operationalisierung der

naturschutzfachlichen Maßnahmen auf diesen Flächen müssen weitere Annahmen getroffen werden. Zur Bestimmung des Anteils der NMF-Waldflächenkategorie „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ wird auf die Studie von Polley (2009) zurückgegriffen. Für die intensiven Schutzgebietskategorien (Naturschutzgebiete, Nationalparke, Biosphärenreservate, Natura 2000-Gebiete) weist Polley (2009) einen Anteil von 25 % aus, die sich jedoch untereinander teilweise überlagern können. Die Natura 2000-Schutzgebiete hatten im Jahr 2009 bspw. einen Anteil von 24 % und die Naturschutzgebiete einen Anteil von 6 % an der deutschen Waldfläche (Polley, 2009). Innerhalb der Natura 2000-Gebiete befinden sich 816.620 ha FFH-Waldlebensraumtypen (entspricht 7,7 % der bestockten Waldfläche abzüglich der „Waldflächen ohne forstliche Bewirtschaftung“) für die größtentheils naturschutzfachliche Maßnahmenplanungen vorliegen (BfN, 2012). Die neueren Entwicklungen hinsichtlich der Fläche ohne forstliche Nutzungen im Wald, und die Flächenanteile sowie der Grad der Überlagerung einzelner Schutzkategorien sind unbekannt. Es ist anzunehmen, dass seit dem Jahr 2009 noch weitere Schutzgebietsflächen mit intensivem Schutzstatus hinzugekommen sind.

Für unsere Berechnungen wird daher in Anlehnung an die von Polley (2009) erarbeiteten Ergebnisse unterstellt, dass zur Umsetzung des NMF-Konzeptes 25 % der deutschen Gesamtwaldfläche als „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ ausgewiesen werden. Es wird jedoch angenommen, dass naturschutzfachliche Maßnahmenplanungen im „Status quo“ aktuell erst auf einem Teil der „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ umgesetzt werden. Diese Teilflächen beinhalten die FFH-Waldlebensraumtypen (7,7 %) einschließlich ihrer Baumartenverteilung. Es sind aber in den deutschen Wäldern weitere Schutzflächen vorhanden, auf denen naturschutzfachliche Maßnahmen umgesetzt werden könnten, so möglicherweise auf Flächen der Deutschen Bundesstiftung Umwelt oder des Naturschutzbunds Deutschland. Um diese Flächen abzudecken, wurden die 816.620 ha Schutzfläche für FFH-Waldlebensraumtypen pauschal, über alle Baumarten, auf 900.000 ha ausgeweitet. Für die Waldbehandlungsvariante „Status quo“ errechnet sich folglich, dass auf rund 8,5 % des bestockten, begehbaren Holzbodens naturschutzfachliche Maßnahmenplanungen auf der NMF-Waldflächenkategorie „Wald mit Naturschutzvorrangfunktion“ realisiert sind. Diese Maßnahmenfläche wird in der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ von 8,5 % auf 25 % erweitert. Für die jeweils restliche Fläche wird angenommen, dass diese im „Status quo“ regulär forstlich bewirtschaftet wird. Vor diesem Hintergrund werden in der Waldbehandlungsvariante „Status quo“ 8,5 % und „Neue Multifunktionalität“ 25 % für die Flächenmodellierung mit speziellem Schutzzweck unterstellt.

Während Mindererträge in Wäldern ohne forstliche Nutzung (Stilllegung) durch eine Bewertung des Flächentotalausfalls für die forstliche Nutzung leicht abschätzbar sind, müssen für die NMF-Waldflächenkategorie „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ naturschutzfachliche Maßnahmen abgeleitet werden, die auf eine Verbesserung des Waldnaturschutzniveaus abzielen und gleichzeitig Einschränkungen

für die forstliche Nutzung darstellen. Auf den „Waldflächen mit Naturschutzzvorrangfunktion“ könnten unterschiedlichste Arten- und Biotopschutzmaßnahmen sowie auch kulturhistorische Nutzungsformen (z. B. Nieder- und Mittelwaldbewirtschaftung) umgesetzt werden. Aus forschungsoekonomischen Gründen konnte diese Vielzahl unterschiedlicher Schutzmaßnahmen nicht einzeln bewertet werden. Aus diesem Grund unterstellen wir für unsere Berechnungen, dass die spezifischen Schutzzwecke durch Umsetzung von typischen FFH-Maßnahmen für Waldlebensraumtypen abgedeckt sind.

Auf Basis von Rosenkranz et al. (2012), Seintsch et al. (2012), Wagner und Jönsson (2001), FVA (2007) und Schmack et al. (2013) wurden vier naturschutzfachliche FFH-Maßnahmen ausgewählt, aus denen im Besonderen Minderertragsstatbestände bzw. Nutzungsverzichte für die forstliche Rohholzerzeugung resultieren:

1. Erhalt / Erhöhung der lebensraumtypischen Artenzusammensetzung
2. Erhalt / Erhöhung des Anteils vorhandener Habitatbäume
3. Erhalt / Erhöhung des Totholzanteils
4. Erhalt / Erhöhung des Altholzanteils

Diese vier FFH-Maßnahmen dürften die Naturschutzanforderungen für eine Umsetzung höherer naturschutzfachlicher Standards in der NMF-Flächenkategorie „Waldflächen mit Naturschutzzvorrangfunktion“ hinreichend abdecken (Seintsch et al., 2012). Die aufgeführten naturschutzfachlichen Maßnahmen können Auswirkungen für Waldbesitzer haben, die zu Mehraufwand oder Mindererträgen führen (Seintsch et al., 2012; Rosenkranz et al., 2014). Diese Auswirkungen sowie die Operationalisierung der Maßnahmen zur Berechnung mit dem Strugholtz-Englert-Modell sind für beide Waldbehandlungsvarianten im Folgenden beschrieben:

**Einschränkung der Baumartenwahl:** Eine Erhöhung des Laubholzanteils kann in zweifacher Hinsicht zu Ertrags-einbußen führen. Zum einen wird auf das ertragstärkere Nadelholz verzichtet. Des Weiteren resultieren aus einem naturschutzorientierten Waldumbau zusätzliche Investitionskosten (z. B. Kultur- und Läuterungskosten). Auf Grundlage der FFH-Bewertungsschemata für Waldlebensraumtypen der Länder wurden 80 % Laubholzanteil als Ziel auf den „Waldflächen mit Naturschutzzvorrangfunktion“ unterstellt (entspricht der FFH-Zielvorgabe für den Erhaltungszustand B) (Rosenkranz et al., 2012). Der Laubholzanteil in der Waldbehandlungsvariante „Status quo“ beträgt derzeit rund 90 % auf den „Waldflächen mit Naturschutzzvorrangfunktion“ und muss folglich nicht weiter angehoben werden. Bei einer Umsetzungsvariante „Neue Multifunktionalität“ beträgt der Laubholzanteil auf den 25 % „Waldflächen mit Naturschutzzvorrangfunktion“ 63 %. In der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ muss der Laubholzanteil folglich um 17 %-Punkte angehoben werden.

**Punktueller und kleinflächiger Nutzungsverzicht:** Die dauerhafte Ausweisung von Habitatbäumen oder Habitatbaumgruppen im Wald kommt einer Stilllegung und

damit einer Verringerung der forstlichen Produktionsfläche und eines Verlusts an Rohholzaufkommen, gleich. Die BWI 2012 weist insgesamt 23,7 Millionen (Mio.) Habitatbäume aus. Davon sind jedoch 22 Mio. Höhlenbäume, die durch Spechtaktivitäten oder abgebrochene Äste entstehen. Die restlichen 1,74 Mio. Bäume bestehen aus Horstbäumen, die leicht identifizierbar sein dürften, sowie aus dauerhaft markierten Habitatbäumen. Wir nehmen an, dass es sich hierbei überwiegend um Altbäume ab dem Alter 100 handelt. Altbäume ab dem Alter 100 nehmen gemäß der BWI 2012 derzeit eine Fläche von rund 2,28 Mio. ha ein. Auf die Gesamtfläche der nicht aus der Nutzung genommenen Holzbodenfläche verteilt entsprechen die 1,74 Mio. Habitat- und Höhlenbäume rund 0,76 Habitatbäumen pro Hektar auf Waldflächen ab dem Alter 100. Wir unterstellen hierbei, dass auf „Waldflächen mit Naturschutzzvorrangfunktion“ mehr Habitatbäume stehen als im Wirtschaftswald. Für die Waldbehandlungsvariante „Status quo“ schätzen wir daher 2 Habitatbäume pro Hektar auf „Waldflächen mit Naturschutzzvorrangfunktion“ sowie 0,5 Habitatbäume pro Hektar im Wirtschaftswald. Auf Grundlage der Maßnahmenplanungen und der Erhaltungszustandsbewertungen in FFH-Gebieten (Rosenkranz et al., 2012) wurde in der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ eine durchschnittliche Erhöhung von 2 auf 5 Habitatbäume pro Hektar in der NMF-Flächenkategorie „Wald mit Naturschutzzvorrangfunktion“ unterstellt. Als vereinfachende Annahme wurde unterstellt, dass die dauerhaft ausgewiesenen Habitatbäume über den 200-jährigen Simulationszeitraum vital bleiben und nicht zur Nachlieferung des Totholzvorrates beitragen.

**Belassen von Totholz:** In den FFH-Maßnahmenplanungen wird der Erhalt eines definierten Totholzvorrates zusätzlich zur Ausweisung von Habitatbäumen gefordert (Rosenkranz et al., 2012). Aufgrund der natürlichen Holzzerersetzung bedingt der Erhalt dieses Totholzvorrates kontinuierliche Nachliefermengen, welche einen Nutzungsverzicht für Waldbesitzer darstellen. Zur Abschätzung dieses Nutzungsverzichtes wurde in unseren Berechnungen die Annahme getroffen, dass natürliche Mortalität im Kontext der Totholznachliefermengen zu vernachlässigen ist. Die BWI 2012 weist eine durchschnittliche Menge stehenden und liegenden Totholzes von 20,6 m<sup>3</sup> pro Hektar Wald aus. Abfuhrreste und Wurzelanläufe wurden von dieser Gesamattoholzmenge abgezogen. Diese Mengen dürften naturschutzfachlich einen geringen Wert haben und sind auch nicht als Nutzungsverzicht der Rohholzproduktion zu bewerten. Somit wurde für unsere Studie ein Durchschnittswert von 14,7 m<sup>3</sup> Totholz pro Hektar unterstellt, der in der Waldbehandlungsvariante „Status quo“ gehalten wird. In Anlehnung an die Arbeiten von Winter (2010) wurde bei NMF-Umsetzung zur Anhebung des Waldnaturschutzniveaus für die „Waldflächen mit Naturschutzzvorrangfunktion“ ein Zielwert von 50 m<sup>3</sup> Totholz pro Hektar angenommen. Für die Simulation

wurde hierbei unterstellt, dass die fehlende Totholzmenge von 34,3 m<sup>3</sup> in den ersten 10 Jahren nach Simulationsbeginn aufgebaut und der Zieltotholzvorrat von 50 m<sup>3</sup> dann in den Folgejahren konstant gehalten wird.

**Erhöhung der Produktionszeit:** In beiden Waldbehandlungsvarianten wurde auf den „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ zur Erhöhung des Altholzanteils pauschal eine Erhöhung der Produktionszeiten um 20 Jahre unterstellt. Die Produktionszeit der Holzartengruppe Buche wurde damit von 150 Jahre auf 170 Jahre, die der Eiche von 180 Jahre auf 200 Jahre, die der Fichte von 120 Jahre auf 140 Jahre und die der Kiefer von 140 Jahre auf 160 Jahre verlängert. Die Erhöhung der Produktionszeit führt zu einem Aufschub der Endnutzung und dadurch zu zeitverzögerten Erträgen. Die aus der forstlichen Praxis bekannte altersbedingte Holzqualitätsentwertung der Bäume, beispielsweise durch Rottkern oder Fäule, und die damit verbundene Veränderung der Sortimentsstruktur konnte aufgrund des geringen Kenntnisstandes zu den Zusammenhängen nicht bewertet werden. Da auf Basis des TBN-Forst keine Informationen zu den sortiments- und dimensionsspezifischen Holzerlösen vorliegen, konnte ebenfalls nicht berücksichtigt werden, dass bei einigen Nadelholzarten für starkes, sägefähiges Stammholz Preisabschläge in der Praxis bestehen.

**Erhöhung der Holzerntekosten:** Durch Arbeitssicherheitsmaßnahmen (z. B. seilunterstützte Fällung) wegen totholzreicher Kronen von Altholz- und Habitatbäumen sowie durch die Erhöhung von Rückegassenabständen zur Schonung des Waldbodens können sich Holzerntekosten erhöhen. In Anlehnung an Seintsch et al. (2012) wurden in beiden Waldbehandlungsvarianten Mehrkosten von 1 €/Efm pro Habitatbaum auf der Fläche für Arbeitssicherheitsmaßnahmen bei der Ernte der umstehenden Bäume unterstellt. Für den „Waldflächenanteil mit Naturschutzvorrangfunktion“ wurde weiterhin unterstellt, dass die Abstände der Rückegassen in beiden Waldbehandlungsvarianten (somit auch auf den zusätzlichen Naturschutzvorrangflächen in der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“) aus naturschutzfachlicher Sicht bereits ausreichend und daher nicht erhöht werden müssen. Es entstehen auf diesen Flächen daher keine zusätzlichen Rückungskosten.

**Erhöhung der Verwaltungskosten:** Bei einer Anhebung des Waldnaturschutzniveaus können zusätzliche Verwaltungskosten in der Holzernte z. B. durch vermehrten Aufwand bei der Hiebsplanung oder durch Abstimmungen mit den Naturschutzverwaltungen entstehen. Der Kenntnisstand zu den Veränderungen der Verwaltungskosten von Forstbetrieben bei einer Anhebung des Waldnaturschutzniveaus oder nach Ausweisung von Schutzgebietskulissen ist bisher gering. Von Seintsch et al. (2012: 86) wurden zusätzliche jährliche Verwaltungskosten für die Waldbewirtschaftung in FFH-Buchenlebensraumtypen in 18 von 21 untersuchten Fallbeispielsbetrieben mit im Mittel 9,10 €/ha erhoben. Bei einer ebenfalls von Seintsch et al. (2012: 86)

durchgeführten bundesweiten Online-Befragung wurde ein zusätzlicher Verwaltungsaufwand für den jährlichen Betriebsvollzug auf FFH-Gebietsflächen von 28 % der befragten Forstbetriebe (25 Betriebe) mit durchschnittlich 12,16 €/ha pro Jahr ermittelt (Befragung erfolgte im laufenden FFH-Umsetzungsprozess). Für die eigene Untersuchung werden erhöhte Verwaltungskosten von 9,1 €/ha/Jahr innerhalb der Waldflächenkategorie Wald mit Naturschutzvorrangfunktion unterstellt.

### 2.3.3 Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards

Wie in den Kapitel 2.2.1 beschrieben, wird für die Studie im „Status quo“ ein „Waldflächenanteil ohne forstliche Bewirtschaftung“ von 2,1 % angenommen. Weiterhin wird angenommen, dass im „Status quo“ die „Waldfläche mit Naturschutzvorrangfunktion“ mit umgesetzten Naturschutzmaßnahmen 8,5 % der Gesamtwaldfläche beträgt. Diese Maßnahmenfläche wird in der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ auf 25 % ausgeweitet. (Kapitel 2.2.2). Der Flächenanteil des „Wirtschaftswalds mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ beträgt somit in der Waldbehandlungsvariante „Status quo“ 89,4 % der Gesamtwaldfläche. Für die Berechnung der Waldbehandlung im „Status quo“ werden keine Änderungen der forstlichen Bewirtschaftung unterstellt. Durch die Erweiterung der Flächenkategorien „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ auf 25 % und „Waldfläche ohne forstliche Bewirtschaftung“ auf 5 %, reduziert sich die Fläche der Kategorie „Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ in der Bewirtschaftungsvariante „Neue Multifunktionalität“ auf 70 % des bestockten Waldbodens. Auf diesen werden zusätzliche naturschutzfachliche Maßnahmenplanungen zur Implementierung des NMF-Konzeptes unterstellt.

Für die Operationalisierung der naturschutzfachlichen Maßnahmenplanungen auf den Flächen des „Wirtschaftswalds mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ wurden im Wesentlichen Annahmen auf Basis der Waldstrategie 2020 (BMELV, 2011) und der Biodiversitätsstrategie (BMU, 2007) getroffen. Die Biodiversitätsstrategie nennt bspw. als Ziele für die Waldbewirtschaftung bis zum Jahr 2020 das Vorhandensein eines in Menge und Qualität ausreichenden Alt- und Totholzanteils, die Reduktion nicht-standortheimischer Baumarten sowie eine Bewirtschaftung von 80 % der Waldfläche nach forstlichen Zertifizierungssystemen. Aus diesen Zielen wurden nachfolgende vier naturschutzfachliche Maßnahmenbereiche abgeleitet:

1. Anbau von standortgerechten Baumarten
2. Punktuelle und kleinflächige Stilllegung von Waldflächen (z. B. Habitatbäumen)
3. Erhöhung des Totholzvorrates
4. Erhöhung des Altholzanteils durch Erhöhung der Produktionszeit

Diese naturschutzfachlichen Maßnahmen wurden auf Basis der nachfolgend aufgeführten Literatur operationalisiert. War keine Literatur vorhanden, so wurden eigene Annahmen getroffen:

**Einschränkung der Baumartenwahl:** In der Waldstrategie 2020 wird der Anbau standortgerechter und überwiegend heimischer Baumarten gefordert, in der Biodiversitätsstrategie die Vermehrung standortheimischer Arten sowie die kontinuierliche Reduktion nicht standortheimischer Arten (BMU, 2007; BMELV, 2011). Im Rahmen der Studie wird aus diesen Zielen abgeleitet, dass der Anteil von Laubholz erhöht werden soll. In Anlehnung an Regelungen in Waldbaukonzepten ausgewählter Landesforstverwaltungen (Landesforst Mecklenburg-Vorpommern, 1996; HessenForst, 2008 und Niedersächsische Landesforsten, 2011) wird ein durchschnittlicher Anteil von 60 % Laubholz auf „Wirtschaftswaldflächen mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ bei einer NMF-Implementierung unterstellt. Außer diesen waldbaulichen Zielwerten in den Waldbaukonzepten der Länder lagen den Autoren keine weiteren operationalen Zielformulierungen zur Erhöhung des Laubholzanteils vor. Der Laubholzanteil im „Status quo“ beträgt 44 %. In der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ wird der Laubholzanteil daher um 16 %-Punkte angehoben. Bei dieser Annahme handelt es sich um einen Durchschnittswert für den gesamten deutschen Wald, welcher nicht zwangsläufig von jeder Waldeigentumsart durchschnittlich zu erfüllen wäre.

**Punktueller und kleinflächiger Nutzungsverzicht:** Auf Grundlage der Alt- und Totholzprogramme von zehn Landesforstverwaltungen (Landesforst Mecklenburg-Vorpommern, 2002; SaarForst, 2003; Forst Brandenburg, 2004; BaySF, 2009; Schmalfuß et al., 2010; HessenForst, 2011; Landesforsten Rheinland-Pfalz, 2011; Niedersächsische Landesforsten, 2011; Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt, 2014; Thüringen-Forst, ohne Jahr) wurden bei Umsetzung des NMF-Konzeptes 3 Habitatbäume pro Hektar in Beständen ab dem Alter 100 Jahre unterstellt. Ausgehend von im „Status quo“ unterstellten 0,5 Habitatbäumen pro Hektar resultiert hieraus eine Erhöhung um 2,5 Habitatbäume pro Hektar in der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“.

**Steigerung des Totholzanteils:** In Anlehnung an die Studie von Winter (2010) wird in der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“, eine Erhöhung des Totholzvorrates von 14,7 m<sup>3</sup> pro Hektar im „Status quo“ auf 30 m<sup>3</sup> pro Hektar unterstellt. Dabei wurde zunächst der Aufbau des Zielvorrats in den ersten 10 Jahren nach Simulationsbeginn berechnet und der Zieltotholzvorrat von 30 m<sup>3</sup> dann in den Folgejahren konstant gehalten.

**Erhöhung des Produktionszeit:** Für unsere Berechnungen unterstellen wir, dass in beiden Waldbehandlungsvarianten keine Erhöhung der Umtreibszeit auf „Wirtschaftswaldflächen mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ stattfindet, sondern dass der Altholzbedarf durch die Erhöhung der Habitatbaumanzahlen abgedeckt wird.

**Erhöhung der Holzerntekosten:** Wie bereits bei der Operationalisierung der naturschutzfachlichen Maßnahmen auf den „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ wird in beiden Waldbehandlungsvarianten eine

Erhöhung der Holzerntekosten um 1 €/Efm pro Habitatebaum für Arbeitssicherheitsmaßnahmen unterstellt. Der Abstand von dauerhaften Rückegassen im Wirtschaftswald wird im „Status quo“ auf 20 bis 30 m geschätzt. In der Waldbewirtschaftungsvariante „Neue Multifunktionalität“ werden, in Anlehnung an aktuelle Zertifizierungsrichtlinien eine Erhöhung der Rückegassenabstände auf 40 m unterstellt. In Folge wurden pauschal zusätzliche Holzerntekosten von 3 €/Efm angenommen (AFL Niedersachsen, 2010; FSC, 2012).

**Erhöhung der Verwaltungskosten:** In der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ wird auf den „Wirtschaftswaldflächen mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ ebenfalls eine Erhöhung der Verwaltungskosten um 9,1 €/ha in Folge des erhöhten Waldnaturschutzniveaus für bspw. aufwendigere Hiebsplanung oder Abstimmung von forstlichen Maßnahmen mit Naturschutzverwaltungen unterstellt.

Die vorgestellten Annahmen und zentralen Datenquellen zur Operationalisierung des NMF-Konzeptes sind für die beiden Waldbehandlungsvarianten in Tabelle 1 nochmals vergleichend gegenübergestellt.

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Rohholzaufkommen

Bei einer Weiterführung der Waldbewirtschaftung nach dem „Status quo“ würden in den nächsten 200 Jahren auf den „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ zwischen 5,5 und 7,0 Efm/ha/Jahr, im Mittel 6,3 Efm/ha/Jahr, an Rohholz eingeschlagen werden. Im „Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ sind es zwischen 7,2 und 8,4 Efm/ha/Jahr, im Mittel 7,8 Efm/ha/Jahr. Für die gesamte deutsche Holzbodenfläche berechnet sich ein Rohholzaufkommen zwischen 6,9 und 8,1 Efm/ha/Jahr, im Mittel 7,5 Efm/ha/Jahr (Tabelle 2). Bei einer Fortführung des „Status quo“ entspricht dies insgesamt einem Rohholzaufkommen zwischen 73,4 und 85,7 Mio. Efm/Jahr und im Mittel 79,6 Mio. Efm/Jahr.

Bei einer Umsetzung des NMF-Konzeptes zur Anhebung des Waldnaturschutzniveaus reduziert sich das Rohholzaufkommen auf der gesamten deutschen Holzbodenfläche auf 5,7 bis 7,2 Efm/ha/Jahr, im Mittel um 6,4 Efm/ha/Jahr. In der Waldbewirtschaftungsvariante „Neue Multifunktionalität“ können auf den Flächenkategorien „Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ dann im Mittel nur noch 7,0 Efm/ha/Jahr (zwischen 6,5 und 7,8 Efm/ha/Jahr) und auf den „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ im Mittel nur noch 6,0 Efm/ha/Jahr (zwischen 4,7 bis 7,0 Efm/ha/Jahr) Rohholz eingeschlagen werden (Tabelle 2). Auf der Gesamtwaldfläche entspricht dies bei einer Umsetzung der „Neue Multifunktionalität“ einem Rohholzaufkommen zwischen 60,6 und 76,5 Mio. Efm/Jahr und im Mittel 68,4 Mio. Efm/Jahr. In der Differenz der beiden Waldbehandlungsvarianten ergibt sich ein Verlust an Rohholzaufkommen von 7,6 bis 14,9 Mio. Efm/Jahr, im Mittel von rund 11,2 Mio. Efm/Jahr durch eine Erhöhung des Waldnaturschutzniveaus nach dem NMF-Konzept (Tabelle 2).

**Tabelle 1**

Operationalisierung der Waldbewirtschaftungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ für die Modellrechnung

		„Status quo“		„Neue Multifunktionalität“
	Maßnahmen	Quelle	Maßnahmen	Quelle
Wald ohne forstliche Bewirtschaftung	2,1 %	Engel (2013)	5 %	BMU (2007)
Wald mit Naturschutz-vorrangsfunktion	8,5 %	Polley (2009), BfN (2012)	25 %	Polley (2009)
Einschränkung der Baumartenwahl	Keine Erhöhung des Laubholzanteils (IST: 90 %)	BMEL (2012)	Erhöhung des Laubholzanteils von 63 % auf 80 %	BMEL (2012), Rosenkranz et al. (2012)
Punktueller Nutzungsverzicht	Keine Erhöhung der Habitatbaumanzahl (IST: 2 Stück/ha)	Annahme auf Basis von BMEL (2012)	Erhöhung der Habitatbaumanzahl von 2 auf 5 Stück/ha	Rosenkranz et al. (2012)
Belassen von Totholz	Keine Erhöhung des Totholzanteils (IST: 14,7 m <sup>3</sup> /ha)	BMEL (2012)	Erhöhung des Totholzanteils von 14,7 m <sup>3</sup> auf 50 m <sup>3</sup>	Annahme auf Basis von Winter (2010)
Erhöhung der Produktionszeit	Erhöhung um 20 Jahre für alle Baumarten	Seintsch et al. (2012)	Erhöhung um 20 Jahre für alle Baumarten	Seintsch et al. (2012)
Erhöhung der Holzerntekosten	2 €/Efm (für 2 Habitatbäume /ha)	Seintsch et al. (2012)	5 €/Efm (für 5 Habitatbäume /ha)	Seintsch et al. (2012)
Erhöhung der Verwaltungskosten	Erhöhte Verwaltungskosten von 9,1 €/ha/Jahr	Seintsch et al. (2012)	Erhöhung der Verwaltungskosten um 9,1 €/ha/Jahr	Seintsch et al. (2012)
<b>Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards</b>	<b>89,4 %</b>	<b>Eigene Berechnung</b>	<b>70 %</b>	<b>Eigene Berechnung</b>
Einschränkung der Baumartenwahl	Keine Erhöhung des Laubholzanteils (IST: 44 %)	BMEL (2012)	Erhöhung des Laubholzanteils von 44 % auf 60 %	BMU (2007), BMELV (2011), BMEL (2012), Rosenkranz et al. (2012), Waldbaurichtlinien aus 3 Bundesländern (siehe Text)
Punktueller Nutzungsverzicht	Keine Erhöhung der Habitatbaumanzahl (IST: 0,5 Stk./ha)	Annahme auf Basis von BMEL (2012)	Erhöhung der Habitatbaumanzahl von 0,5 auf 3 Stück/ha	Annahme auf Basis von Waldbaurichtlinien sowie Alt- und Totholzkonzepte aus 10 Bundesländern (siehe Text)
Belassen von Totholz	Keine Erhöhung des Totholzanteils (IST: 14,7 m <sup>3</sup> /ha)	BMEL (2012)	Erhöhung des Totholzanteils von 14,7 m <sup>3</sup> auf 30 m <sup>3</sup>	Annahme auf Basis von Winter (2010)
Erhöhung der Produktionszeit	Keine Erhöhung der Produktionszeit	Seintsch et al. (2012)	Keine Erhöhung der Produktionszeit	Seintsch et al. (2012)
Erhöhung der Holzerntekosten	0,5 €/Efm (für 0,5 Habitatbäume /ha)	Seintsch et al. (2012)	6 €/Efm (für 3 Habitatbäume /ha sowie für Erhöhung der Rückegassenabstände auf 40 m)	AFL Niedersachsen (2010), FSC (2012), Seintsch et al. (2012)
Erhöhung der Verwaltungskosten	Keine Erhöhung der Verwaltungskosten	Seintsch et al. (2012)	Erhöhung der Verwaltungskosten um 9,1 €/ha/Jahr	Seintsch et al. (2012)

Die Differenzen des jährlichen Rohholzaufkommens zwischen den Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ sind untergliedert nach Holzartengruppen für den 200-jährigen Betrachtungszeitraum in Abbildung 1 dargestellt. Auf den ersten Blick wird der Rohholzaufkommensverlust in allen Holzartengruppen in der ersten Berechnungsperiode deutlich. Dieser Verlust erhöht sich für das Nadelholz (Holzartengruppen Fichte und Kiefer in Summe) bis zur achten Periode des Betrachtungszeitraums und sinkt danach wieder leicht ab. Für die

Holzartengruppen Buche und Eiche erhöht sich ab der dritten Periode das Rohholzaufkommen und steigt weiter an.

Schwankungen in der Höhe des Rohholzaufkommens ergeben sich grundsätzlich in beiden Waldbehandlungsvarianten durch die Verteilung der Baumarten und die Altersklassenstruktur sowie die unterstellten Produktionszeiten. Die Differenzen des Rohholzaufkommens zwischen den beiden Waldbehandlungsvarianten resultieren aus unterschiedlichen Flächenanteilen von „Wald ohne forstliche Bewirtschaftung“ und dauerhaft ausgewiesenen Habitatbäumen

**Tabelle 2**

Vergleich des minimalen, maximalen und mittleren Rohholzaufkommens in Efm pro Hektar und Jahr in der 200-jährigen Simulationsperiode für die Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ sowie die Gesamtdifferenz aus beiden Waldbehandlungsvarianten in Mio. Efm je Jahr

Gesamteinschlag [Efm/ha/Jahr]	Mittelwert	Minimum	Maximum
<b>„Status quo“</b>			
Wald ohne forstliche Bewirtschaftung (2,1 %)	0,0	0,0	0,0
Wald mit Naturschutzvorrangfunktion (8,5 %)	6,3	5,5	7,0
Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards (89,4 %)	7,8	7,2	8,4
<b>Status quo Gesamt</b>	<b>7,5</b>	<b>6,9</b>	<b>8,1</b>
<b>„Neue Multifunktionalität“</b>			
Wald ohne forstliche Bewirtschaftung (5 %)	0,0	0,0	0,0
Wald mit Naturschutzvorrangfunktion (25 %)	6,0	4,7	7,0
Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards (70 %)	7,0	6,5	7,8
<b>Neue Multifunktionalität Gesamt</b>	<b>6,4</b>	<b>5,7</b>	<b>7,2</b>
Differenz Status quo/ Neue Multifunktionalität [Mio. Efm/Jahr]	-11,2	-7,6	-14,9

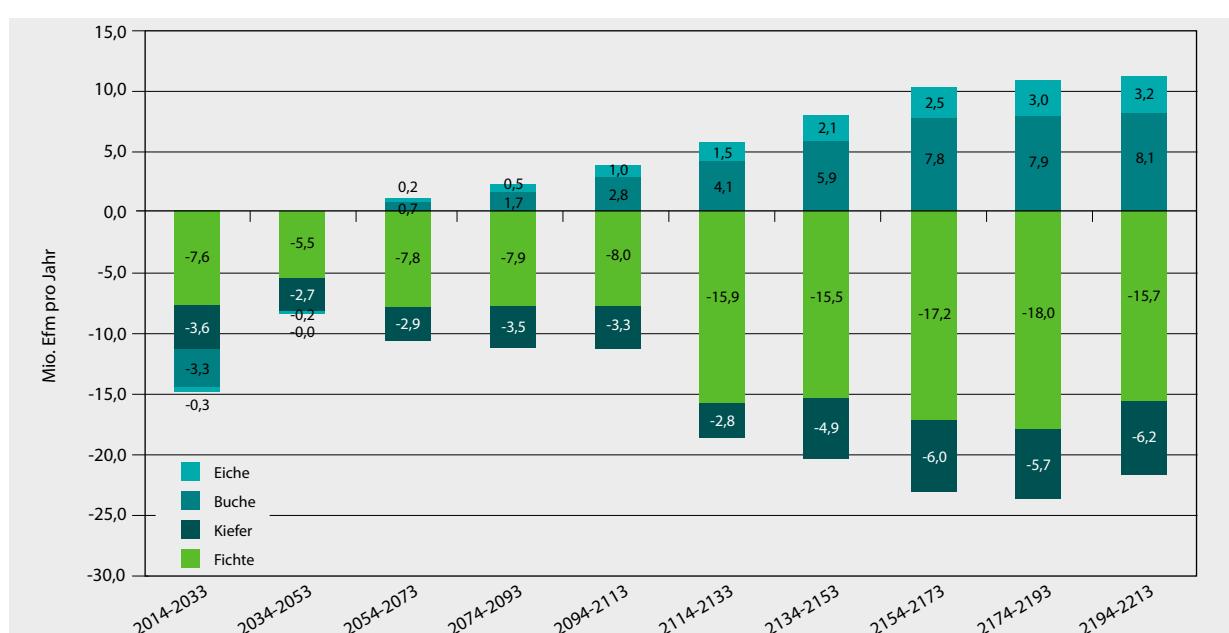
sowie der Höhe des Nutzungsverzichtes für die Totholznachliefermengen als unmittelbar wirkende Naturschutzmaßnahmen. Weiterhin wirken über den gesamten Simulationszeitraum die abweichenden Umtriebszeiten. Mittel- bis langfristig wirkt hingegen der laubholzorientierte Waldumbau auf die Differenzen des Rohholzaufkommens.

Das Rohholzaufkommen der Holzartengruppen Buche und Eiche erhöht sich ab der dritten Periode aufgrund der Umbaumaßnahmen hin zu einem höheren Laubholzanteil in der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ auf den „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ sowie dem „Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“. Die zusätzlichen Holzmengen in diesen

Holzartengruppen kompensieren jedoch nicht den Verlust an Rohholzaufkommen in den Holzartengruppen Fichte und Kiefer (vgl. auch Ermisch et al., 2013).

### 3.2 Deckungsbeiträge

Tabelle 3 zeigt den mittleren, minimalen und maximalen Deckungsbeitrag pro Hektar und Jahr innerhalb der 200-Jährigen Simulationsperiode für die Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ sowie die Gesamtdifferenz aus beiden Waldbehandlungsvarianten in Milliarden (Mrd.) Euro je Jahr.

**Abbildung 1**

Differenzen des Rohholzaufkommens zwischen den Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ in Mio. Efm pro Jahr (Werte gerundet)

**Tabelle 3**

Vergleich des minimalen, maximalen und mittleren Deckungsbeitrags in Euro pro Hektar und Jahr in der 200-jährigen Simulationsperiode für die Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ sowie die Gesamtdifferenz aus beiden Waldbehandlungsvarianten in Mrd. Euro je Jahr

Deckungsbeitrag [€/ha/Jahr]	Mittelwert	Minimum	Maximum
<b>„Status quo“</b>			
Wald ohne forstliche Bewirtschaftung (2,1 %)	0,0	0,0	0,0
Wald mit Naturschutzvorrangfunktion (8,5 %)	178	158	194
Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards (89,4 %)	283	262	301
<b>Status quo Gesamt</b>	<b>269</b>	<b>249</b>	<b>285</b>
<b>„Neue Multifunktionalität“</b>			
Wald ohne forstliche Bewirtschaftung (5 %)	0,0	0,0	0,0
Wald mit Naturschutzvorrangfunktion (25 %)	158	132	183
Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards (70 %)	193	180	217
<b>Neue Multifunktionalität Gesamt</b>	<b>174</b>	<b>163</b>	<b>195</b>
<b>Differenz Status quo/ Neue Multifunktionalität [Mrd. €/Jahr]</b>	<b>-1,0</b>	<b>-1,1</b>	<b>-0,8</b>

Wird die Waldbehandlung im „Status quo“ fortgeführt, so können im „Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ zwischen 262 und 301 €/ha/Jahr, im Mittel 283 €/ha/Jahr und auf den „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ zwischen 158 bis 194 €/ha/Jahr, im Mittel 178 €/ha/Jahr an Deckungsbeitrag generiert werden. Insgesamt beläuft sich der Deckungsbeitrag, bezogen auf die deutsche Holzbodenfläche, auf rund 249 bis 285 €/ha/Jahr und im Mittel auf 269 €/ha/Jahr. Dies entspricht bei einer Fortführung des „Status quo“ einem Deckungsbeitrag zwischen 2,6 und 3,0 Mrd. €/Jahr bei einem Mittelwert von 2,9 Mrd. €/Jahr.

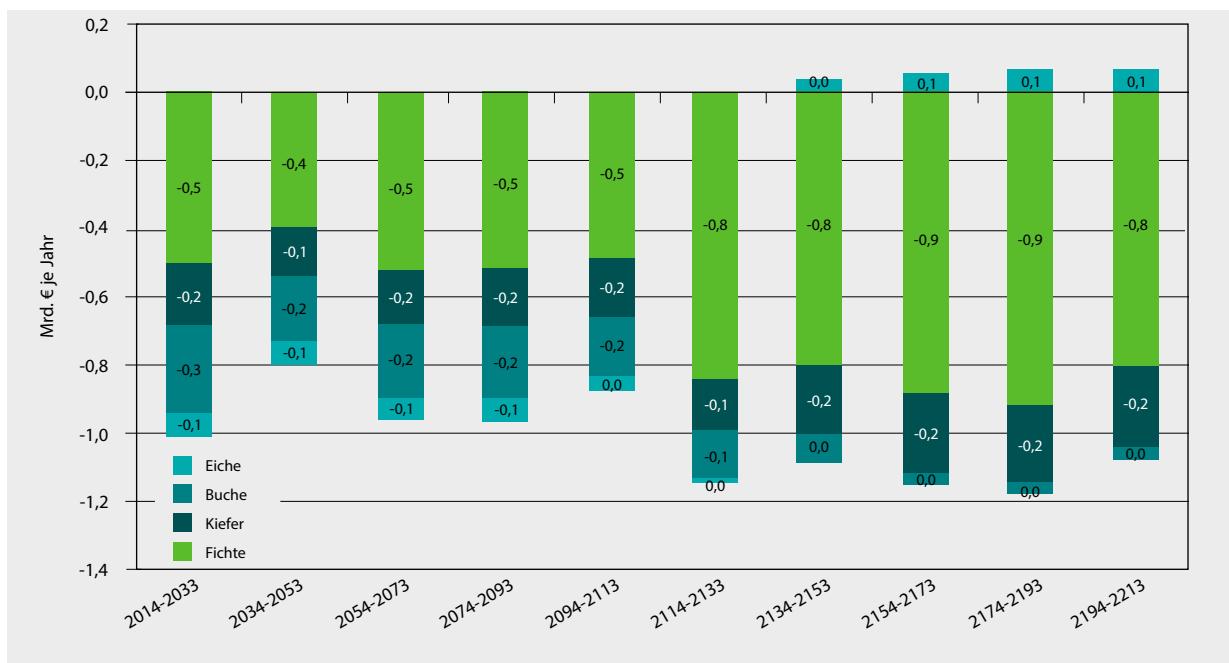
In der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ reduzieren sich die Deckungsbeiträge der forstlichen Nutzung insgesamt im Mittel um rund 35 % im Vergleich zum „Status quo“. Im „Wirtschaftswald mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“ lassen sich nach Umsetzung der höheren naturschutzfachlichen Standards im Mittel 193 €/ha/Jahr (zwischen 180 und 217 €/ha/Jahr) an Deckungsbeitrag erzielen. Auf den „Waldflächen mit Naturschutzvorrangfunktion“ liegt der Deckungsbeitrag bei rund 158 €/ha/Jahr mit Schwankungen zwischen 132 und 183 €/ha/Jahr. Bezogen auf die gesamte Holzbodenfläche errechnen sich bei einer Umsetzung der Waldbehandlungsvariante „Neuen Multifunktionalität“ Deckungsbeiträge zwischen 163 und 195 €/ha/Jahr, im Mittel 174 €/ha/Jahr. Insgesamt können bei einer Umsetzung der „Neuen Multifunktionalität“ zwischen 1,7 und 2,1 Mrd. €/Jahr, im Mittel 1,9 Mrd. €/Jahr generiert werden.

In der Differenz der beiden Waldbehandlungsvarianten ergibt sich ein Verlust an jährlichem Deckungsbeitrag (Opportunität) von 0,80 bis 1,1 Mrd. €, im Mittel von rund 1,0 Mrd. € pro Jahr.

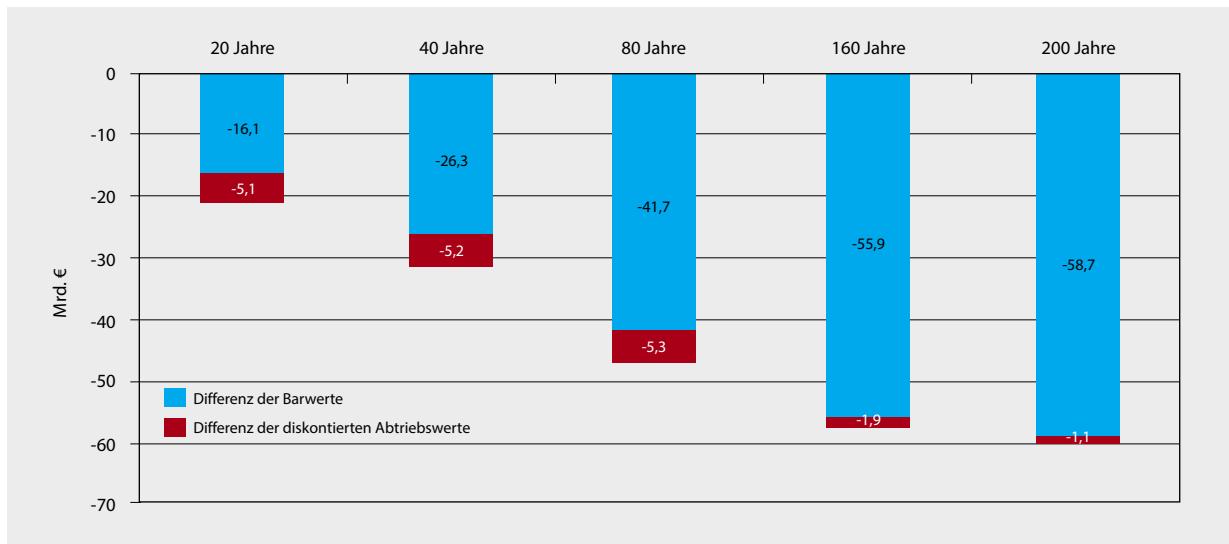
In Abbildung 2 sind die Differenzen des Deckungsbeitrags in Mrd. Euro pro Jahr zwischen den Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ differenziert nach Holzartengruppen für den

200-jährigen Simulationszeitraum dargestellt. Die Differenzen der Deckungsbeiträge entstehen zu Beginn der Simulationsperiode primär aus den Aufwendungen für den Waldumbau (höhere Kultukosten). Zu Ende der Simulationsperiode sind es primär die Verluste des ertragsstarken Nadelholzes, die zu den hohen Deckungsbeitragsdifferenzen führen. Zudem entstehen über die gesamte Simulationsperiode hinweg Deckungsbeitragsdifferenzen durch das verringerte Rohholzaufkommen, bedingt durch den Nutzungsverzicht für zusätzliche „Waldflächen ohne forstliche Bewirtschaftung“, für das Belassen von Habitatbäumen und für Totholznachliefermengen sowie durch die Erhöhung der Holzerntekosten, bedingt durch Arbeitssicherheitsmaßnahmen und die Erweiterung der Rückegassen auf den „Wirtschaftswaldflächen mit naturschutzfachlichen Mindeststandards“. Ebenfalls entstehen konstant über den gesamten Zeitraum hinweg zusätzliche Verwaltungskosten, die sich jedoch über die Fläche herleiten und nicht maßnahmenabhängig sind.

In unseren Berechnungen wird auch noch einmal deutlich, dass die Erhöhung des Einschlags in den Holzartengruppen Buche und Eiche (höherer Einschlag bewertet zu konstanten Preisen) den Rückgang des Einschlags in den Holzartengruppen Fichte und Kiefer (reduzierter Einschlag bewertet zu konstanten Preisen) hinsichtlich des erzielten Gesamtdeckungsbeitrags im 200-jährigen Simulationszeitraum nicht kompensieren kann. So werden die höheren Erlöse in den Holzartengruppen Buche und Eiche in der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ durch den Waldumbau hin zu einem höheren Laubholzanteil durch die zusätzlichen Kultukosten teilweise aufgehoben. Weiterhin weist die Holzartengruppe Buche nach TBN-Forst unter allen Holzartengruppen die niedrigsten durchschnittlichen Verkaufspreise pro Kubikmeter im Jahr 2011 auf. Im Vergleich zur ertragsstarken Holzartengruppe Fichte, mit rund 20 €/m<sup>3</sup> höheren durchschnittlichen Verkaufserlösen im Jahr 2011

**Abbildung 2**

Differenzen des Deckungsbeitrags zwischen den Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ in Mrd. Euro pro Jahr (Werte gerundet)

**Abbildung 3:**

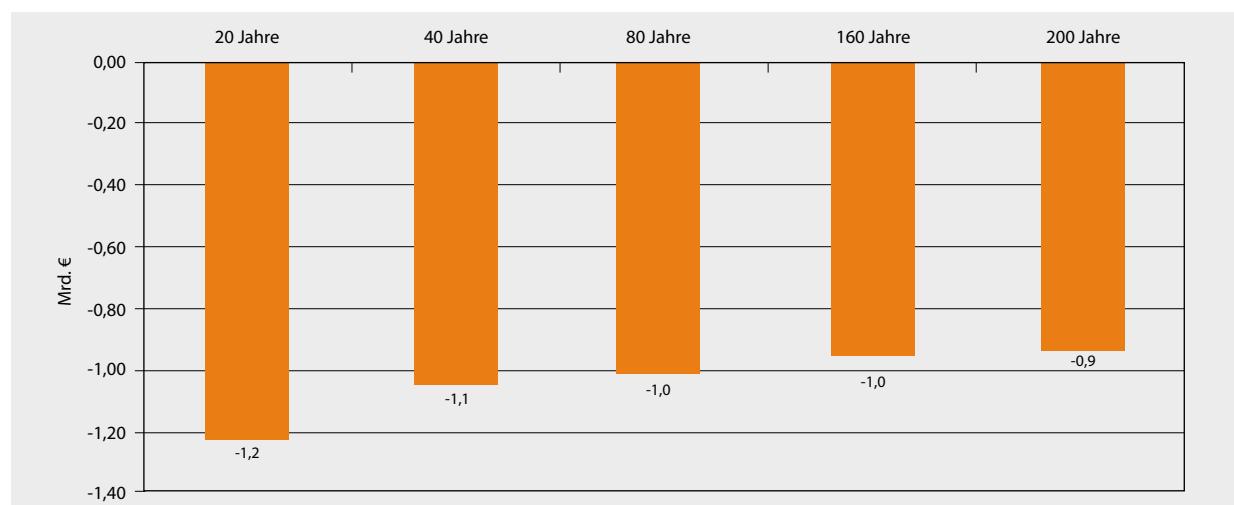
Ertragswertdifferenzen (Barwerte und diskontierte Abtriebswerte) der Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ in Mrd. Euro pro Jahr über verschiedenen Betrachtungszeiträume (Werte gerundet)

und deutlich höheren Einschlagsmengen, erzielt die Holzartengruppe Buche deutlich niedrigere Erlöse pro Hektar. Einen Sonderfall stellt die Holzartengruppe Eiche dar, welche unter allen Holzartengruppen die höchsten Verkaufspreise pro Kubikmeter im Jahr 2011 aufweist, jedoch auch nur geringe Einschlagsmengen ermöglicht (vgl. Ermisch et al., 2013).

### 3.3 Ertragswert und Annuität

Die Differenzen der Ertragswerte zwischen den beiden Waldbehandlungsvarianten, berechnet aus den Barwerten der Zahlungsströme und den diskontierten Abtriebswerten als Maß für die Wertänderung, sind in Abbildung 2 für verschiedene Bewertungszeiträume dargestellt.

Bezogen auf einen Bewertungszeitraum von 20 Jahren beträgt die Barwertdifferenz der Waldbehandlungsvariante „Neue Multifunktionalität“ im Vergleich zum „Status quo“ rund 16,1 Mrd. €. Die Differenz der diskontierten

**Abbildung 4**

Annuitätendifferenzen der Waldbehandlungsvarianten „Status quo“ und „Neue Multifunktionalität“ in Mrd. Euro pro Jahr (Werte gerundet)

Abtriebswerte zwischen den beiden Waldbehandlungsvarianten beträgt rund 5,1 Mrd. €. Die statische (nicht diskontierte) Differenz der Abtriebswerte beträgt nach 20 Jahren rund 6,8 Mrd. €. Die Differenz des Ertragswerts beträgt rund 21,2 Mrd. €.

Bezogen auf einen Zeitraum von 200 Jahren beträgt die Barwertdifferenz rund 58,7 Mrd. € und die Differenz der diskontierten Abtriebswerte rund 1,1 Mrd. €. Insgesamt beträgt die Ertragswertdifferenz rund 59,7 Mrd. €. Die nicht diskontierte Differenz der Abtriebswerte beträgt nach 200 Jahren rund 20,7 Mrd. €.

In einem nächsten Schritt wurden die Ertragswertdifferenzen in einen jährlich konstanten Zahlungsstrom überführt (vgl. Möhring et al., 2006). Beim Vergleich der Bewertungszeiträume von 20 und 40 Jahren sind die Annuitätendifferenzen zwischen dem „Status quo“ und der „Neuen Multifunktionalität“ noch deutlich zu sehen (Abbildung 4). Beim Vergleich der längeren Bewertungszeiträume gleichen sich diese aufgrund des Einflusses von Zins und Zeit immer mehr an. Berechnet für einen Zeitraum von 20 Jahren betragen die jährlichen Annuitätendifferenzen einschließlich der diskontierten Abtriebswerte rund 1,2 Mrd. €. Bezogen auf einen Zeitraum von 200 Jahren betragen die jährlichen Annuitätendifferenzen rund 0,9 Mrd. €.

## 4 Diskussion und Schlussfolgerungen

Mit der Studie sollten erstmalig orientierende Größenordnungen zu den Holzeinschlags-, Deckungsbeitrags- und Ertragswertverlusten der forstlichen Rohholzerzeugung bei einer Implementierung des naturschutzorientierten Waldbewirtschaftungskonzeptes „Neue Multifunktionalität“ von Höltermann (2013) abgeschätzt werden. Hierfür wurde als eigener Ansatz eine Opportunitätskostenanalyse gewählt. Die naturschutzfachlichen Forderungen wurden auf Basis von Literaturrecherchen und eigenen Annahmen für die

Berechnung der Verzichtskosten operationalisiert und mit einer Waldbehandlungsvariante zur Fortführung der derzeitigen Waldbewirtschaftung verglichen. Bei den in dieser Studie getroffenen Annahmen handelt es sich um Durchschnittswerte für den gesamten deutschen Wald. Dies bedeutet jedoch nicht, dass die Maßnahmen so in der Realität in jeder Waldeigentumsart umgesetzt werden können.

Für die Berechnungen wurde das Strugholtz-Englert-Simulationsmodell eingesetzt. Hierbei handelt es sich um ein einfaches strategisches Entscheidungsmodell, mit dem die Auswirkungen unterschiedlicher Waldbehandlungsoptionen über einen Zeitraum von bis zu 200 Jahre berechnet werden können. Es wurde ursprünglich für Forstbetriebe entwickelt. Im Rahmen dieser Studie wurde es erstmalig auf Bundesebene („Deutschlandbetrieb“) angewendet. Durch den langen Simulationszeitraum ist das Modell besonders geeignet, um die Auswirkungen naturschutzfachlicher Maßnahmenplanungen zu berechnen. In die Zukunft gerichtete Simulationen, insbesondere mit derartig langen Betrachtungszeiträumen, unterliegen jedoch stets Unsicherheiten. So können sich neben Änderungen von Standorteignung und Wachstumsverläufen der Baumarten (z. B. durch Klimawandel) auch die gesellschaftlichen Zielsetzungen für die Waldbehandlung ändern. Des Weiteren basiert die Modellierung auf durchschnittlichen Eingangsdaten und konstanten Preisen und ist von den gewählten Setzungen abhängig. Die vorgestellten Ergebnisse können daher nur orientierende Größenordnungen bieten. In Bezug auf die Berücksichtigung von Risiko herrscht weiterer Modellentwicklungsbedarf.

Im Rahmen der Studie konnte auch die altersbedingte Holzqualitätsentwertung der Bäume (z. B. als Auswirkung der Forderung nach einer Erhöhung von Produktionszeiten zur Anhebung des Altholzanteils) sowie die damit verbundene Veränderung der Sortimentsstruktur aufgrund des geringen Kenntnisstandes nicht bewertet werden. Wenn forstpolitisch hohe Mindestproduktionszeiträume oder Zieldurchmesser vorgegeben werden, verlieren Forstbetriebe jedoch

ihre Flexibilität, auf die am Markt nachgefragte Sortimentsstruktur sachgerecht zu reagieren und Holzentwertung zu vermeiden. Hinsichtlich der Berücksichtigung von Holzentwertung im verwendeten Modell besteht daher weiterer Forschungsbedarf.

Das berechnete Rohholzaufkommen bei einer Fortführung der Waldbewirtschaftung nach dem aktuellen Waldnaturschutzniveau („Status quo“) liegt mit 79,6 Mio. Efm/Jahr im Mittel des 200-jährigen Simulationszeitraumes grundsätzlich in einer plausiblen Größenordnung. Die tatsächlichen Nutzung zwischen der BWI 2002 und BWI 2012 beliefen sich auf 75,7 Mio. Efm/Jahr (BMEL, 2012). Durch das WEHAM-Basiszenario 2002 wurde für die Simulationsperiode 2003 bis 2042 ein potenzielles Rohholzaufkommen von 78,2 Mio. Efm/Jahr ausgewiesen (BMELV, 2005b).

Bei einer Anhebung des Waldnaturschutzniveaus nach dem NMF-Bewirtschaftungskonzept würde sich das Rohholzaufkommen in den nächsten 200 Jahren um insgesamt 11,2 Mio. Efm/Jahr auf 68,4 Mio. Efm/Jahr reduzieren. Durch die NMF-Bewirtschaftung würden sich jedoch vor allem das forstwirtschaftlich bedeutsame Nadelholzaufkommen im 200-jährigen Mittel um 16,1 Mio. Efm/Jahr bzw. gegenüber der Bewirtschaftung nach dem „Status quo“ um 32 % reduzieren.

Die Forstwirtschaftliche Gesamtrechnung (FGR) weist für den Wirtschaftsbereich Forstwirtschaft in den 1990er Jahren überwiegend hohe Nettounternehmensverluste aus. Zu Beginn der 2000er-Jahre konnten ebenfalls keine Unternehmensgewinne erzielt werden (Seintsch und Rosenkranz, 2014). In Folge des deutlich gestiegenen Einschlages konnte der Wirtschaftsbereich Forstwirtschaft erstmalig ab dem Jahr 2005 Nettounternehmensgewinne erzielen. Im Jahr 2012 erzielte der Wirtschaftsbereich Forstwirtschaft mit einem Nettounternehmensgewinn von 1,3 Mrd. € sein bisheriges Rekordergebnis. Zwei Drittel des Produktionswertes von 4,8 Mrd. € zu Herstellungspreisen im Jahr 2012 resultierten hierbei aus der Erzeugung von Nadelrohholz (Seintsch und Rosenkranz, 2014). Bei einer Umsetzung des NMF-Bewirtschaftungskonzeptes, verbunden mit einem jährlichen Deckungsbeitragsverlust von 1,0 Mrd. € im 200-jährigen Mittel, würde eine aktuell erfolgreiche Branche ohne Kompensation wieder in die Verlustnähe gebracht werden. Wie Bormann und Dieter (2010) aufzeigen konnten, waren die Unternehmensgewinne des Wirtschaftsbereiches Forstwirtschaft unter den wirtschaftlichen Rahmenbedingungen der Jahre 1991 bis 2008 überwiegend von der Einschlagshöhe abhängig. Einschlagseinschränkungen, wie im Rahmen der Umsetzung der „Neuen Multifunktionalität“ vorgesehen, wirken somit direkt auf die Gewinnhöhe und Leistungsfähigkeit der Forstwirtschaft, bspw. auch hinsichtlich der Bereitstellung unentgeltlicher Schutz- und Erholungsleistungen.

Durch die Berechnung von Ertragswert- und Annuitäten-differenzen für unterschiedliche Bewertungszeiträume wurde weiterhin ein Anhalt geboten, welcher Kompensationsbedarf den deutschen Forstbetrieben durch Opportunitätskosten in der Rohholzerzeugung bei einer Anhebung des Waldnaturschutzniveaus nach dem NMF-Konzept entsteht. So erzielten die staatlichen, körperschaftlichen und

privaten Forstbetriebe des Testbetriebsnetzes Forstwirtschaft des BMEL (TBN-Forst) im Jahr 2013 bspw. 78 % des Gesamtertrages durch Holzerlöse. Weiterhin verdeutlichen die Abtriebwertberechnungen, dass u. a. in Folge des naturschutzorientierten Waldumbaus der Wert des deutschen Waldes für künftige Generationen sinken würde, wenn die heutigen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen unterstellt werden.

In Folge des reduzierten inländischen Rohholzaufkommens bei einer Umsetzung des NMF-Konzepts sind weiterhin Auswirkungen auf die holzbasierte Wertschöpfung und Beschäftigung in Deutschland zu erwarten. Im Jahr 2012 generierten die holzbasierten Wertschöpfungsketten des Clusters Forst und Holz mit 1,1 Mio. Gesamtbeschäftigte einen Umsatz 180,7 Mrd. € und eine Bruttowertschöpfung von 55 Mrd. €. Hiermit hatte der Cluster einen Anteil an der deutschen Volkswirtschaft von etwa 3,1 % des Umsatzes und 3% der Beschäftigung (Becher, 2014). Die inländische Rohholzverwendung insgesamt im Mittel der Jahre 2003 bis 2012 stützte sich bei einer Gesamtverwendung von jährlich 73,81 Mio. m<sup>3</sup> zu 77,8 % auf Nadelholz. Die stofflichen Verwender der 1. Verarbeitungsstufe mit der Säge-, der Holzwerkstoff- sowie der Holz- und Zellstoffindustrie waren mit einem Verwendungsanteil von 88,7 % im besonderen Maße vom Nadelholz abhängig (Jochem et al., 2015). Seit dem Jahr 2010 ist die inländische Rohholzverwendung auf Nettoimporte beim Nadelrohholz angewiesen (Weimar, 2014). Das bei einer Umsetzung des NMF-Konzeptes deutlich reduzierte inländische Nadelrohholzaufkommen um 16,1 Mio. Efm/Jahr (200-jähriges Mittel) dürfte durch die 1. Verarbeitungsstufe der stofflichen Verwender durch zusätzliche Importe in dieser Größenordnung nicht kompensierbar sein, wie die Berechnungen von Dieter und Seintsch (2012) zur Wirkung eines Überseeimportzenarios für Nadelrohholz auf die Produktpreise verdeutlichen. In Folge der Umsetzung des NMF-Konzeptes wären Kapazitätsanpassungen im Cluster Forst und Holz an das reduzierte inländische Rohholzaufkommen zu erwarten. Wie Dieter (2010) durch Input-Output-Analysen aufzeigte, würden aus einer reduzierten stofflichen Rohholzverwendung hohe volkswirtschaftliche Wertschöpfungsverluste resultieren. So entsteht durch die Weiterverarbeitung einer monetären Einheit Rohholz im Holzgewerbe ein Wertschöpfungseffekt mit dem Faktor 10,4. Unter der Annahme, dass im deutschen Holzgewerbe durch die NMF-Umsetzung jährlich 16,1 Mio. m<sup>3</sup> Nadelrohholz mit einem Warenwert von 1,16 Mrd. € (TBN-Holzverkaufserlöse 2011) weniger verarbeitet würden, wären Wertschöpfungsverluste von jährlich rund 12 Mrd. € verbunden. In Folge einer reduzierten holzbasierten Wertschöpfung wären zudem fiskalische Effekte zu berücksichtigen. Nach Dieter und Bormann (2009) ergeben sich aus der Weiterverarbeitung einer zusätzlichen Einheit Rohholz mit einem Wert von 1 Mio. € als direkte fiskalische Effekte (nur Forstwirtschaft und Holzgewerbe) Steuereinnahmen und Sozialversicherungsbeiträge in Höhe von 1,43 Mio. € und indirekte fiskalische Effekte (gesamte Volkswirtschaft) von 4,01 Mio. €.

Die vorliegende Studie basiert überwiegend auf Annahmen. Ob und in welchem Maß das Waldnaturschutzniveau in

Zukunft angehoben wird, ist bisher nicht bekannt. Bislang wird der im Allgemeinen stärker gemeinwohlorientierte öffentliche Wald in höherem Maße bei der Umsetzung naturschutzfachlicher Maßnahmen in die Pflicht genommen als der Privatwald. Ob die Naturschutzmaßnahmen in der hier dargestellten Form überhaupt auf den Privatwald übertragen werden können ist fraglich. Bei einer Umsetzung von Naturschutzmaßnahmen auf der gesamten Waldfläche muss zudem die steigende Nachfrage nach Rohholz zur energetischen und stofflichen Nutzung in den Abwägungsprozess miteinbezogen werden. Denkbar wäre hier beispielsweise eine Steigerung des Waldnaturschutzniveaus im öffentlichen Wald, verbunden mit einer Einschlagssteigerung zum Ausgleich im Privatwald.

Die Umsetzung der „Neue Multifunktionalität“ von Hölttermann (2013) zur Anhebung des Naturschutzniveaus im deutschen Wald wäre eine rationale Entscheidung, wenn der zusätzliche Nutzen an Naturschutzleistungen bei der Implementierung zumindest in Höhe der Opportunitätskosten der forstlichen Nutzung (Rohholzproduktion), wenn nicht sogar in Höhe der verminderten Wertschöpfung der nachgelagerten Holzindustrie und der fiskalischen Effekte liegen würde. Es ist derzeit jedoch noch unbekannt, wann dieser Nutzen auf den „Waldflächen ohne forstliche Bewirtschaftung“ und „Waldflächen mit Naturschutzzvorrangfunktion“ in der Zukunft entsteht. Denkbar ist, dass bspw. die natürliche Waldentwicklung hin zu „Urwäldern von morgen“ ihren vollen Nutzen erst nach dem gewählten Betrachtungszeitraum entfaltet.

## Danksagung

Wir danken Dr. Markus Dög, Nils Ermisch und Claudia-Cristin Krüger für ihre Unterstützung bei den Korrekturen und bei der Festlegung der Steuergrößen und Hermann Englert für die Unterstützung bei den Berechnungen. Weiterhin danken wir Prof. Dr. Matthias Dieter sowie den beiden anonymen Gutachtern für die hilfreichen Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge.

## Literatur

- AFL Niedersachsen (2010) Richtpreise, Tarife, Kalkulationen, Adressen. Wiegersen : Arbeitsgemeinschaft forstwirtschaftlicher Lohnunternehmer, AFL-Info 2010/10
- BaySF - Bayern / Staatsforsten (2009) Naturschutzkonzept der Bayerischen Staatsforsten [online]. Zu finden in <[http://www.baysf.de/fileadmin/user\\_upload/03-wald\\_schuetzen/pdf/Naturschutzkonzept\\_Bayerische\\_Staatsforsten.pdf](http://www.baysf.de/fileadmin/user_upload/03-wald_schuetzen/pdf/Naturschutzkonzept_Bayerische_Staatsforsten.pdf)> [zitiert am 18.11.2015]
- Becher G (2014) Clusterstatistik Forst und Holz : Tabellen für das Bundesgebiet und die Länder 2000 bis 2012 . Hamburg : Johann Heinrich von Thünen-Institut, 105 p, Thünen Working Paper 32, DOI:10.3220/WP\_32\_2014
- BfN (2012) Waldbelandsraumtypen in Deutschland: Sonderauswertung des BfN im Auftrag des Verbundforschungsprojektes FFH-Impact. (Stand: Mai 2012). Bonn : Bundesamt für Naturschutz
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2005a) Das Waldentwicklungsmodell 2003 bis 2042 : Modell und Ergebnisse zu den Bundeswaldinventur-Erhebungen 2001 bis 2002 und 1986 bis 1988. Berlin : BMELV, 99 p
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2005b) Das potenzielle Rohholzaufkommen 2003 bis 2042 : zu den Bundeswaldinventur-Erhebungen 2001 bis 2002 und 1986 bis 1988 : Teil 2: Tabellen und Methode. Berlin : BMELV
- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2011) Waldstrategie 2020 : nachhaltige Waldbewirtschaftung - eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung. Berlin : BMELV, 34 p
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2012) Der Wald in Deutschland : ausgewählte Ergebnisse der 3. Bundeswaldinventur (online). Zu finden in <[http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Bundeswaldinventur3.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/Bundeswaldinventur3.pdf?__blob=publicationFile)> [zitiert am 18.11.2015]
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (2007) Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt : vom Bundeskabinett am 07. November 2007 beschlossen. Berlin : BMU, 178 p
- BNatSchG (2010) Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542, das zuletzt durch Artikel 421 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist [online]. Zu finden in <[http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bnatschg\\_2009/gesamt.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/bnatschg_2009/gesamt.pdf)> [zitiert am 08.12.2015]
- Bormann K, Dieter M (2010) Was bedeutet der Einschlag für den Gewinn der Forstbetriebe? AFZ Wald 65(23):5-7
- Dieter M (2010) Produktion, Weiterverarbeitung und Handel von Holz aus gesamtwirtschaftlicher Perspektive : eine quantitative Analyse der Forst- und Holzwirtschaft auf Grundlage sektoraler Statistiken. Göttingen : Univ, 64 p
- Dieter M, Bormann K (2009) Fiskalische Effekte von Holznutzung im intersektoralen Vergleich. Allg Forst Jagdzeitg 180(7/8):170-175
- Dieter M, Elsasser P, Küppers J-G, Seintsch B (2008) Rahmenbedingungen und Grundlagen für eine Strategie zur Integration von Naturschutzanforderungen in die Forstwirtschaft. Hamburg : vTI, 36 p, Arbeitsber Inst Ökon Forst Holzwirtsch vTI 2008/02
- Dieter M, Seintsch B (2012) Änderung der Wettbewerbsfähigkeit der Holz- und Papierwirtschaft in Deutschland auf Grund zunehmender Knappheit an Nadelholz. Allg Forst Jagdzeitg 183(5/6):116-128
- Engel F (2013) Bilanz der bundesweiten Flächen mit natürlicher Waldentwicklung : F+E-Vorhaben NWES „Natürliche Waldentwicklung als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“[online]. Zu finden in <<http://www.nw-fva.de/nwe5/downloads/Bilanzierung.pdf>> [zitiert am 18.11.2015]
- Ermisch N, Seintsch B, Dieter M (2013) Holzartengruppe Fichte 2003 bis 2011 konstant mit höchstem Erlösbeitrag. AFZ Wald 68(23):6-9
- Forests Europe - Ministerial Conf Protection (2011) State of Europe's forests 2011 : status and trends in sustainable forest management in Europe. Oslo : Ministerial Conf Protection Forests Europe, 337 p
- Forst Brandenburg - Brandenburg / Ministerium Landwirtschaft Umweltschutz Raumordnung (2004) Waldbau-Richtlinie 2004 : „Grüner Ordner“ der Landesforstverwaltung Brandenburg. Potsdam: Minist Landwirtsch Umweltschutz Raumordnung, 143 p
- FSC - Forest Stewartship Council (2012) Deutscher FSC-Standard : Version 2.3 vom 01.07.2012. Freiburg : FSC, 51 p
- FVA (2007) Forstliche Nutzung in FFH-Gebieten : Situationsanalyse und Perspektiven ; Fachstudie erstellt durch die Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. Freiburg : FVA, 86 p
- HessenForst (2008) Hessische Waldbauaufteil : Grundsätze und Leitlinien zur naturnahen Wirtschaftsweise im hessischen Staatswald. Kassel : Hessen-Forst, 98 p
- Hessen-Forst (2011) Arten- und Biotopschutz im Hessischen Staatswald: Die Naturschutzleitlinie im Kurzporträt. Landesbetrieb Hessen-Forst, Kassel, 25 S
- Hölttermann A (2013) Das 5%-Ziel : Begründung und Bedeutung. Holz Zentralbl 139(40):977-978
- Jochem D, Weimar H, Bösch M, Mantau U, Dieter M (2015) Estimation of wood removals and fellings in Germany : a calculation approach based on the amount of used roundwood. Eur J Forest Res 134(5):869-888

- Küppers J-G, Dieter M (2008) Belastungen der Forstbetriebe aus der Schutz- und Erholungsfunktion des Waldes (2003 bis 2006). Hamburg : vTI, 29 p, Arbeitsber Inst Ökon Forst Holzwirtsch vTI 2008/04
- Landesforst Mecklenburg-Vorpommern (1996) Ziele und Grundsätze einer naturnahen Forstwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern. Wald und Forstwirtschaft in Mecklenburg-Vorpommern 4(SH Jan):13-20
- Landesforst Mecklenburg-Vorpommern (2002) Richtlinie zur Sicherung von Alt- und Totholzanteilen im Wirtschaftswald : mit erläuternder Einführung. Schwerin : Minist, 16 p
- Landesforstbetrieb Sachsen-Anhalt / Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt (2014) Leitlinie Wald 2014 : zur Erhaltung und weiteren nachhaltigen Entwicklung des Waldes im Land Sachsen-Anhalt. Magdeburg : Minist, 54 p
- Landesforsten Rheinland-Pfalz / Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Weinbau und Forsten (2011) BAT-Konzept : Konzept zum Umgang mit Biotopbäumen, Altbäumen und Totholz bei Landesforsten Rheinland-Pfalz. Mainz : Minist, 25 p
- Meyer P, Menke N, Nagel J, Hansen J, Kawaletz H, Paar U, Evers J (2009) Entwicklung eines Managementmoduls für Totholz im Forstbetrieb : Abschlussbericht des von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Projekts. Göttingen : Nordwestdeutsche Forstl Versuchsanst, 110 p
- Möhrling B, Rüping U (2006) Bewertungskonzept für forstliche Nutzungsbeschränkungen. Frankfurt a M : Sauerländer, 48 p, Schr Forstökön 32
- Möhrling B, Rüping U, Leefken G, Ziegeler M (2006) Die Annuität – ein „missing link“ der Forstökonomie?. Allg Forst Jagdzeitg 177(2):22-29
- Niedersächsische Landesforsten (2011) Das LÖWE-Programm : 20 Jahre langfristige ökologische Waldentwicklung. Braunschweig : Nieders Landesforsten, 31 p
- Oesten G, Roeder A (2002) Management von Forstbetrieben : Bd I: Grundlagen, Betriebspolitik. Remagen : Kessel, 364 p
- PEFC (2009) PEFC-Standards für Deutschland : Leitlinie für nachhaltige Waldbewirtschaftung zur Einbindung des Waldbesitzers in den regionalen Rahmen [online]. Zu finden in <[http://www.afl-hessen.de/dokumente/pefc\\_Standards\\_01012011.pdf](http://www.afl-hessen.de/dokumente/pefc_Standards_01012011.pdf)> [zitiert am 18.11.2015]
- Polley H (2009) Wald in Schutzgebieten : ein Überblick. Landbauforsch SH 327:75-82
- Posavec S, Beljan K, Lovric M (2011) Model of compensation payment to the owners on Natura 2000 forest sites [online]. Zu finden in <[https://bib.irb.hr/datoteka/591569.glasnikSP\\_1-2011\\_sparat.pdf](https://bib.irb.hr/datoteka/591569.glasnikSP_1-2011_sparat.pdf)> [zitiert am 19.11.2015]
- Rosenkranz L, Wippel B, Seintsch B (2012) FFH-Impact : Teil 1: Umsetzung der FFH-Richtlinie im Wald in den Bundesländern. Hamburg : vTI, 115 p, Arbeitsber Inst Ökon Forst Holzwirtsch vTI 2012/04
- Rosenkranz L, Seintsch B, Wippel B, Dieter M (2014) Income losses due to the implementation of the Habitats Directive in forests : conclusions from a case study in Germany. Forest Pol Econ (38):207-218, doi:10.1016/j.forpol.2013.10.005
- SaarForst (2003) Das „Dicke Buchen-Programm“ des SaarForst Landesbetriebs zum Schutz von Höhlenbäumen [online]. Zu finden in <<http://www.saar-forst-saarland.de/images/stories/Microsoft%20Word%20-%20Dicke%20Buchen-Programm-2.doc.pdf>> [zitiert am 20.11.2015]
- Schmack S, Aichholz R, Hartebrodt C (2013) Naturschutzfachliche Einschränkungen der Forstwirtschaft : ökonomische Katastrophe oder Bagatelle? Freiburg : FVA, 103 p, Ber Freiburger Forstl Forsch 97
- Schmalfuß N, Lorho F, Braun W (2010) Alt- und Totholzkonzept Baden-Württemberg. Stuttgart : ForstBW, 36 p
- Seintsch B, Rosenkranz L (2014) Erneutes Rekordergebnis der Forstwirtschaft : auch ein Grund zur Nachdenklichkeit? – Ergebnisse der Forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung 2012. Holz-Zentralbl 140(13):316-317
- Seintsch B, Rosenkranz L, Englert H, Dieter M, Wippel B, Becker G, Stratmann J, Gerst J, Möhring B (2012) FFH-Impact : Teil 2: Auswirkungen von FFH-Maßnahmenplanungen auf Forstbetriebe. Hamburg : vTI, 144 p, Arbeitsber Inst Ökon Forst Holzwirtsch 2012/05
- Smałtchinski T (2001) Regionale Waldwachstumsprognose. Freiburg : Forstl Versuchs Forschungsanst Baden-Württemberg, 121 p, SchrR Freiburger Forstl Forsch 12
- Strugholtz A (2010) Ein forstbetriebliches Simulationsmodell zur ökonomischen Bewertung strategischer forstlicher Produktionsentscheidungen. Göttingen : Univ, 77 p
- Thüringen-Forst (Jahr unbekannt) Thöne K-F, Habitatbaum- und Totholzkonzept für den Staatswald des Freistaates Thüringen [online]. Zu finden in <<http://www.waldbesitzerportal.de/imperia/md/content/waldbesitzerportal/habitatbaumkonzept.pdf>> [zitiert am 19.11.2015]
- Wagner S, Jönsson A (2001) Einschränkungen der Waldbewirtschaftung durch Naturschutzauflagen am Beispiel des europäischen Schutzgebietsystems Natura 2000 : Rechtsfragen und monetäre Bewertung ; Gutachten im Auftrag der Arbeitsgemeinschaft Deutscher Waldbesitzerverbände [online]. Zu finden in <<http://joensson.net/doc/Gutachten-Endfassung.pdf>> [zitiert am 19.11.2015]
- Weimar H (2014) Holzbilanzen 2012 und 2013 für die Bundesrepublik Deutschland. Hamburg : Johann Heinrich von Thünen-Institut, 37 p, Thünen Working Paper 31, DOI:10.3220/WP\_31\_2014
- Wildmann S (2013) Ökonomische Bewertung der bestehenden Flächen mit natürlicher Waldentwicklung : F+E-Vorhaben NWE5 „Natürliche Waldentwicklung als Ziel der Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt“ [online]. Zu finden in <[http://www.nw-fva.de/nwe5/downloads/Oekonomische\\_Bewertung.pdf](http://www.nw-fva.de/nwe5/downloads/Oekonomische_Bewertung.pdf)> [zitiert am 19.11.2015]
- Winkel G, Volz K-R (2003) Naturschutz und Forstwirtschaft : Kriterienkatalog zur „Guten fachlichen Praxis“ ; Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 800 84 001 des Bundesamtes für Naturschutz. Bonn : BfN, 187 p, Angew Landschaftsökol 52
- Winter S (2010) Wie viel Totholz braucht Natur? : Symposium „Mehr Holz im Einklang mit der Gesellschaft“ [online]. Zu finden in <<http://veranstaltungen.fnr.de/fileadmin/allgemein/pdf/veranstaltungen/waldstrategie/2010/Winter.pdf>> [zitiert am 19.11.2015]

# Is Close-to-Nature Silviculture (CNS) an adequate concept to adapt forests to climate change?

---

Peter Spathelf\*, Andreas Bolte\*\*, and Ernst van der Maaten\*\*\*

## Abstract

Climate change projections for Europe suggest increases in temperature, changes in precipitation regimes as well as more frequent and severe weather extremes like heat waves, droughts and storms. As these changes may have a large impact on forest ecosystems, forest management should adapt to maintain vital and productive forests in the future.

This review assesses how close-to-nature silviculture (CNS), which is a widespread silvicultural approach in Central Europe, may cope with projected changes in climate. First, a conceptual model of forest vulnerability is outlined, and used to describe climate change exposure, sensitivity and adaptive capacity of forests. Strategies and options for adaptation, and their compliance with the principles of CNS are then discussed.

Modifications in CNS, such as using exotic tree species and provenances or the assisted migration of well adapted tree species from other climates can enhance adaptive capacity of forests. Moreover, the regeneration of stress-tolerant pioneer species can be supported by applying the whole range of silvicultural systems.

**Keywords:** *climate change, adaptation, close-to-nature silviculture (CNS), tree species richness, genetic variation*

## Zusammenfassung

### Ist naturnaher Waldbau ein geeignetes Konzept zur Anpassung von Wäldern an den Klimawandel?

Projektionen zum Klimawandel in Europa deuten auf eine Erwärmung, Änderung der Niederschlagsverhältnisse sowie häufigere und intensivere Witterungsextreme wie Hitzewellen, Trockenheit und Stürme hin. Diese Änderungen können einen starken Einfluss auf Waldökosysteme haben und die Waldwirtschaft sollte sich daran anpassen, um vitale und produktive Wälder in der Zukunft zu erhalten.

Dieser Übersichtsartikel behandelt die Frage, wie der naturnahe Waldbau (close-to-nature silviculture – CNS) als weit verbreiteter waldbaulicher Ansatz in Mitteleuropa mit dem notwendigen Anpassungsbedarf der Wälder im Einklang steht. Zunächst wird ein Konzept zur Abschätzung der Vulnerabilität von Wäldern unter Klimawandel vorgestellt. Danach werden die Vulnerabilitäts-Komponenten ‚Belastung‘, ‚Empfindlichkeit‘ und ‚Anpassungsvermögen‘ beschrieben und Strategien sowie Möglichkeiten für die Waldanpassung und ihre Übereinstimmung mit dem naturnahen Waldbau diskutiert.

Modifikationen im naturnahen Waldbau, wie die Verwendung von eingeführten Baumarten und Baumartenherkünften sowie die unterstützte Verbreitung („assisted migration“) von nachweislich gut angepassten Bäumen aus anderen Klimaten können die Waldanpassung verbessern, ebenso die Erweiterung des Spektrums der Waldbausysteme zur Förderung von stresstoleranten Pionier-Baumarten.

**Schlüsselworte:** *Klimawandel, Anpassung, Naturnaher Waldbau, Baumartenvielfalt, Genetische Variation*

---

\* Eberswalde University for Sustainable Development, Faculty of Forest and Environment, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde, Germany

\*\* Thünen Institute of Forest Ecosystems, Alfred-Möller-Straße 1, 16225 Eberswalde, Germany

\*\*\* University of Greifswald, Institute of Botany and Landscape Ecology, Soldmannstr. 15, 17487 Greifswald, Germany

## 1 Introduction

Climate is an important driver for environmental change. Globally, land and ocean surface temperature increased by 0.85 °C over the period 1880 to 2012 (Pachauri and Mayer, 2014). In Germany, mean surface air temperature increased by 1.2 °C in 2001 to 2010 when compared to pre-industrial conditions (1855 to 1890) (EEA, 2011). This warming trend was accompanied by more frequent and severe weather extremes, like heat waves, droughts and heavy precipitation events (Min et al., 2011; Wigley, 2009). Also for the future, an increase in frequency and severity of extreme weather events is expected for Central Europe (Donat et al., 2011; EEA, 2011; Gastineau and Soden, 2009).

Climate warming may improve growing conditions and prolong growing seasons, thereby positively affecting forest growth. However, this may only happen when water availability is sufficient (Nemani et al., 2003); on sites with water shortage, more frequent heat waves and droughts likely raise risks of disturbance, mortality and forest loss (Allen et al., 2010; Lindner et al., 2014; Bolte et al., 2009). Further, a higher storm risk may increase the susceptibility of forests to biotic disturbances. This may be especially important for extensive Norway spruce forests in large parts of Europe that suffer already today from high losses due to interacting impacts of windthrow, warming, drought and bark-beetle attacks (Hanewinkel et al., 2013; Bolte et al., 2010; Schlyter et al., 2006; Schelhaas et al., 2003). Therefore, and due to the long-term interaction of long-living forests and future climate change dynamics, forest management and silviculture have to adapt to today's changing environmental conditions in order to maintain vital and productive forests in the future (Kolström et al., 2011; Bolte and Degen, 2010).

In this review, it is examined whether Close-to-Nature Silviculture (CNS), which is a common silvicultural approach in Central Europe, is an adequate concept to adapt forests to climate change. First, we describe the practice of current CNS management. Then, we elaborate on the concept of vulnerability, which includes climate change exposure, sensitivity and exposure, and perform a vulnerability analysis to outline strategies and options for adaptation. Finally, we analyse whether the concept of CNS should be adjusted to support forest adaptation to climate change.

## 2 Close-to-nature silviculture (CNS)

The origin of close-to-nature silviculture in Germany dates back to the time before the 19<sup>th</sup> century, when irregular, selective logging was conducted. A dramatic increase in wood demand during the industrial revolution, however, led to an intensification of forest management and the introduction of forestry activities according to more agricultural principles, like soil tillage, fertilization and the spatial-temporal classification of forests into cutting sequences. In the early 19<sup>th</sup> century huge areas which were deforested and degraded since the Middle Ages were restored to forests. Thereby, German mainstream forestry laid its emphasis on even-aged

high forests with a preference for clear-cutting (Thomasius, 1996). However, gradually many of these even-aged pure forests were lost due to an increasing number of pest attacks and abiotic disturbances. Consequently, the first forest scientists started to recognise that pure (even-aged) stands may not be resistant and resilient enough for long-term economically successful forest management. One of the most prominent advocates of mixed forests at the turn to the 20<sup>th</sup> century was the silviculturist Karl Gayer, who strongly supported the group selection system for stand regeneration (Heyder, 1986; Gayer, 1886). In the 1920s, Alfred Möller promoted the idea of 'Dauerwald' (continuous-cover-forestry), which was a special variant of close-to-nature forestry. He advocated single-tree oriented interventions, natural regeneration, avoidance of clear-cutting and the maintenance of multi-storied mixed stands (Möller, 1922).

Although first practised mainly by private forest owners, close-to-nature silvicultural management emerged among all forest ownership categories in Germany during the last quarter of the 20<sup>th</sup> century. Thereby, forest owners responded to new environmental developments and challenges (e. g. forest decline), major disturbances (storms) and the increasing scientific evidence that mixed forests may be more resilient and productive than pure forests (e. g. Brang et al., 2014; Knoke et al., 2008; Pretzsch, 2003).

A central principle of CNS is the utilization of natural processes to guide forest ecosystems with the least amount of energy input (costs) as possible. Other prominent elements of CNS are (Pommerening and Murphy, 2004; Johann, 2006; Spathelf, 1997):

- promotion of natural and (or) site-adapted tree species composition (non-native species, if admixed to native species, are to a small extent accepted),
- promotion of mixed and 'structured' forests,
- avoidance of clear cuts, as far as possible,
- promotion of natural regeneration,
- single-tree oriented silvicultural practices,
- integration of forest ecosystem services (e. g. water, recreation) at small spatial scales.

CNS is thus not a silvicultural system or technique in sensu strictu, but a broad approach with different elements which can be adapted to changing natural and socio-economic conditions (Spathelf, 1997). To date, CNS in the described specification is mainly applied in Central Europe. The practical success of CNS in Germany depends on reduced impact of tending and harvesting on the remaining stand and soil (Reduced Impact Logging) and controlled ungulate populations. CNS is an integrative approach of (sustainable) forest management (SFM) and biodiversity conservation on a small scale (see Schütz, 1999, for a discussion here). When classified according to management intensity, tree species and structural heterogeneity, CNS occupies its place between selection and old-growth forests on the one hand, and forests after larger stand replacement events or even plantations on the other hand (Figure 1, adapted after Puettmann et al., 2009). This classification demonstrates the range of regeneration cuts and forest target structures which are feasible within CNS.

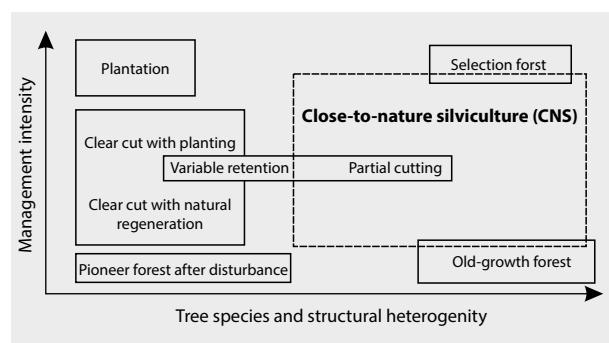


Figure 1

Classification of CNS according to management intensity as well as tree species and structural diversity. Adapted after Puettmann et al. (2009).

### 3 Climate change vulnerability of German forests

#### 3.1 Definitions and concepts

'Vulnerability' is a widely used term to qualify the impacts of climate change on forest ecosystems. It can be described as the probability with which an environmental system can be damaged through changes in the environment and (or) society, taking into account its adaptive capacity (Turner et al., 2003). In this review, the different elements of vulnerability, being exposure, sensitivity and adaptive capacity (Figure 2), will be defined after Lindner et al. (2010) and IPCC (2007), glossary terms WG II).

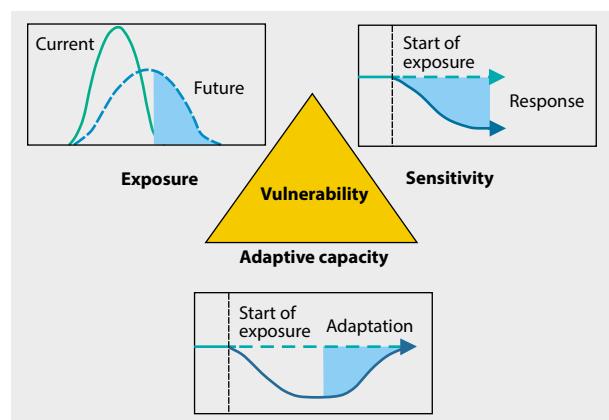


Figure 2

Components of ecosystem vulnerability.

Forest ecosystems are exposed to climate factors, such as temperature and precipitation, in different ways (i.e. means, variability and extreme events; Reyer et al., 2013). Sensitivity describes the degree to which a system is affected by climate change factors, either adversely or beneficially. Adaptive capacity, however, is the ability of a system to adjust to changes in climate, i.e. to prevent or moderate potential damages or to take advantage of opportunities. Finally, vulnerability is

the degree to which a system is susceptible to, and unable to cope with adverse effects of climate change factors, including climate variability and extremes in disturbance events. In the following sections, different elements of vulnerability will be discussed for forests in Germany as an example for Central Europe.

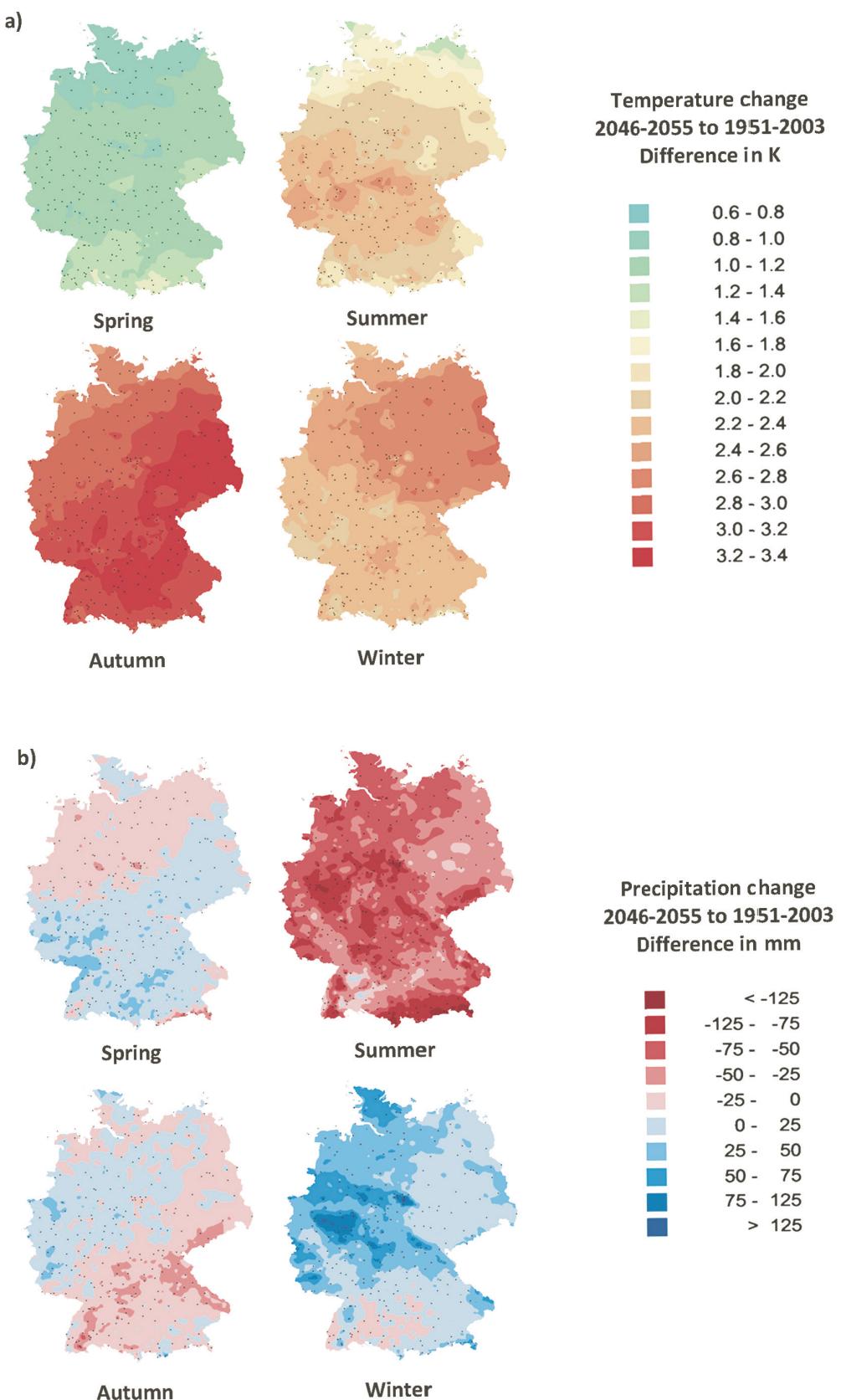
#### 3.2 Exposure

Regionalised climate change projections for Germany (models: REMO, WETTREG, CLM) suggest, on the basis of IPCC SRES scenario A1b, a significant temperature increase until 2055 (Figure 3a; after Stock, 2008). Temperature will rise especially in autumn and winter, ranging from 0.6 to 3.4 K. An extension of the vegetation period amounting to two weeks can already be observed in Central Europe (Menzel, 2006), and a further advance of bud burst and flowering due to warming is expected for the future. Additionally, the frequency and severity of winter and late frosts are expected to change. Model projections for precipitation reveal a shift in seasonal distribution (from summer to winter) and less continuous but more intense rain (Figure 3b). Although there will be regions in Germany with decreasing and others with increasing precipitation sums (Stock et al., 2009; Becker et al., 2008), the probability for summer droughts and heat waves is likely to increase considerably throughout the country.

#### 3.3 Sensitivity

To analyse potential impacts of changing climate variability and extreme events on tree growth and vitality, dendro-ecological approaches have shown to be a strong tool (e.g. Büntgen et al., 2008; Schweingruber, 1996). For Germany, there is increasing evidence that trees suffer more from summer droughts. Schröder (2009), for example, found an accumulation of negative pointer years in Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands in northeastern Germany over the last two decades. Further, an analysis of intensively monitored observation plots (Level II network) reveals a significantly increased sensitivity of European beech (*Fagus sylvatica*) to climate variation since 1990 (Beck, 2011; Beck, 2009). High drought sensitivity of beech is also observed by other studies, whereas sessile oak (*Quercus petraea*) is found to be more drought tolerant (Scharnweber et al., 2011; Friedrichs et al., 2009). Species-specific drought sensitivity was also shown for an altitudinal gradient in southwestern Germany (van der Maaten-Theunissen et al., 2013). It was found that growth of Norway spruce (*Picea abies*) was negatively affected at all altitudes (400 to 1140 m a.s.l.), whereas growth of silver fir (*Abies alba*) responded to drought only at low altitudes.

Regional differences, local variation and temporal variability in drought sensitivity, as well as uncertainty in growth responses of trees to climate conditions that they were never exposed to before, make future estimates of forest growth difficult. Moreover, the response of tree species to climate variables is often analysed and described for pure stands only. The question whether tree species-rich forests modulate drought stress still remains poorly understood. In mixed

**Figure 3**

Projected changes in (a) temperature and (b) precipitation sums for Germany (A1b scenario) after Stock (2008). Trends in temperature and precipitation sums are calculated as the difference between 2046 to 2055 and 1951 to 2003, and are presented for spring, summer, autumn and winter.

stands, under specific circumstances, admixed species can increase drought resistance of the main tree species. The admixture of oak and Norway spruce in beech stands, especially on productive sites, for example, was found to reduce competition among beech trees. Thereby, oak mitigates the drought sensitivity of beech over effects of hydraulic water lift, whereas spruce changes the structure of beech stands, allowing more light to come in (Pretzsch et al., 2013; Pretzsch, 2009). In a gradient study across Europe, however, Grossiord et al. (2014) also found that drought resistance can be lowered by mixing other tree species, especially in drought-prone areas, which points to the fact that the adaptive capacity of forests is not always increased by high tree species diversity.

Studying biotic and abiotic disturbances becomes increasingly important as well with contemporary changes in climate. Pests and other damaging agents can be affected directly, e. g. by accelerating their reproduction rates, or indirectly by weakening the vigour of their host plants. There is evidence that forests in Central Europe have increasingly suffered and will further suffer from pests, diseases as well as from new pests that have not been a problem before, e. g. pine wood nematode (*Bursaphelenchus xylophilus*) or agents of ash decline (*Chalara fraxinea*) (Bolte et al., 2009). An increasing amount of timber had to be harvested due to mortality over the last years. Salvage cuttings following oak decline in Brandenburg, for example, increased from about 6000 m<sup>3</sup> in 1995 to 13.000 m<sup>3</sup> in 2004 (Möller et al., 2006). In Baden-Württemberg (southwestern Germany), an average level of salvage cutting of around 30 % is reported for the total forest area during the period of 1986 to 2011. This is especially due to increased risks associated with the management of Norway spruce in age-class forests, i. e. storm, drought and biotic disturbances (Schröter et al., 2012). The situation in Austria is quite similar, where Norway spruce is the dominating tree species as well: 19 % of the annual cut is salvage cutting for large forest owners (> 200 ha), compared to 14 % for small-scale forest owners (Büchselmeister and Gschwantner, 2013, for the time period 1981 to 2009). Nevertheless, it should be mentioned that salvage cuttings are enhanced by record high standing volumes in German (and European) forests (European Commission, 2011; Oehmichen et al., 2011). Finally, forest fire has emerged as an increasingly important disturbance agent. In Brandenburg the number of fires rose in the past 20 years to around 500 occurrences per year, following dry episodes like in the years 1976, 1992 and 2003 (Badeck et al., 2004). Fire hazards are expected to increase further in the future (Lasch-Born et al., 2015; Gerstengarbe et al., 2003).

### 3.4 Adaptive capacity

Adaptive capacity of trees can be determined on the level of individual trees and (or) populations. On the level of individuals, plants can respond to environmental stresses with decline (mortality) or phenotypic plasticity (short-term response; Nicotra et al., 2010; West-Eberhard, 2003). Populations, on the other hand, can adapt via evolutionary

adaptation, e. g. due to selection processes (long-term response; Aitken et al., 2008).

There is extensive literature on short-term stress response (stress concepts) of plants, such as the production of compatible solutes to stabilize the water potential of the plant after drought, cold or salt stress (Schulze et al., 2002). Substances in needles and leaves, which respond sensitively to environmental changes, can be used as proxies for environmental stress (biomarker analysis, see Kätzel, 2003). Besides, wood anatomical features can be studied, since trees continuously adapt to changing environmental conditions by adjusting their hydraulic system (conduit size and pit structures, Fonti et al., 2010). Lastly, morphological parameters such as root area or the root-to-shoot ratio can be analysed, as they are considered adaptive traits, especially in response to drought (Fonti et al., 2010).

Selection processes on the population level as a consequence of extreme events may lead to lower genetic differentiation due to directional adaptation on specific environmental factors (Hampe and Petit, 2005). The assessment of genetic variation within populations, before strong selection takes place, is therefore of fundamental importance for valuing their adaptive capacity (see section 4 on adaptation options).

### 3.5 Vulnerability assessment

A qualitative assessment on the vulnerability of tree species and regions to changing environmental conditions takes into account sensitivity and adaptive capacity of tree species and forest stands (Kreft et al., 2013). In Germany, Norway spruce is considered as the most vulnerable tree species, as spruce was widely planted in monocultures outside of its natural range that frequently lack a species-site match (van der Maaten et al., 2009). Moreover, European ash and oak show signs of decline on many sites throughout Germany (Möller, 2009). Concerning the spatial variability of vulnerability, regions such as the Berlin-Brandenburg (capital) area and parts of the Rhine valley are estimated to be highly vulnerable areas due to already low precipitation and unfavourable soils with low water storage capacity (Stock et al., 2009; Zebisch et al., 2005).

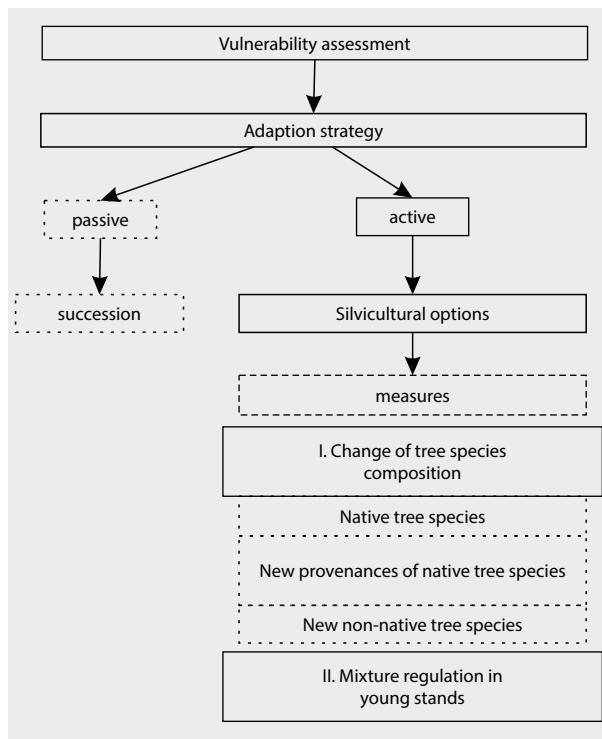
## 4 Adaptation options and their compatibility to CNS

Vulnerability assessments (see chapter 3.5) allow the formulation of adaptation strategies and options. Thereby, one may distinguish between passive and active adaptation (Millar et al., 2007). While passive adaptation is based on the use of forest succession (reduction of silvicultural input), active adaptation entails the use of silvicultural methods (e. g. tending, thinning, stand conversion) to change stand structures and composition in a way that the resulting forest is better adapted to climate change (Bolte et al., 2009). Among possible silvicultural options to implement adaptation such as the increase of tree species richness and genetic

diversity of forests, the reduction of biotic and abiotic risks, actions in forest operations, and others (cf. Bolte et al., 2009; Spittelhouse and Stewart, 2003), this review focusses on increasing

- 1) tree species richness and structural diversity, and
- 2) genetic variation of tree populations (Figure 4).

In sections 4.1 and 4.2 it is explored whether these adaptive forest management options are compatible with CNS (see also Brang et al., 2014 for an overview on diverse adaptation principles).



**Figure 4**  
Flow chart for silvicultural adaptation options.

#### 4.1 Increase of species richness and structural diversity

The question how biodiversity affects the functionality of a forest ecosystem is of high relevance (functional biodiversity research, Scherer-Lorenzen, 2011). Here, a lack of research is obvious and it remains difficult to forecast the effect of mixtures in dependence of site and forest function (Pretzsch, 2009). However, some first results can be mentioned. With an increase in species richness, compared to monoculture stands, the possibility to include tree species with sufficient fitness in the face of climate change is enhanced. Species-rich tree populations often contain plants with different 'strategies' concerning establishment and competitiveness (plant functional types, according to McArthur and Wilson, 2001). Thus, resources such as light, water and nutrients can be spatially and temporarily used in a different way. In many cases, species-rich forests are thus more productive than less diverse forests (Pretzsch et al., 2010).

Recent vegetation function analyses support the finding that more 'complex', mixed forests with old-growth features show a higher stress tolerance <sup>1</sup> than homogeneous, intensively managed forests with a high level of disturbances and timber extraction (Norris et al., 2011). Stress-tolerant species (S) as well as competitive species (C) can be found in complex resilient ecosystems, whereas the ruderals (R) occur in more simplified and disturbed systems. Following this, the establishment of monospecific and unilayered coniferous stands dominated by ruderals (R) counteracts forest adaptation to (future) environmental stress, since S and R strategy are mutually exclusive. Therefore, climate change impacts can be buffered more successfully in a forest with a high capacity to respond to different disturbance agents, i.e. a forest with a high amount of stress-tolerant species which easily regain pre-disturbance functionality (Drever et al., 2006).

Furthermore, species richness in forests can lead to positive effects on soil water availability, compared to pure conifer stands (Mitscherlich, 1971). This is crucial, as water shortage will likely affect many forest ecosystems in the future. Although studies on the effect of species mixture on soil water availability are rare, there is evidence that interception losses are higher in pure conifer stands with Scots pine and Norway spruce compared to broadleaved or mixed stands with European beech (Barbier et al., 2009; Berger et al., 2009). In a study in northeastern Germany, Müller (2009) found that mixtures of Scots pine with European beech attained higher seepage rates compared to pure Scots pine stands. This positive effect is due to reduced interception losses and a higher stemflow on broadleaved trees compared to pine. Moreover, in pure (pine) stands the often thick ground vegetation layers lead to a further reduction of soil water with the negative consequences on tree transpiration and growth (Müller and Bolte, 2009).

Structural diversity in forests encompasses different age cohorts and size classes of trees and the spatial arrangement of different stand types on landscape level and structural elements such as large living and dead trees, coarse woody debris or seed producing tree clusters on stand level. These stand legacies provide essential ecosystem processes (e. g. seed dispersal, nutrient translocation) and preserve genetic information in the phase of an ecosystem's recovery after disturbance. They are important elements in the reorganization loop of the adaptive cycle (Bauhus et al., 2009; Drever et al., 2006). Moreover, stand legacies contribute as important habitat to faunal species richness, e. g. as antagonist species which can curb biotic disturbances and thus reduce forest vulnerability.

#### Compatibility to CNS and recommended measures

Generally, CNS provides mixed forests which in case of complementary species mixtures enhance adaptive capacity of forests (Pretzsch et al., 2013). However, an application of

<sup>1</sup> Stress tolerance according to Grime (1974) means adaptation to unfavorable environmental conditions and disturbances.

silvicultural systems towards small-scale interventions narrows the tree species composition towards a mixture of mostly shade tolerant species. Where mixed stands already exist, the maintenance of species diversity in forests is fundamental. Special emphasis should be laid on rare tree species, which are likely to increase a forests' capacity to respond to diverse disturbance agents. Where pure 'high-risk' stands occur, e. g. overstocked Norway spruce stands on unfavourable sites, a conversion into site-adapted and more resilient mixed forests should be considered. Over the last two decades, forest conversion has been a common strategy in Germany to restore more 'natural' forests at large scale by increasing the share of tree species of the natural forest cover. Norway spruce or Scots pine plantations, not suited for the respective sites, are underplanted with broadleaved tree species to create more stable and multifunctional forests for the future (Spiecker et al., 2004). According to the third National Forest Inventory in Germany (Thünen-Institut, 2015 – BWI 2012), already 76 % of the forest land (all ownerships) is occupied by mixed stands where at least 10 % of another tree species is admixed (Thünen-Institut, 2015).

Structural diversity is highly compatible with CNS. This supports the application of silvicultural systems with retention components (individuals or patches of hold-over trees) and old-growth attributes such a significant amount of deadwood (Bauhus et al., 2009).

#### **4.2 Increase of genetic variation**

Genetic variation of plant populations is a consequence of population size and genetic differentiation. Mutation and selection enable a successive adaptation of populations to specific environmental conditions. On-going differentiation for long periods of time allows the establishment of specific population traits (so-called ecotypes; McArthur and Wilson, 2001). Therefore, populations from refugial ranges (rear edges of species ranges) often show a higher genetic variation than more central populations (Hampe and Petit, 2005). For example, a higher genetic variation was shown for European beech in three southern European refugia compared to the Central European species range (Comps et al., 1998).

The genetic variation within tree species and between populations (measurable by the frequency of alleles and genetic difference) is a precondition for the adaptive capacity of forests (Kätsel, 2010; Hamrick, 2004). On an individual level, the more variable the genetic response norms of trees to environmental factors, the higher the number of adaptation options will be. Moreover, in populations with a high genetic variability, traits of trees which constitute advantages concerning changing environmental conditions (i. e. adaptive traits) can more easily be developed in the process of evolution than in genetically narrow populations (Kätsel, 2010; González-Martínez et al., 2006). Further, the strategy of sexual reproduction of trees very much determines the velocity of adaptation (Kätsel, 2010). A high seed production rate, short generations and ample seed dispersion enhance the chance of genetic variation on stand level and thus give

pioneer species a significant advantage in adapting to fast environmental changes. Hence, natural forest regeneration profits from a high variety of mother trees and a long-term regeneration process. Planting can be an option to enrich the genetic pool of populations, especially if plants with verified genetic variation are used. In this respect, especially provenances of tree species at range boundaries might be important sources for ecotypes with specific adaptive traits (Bolte et al., 2007). In Germany, for example, drought and frost tolerance are becoming increasingly important traits with projected changes in climate. For beech and oak, which are the major broadleaved tree species used for conversion of coniferous forests, ecotypes from eastern range boundaries are promising, as the frequency of drought and frost events increases with continentality (Rose et al., 2009).

As adaptive traits of trees are often under multigenic control, efficient tools to identify and understand the adaptive variation in tree populations are urgently needed. A severe constraint in the past was that with current state-of-the art marker techniques such as isoenzyme and DNA marker, only a small number (20 and 150, respectively) of mostly non-adaptation relevant genetic locations could be analysed. In the future, however, sequencing and association mapping at candidate genes for adaptive traits (QTL technique) may provide more valuable information on adaptive capacity of trees (e. g. González-Martínez et al., 2006).

#### **Compatibility with CNS and recommended measures:**

In general, the measures comprising an increase in genetic variation of tree populations fit well into the concept of CNS.

In addition to long-term natural regeneration, a promising way could be the use of enrichment planting, e. g. with drought stress tolerant plants (Kolström et al., 2011). This inclusion of ecotypes (provenances) via assisted migration from regions where future climate patterns already exist is an important measure to increase adaptive capacity of forests. However, one may pay attention on other traits such as quality that could be inferior compared to local ecotypes (Kätsel and Löffler, 2007).

## **5 Conclusions**

Two main conclusions can be drawn from this review on vulnerability and forest adaptation needs to climate change for the case of Germany and CNS.

- 1.) An increase in species richness increases the variety of response norms which enhances the probability of the forests to resist or compensate for disturbances or the negative effect of extreme climatic events.
- 2.) For the development of an ecosystem towards increased adaptive capacity it is essential to enlarge the genetic variability of tree populations. Thus, the probability of the establishment of new adaptive traits can be raised, especially when species with high production rates and extensive seed dispersal are included. On the individual tree

level there is a need to improve the plant's stress tolerance against climatic stressors, e.g. summer drought or late frost.

Regeneration phases are essential 'windows of opportunity' for forest adaptation. Variable types of regeneration cuts (single-tree selection, group selection and shelterwood) allow for a broad range of different species (and survival strategies) to regenerate and thus to enhance stand resilience. These regeneration systems emulate quite a significant part of possible natural disturbance events. However, the restrictions of CNS for the use of natural regeneration and 'low impact' interventions and the focus of CNS systems on mid- and late-successional tree species limit the options for human-induced assistance of adaptation, e. g. by introducing non-native or specific drought-resistant tree species and provenances, respectively or by applying extensive site preparation methods (small clear cuts included).

## Acknowledgement

This review paper is linked to activities conducted within the COST Action FP1106: STReESS – Studying Tree Response to extreme Events: a Synthesis.

## References

- Aitken SN, Yeaman S, Holliday JA (2008) Adaptation, migration or extirpation : climate change outcomes for tree populations. *Evol Appl* 1:95-111
- Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim J, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *For Ecol Manage* 259:660-684
- Badeck FW, Lasch P, Hauf Y (2004) Steigendes klimatisches Waldbrandrisiko. *AFZ Wald* 59(2):90-93
- Barbier S, Balandier P, Gosselin F (2009) Influence of several tree traits on rainfall partitioning in temperate and boreal forests : a review. *Ann For Sci* 66(602)
- Bauhus J, Puettmann K, Messier C (2009) Silviculture for old-growth attributes. *For Ecol Manage* 258:525-537
- Beck W (2009) Growth patterns of forest stands : the response towards pollutants and climatic impact. *iForest* 2:4-6
- Beck W (2011) Impact of drought and heat on tree and stand vitality : results of the study commissioned by the Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection [online]. To be found at <[http://treering.de/sites/default/files/TRACE\\_pdf/Volume\\_9/Beck\\_TraceVol\\_9.pdf](http://treering.de/sites/default/files/TRACE_pdf/Volume_9/Beck_TraceVol_9.pdf)> [quoted 10.12.2015]
- Becker P, Deutschländer Th, Koßmann M (2008) Klimaszenarien und Klimafolgen. *Inf Raumentwickl* 6/7:341-451
- Berger TW, Inselsbacher E, Mutsch F (2009) Nutrient cycling and soil leaching in eighteen pure and mixed stands of beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*). *For Ecol Manage* 258:2578-2592
- Bolte A, Czajkowski T, Kompa T (2007) The north-eastern distribution area of European beech : a review. *Forestry* 80(4):413-429
- Bolte A, Ammer C, Löf M, Madsen P, Nabuurs GJ, Spathelf P, Rock J (2009) Adaptive forest management in Central Europe : climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scand J Forest Res* 24(6):471-480, doi: 10.1080/02827580903418224
- Bolte A, Hilbrig L, Grundmann B, Kampf F, Brunet J, Roloff A (2010) Climate change impacts on stand structure and competitive interactions in a southern Swedish spruce-beech forest. *Eur J Forest Res* 129(3):261-276, doi 10.1007/s10342-009-0323-1
- Bolte A, Degen B (2010) Anpassung der Wälder an den Klimawandel: Optionen und Grenzen. *Landbauforsch* 60(3):111-117
- Brang P, Spathelf P, Larsen JB, Bauhus J, Bonccina A, Chauvin C, Drössler L, Garcia-Güemes C, Heiri C, Kerr G, Lexer MJ, Mason B, Mohren F, Mühlenthaler U, Nocentini S, Svoboda M (2014) Suitability of close-to-nature silviculture for adapting temperate European forests to climate change. *Forestry* 87(4):492-503
- Büchsenmeister R, Gschwantner T (2013) Groß- und Kleinwald gleichen sich bei Nutzungsgewohnheiten an. *BFW-Praxisinformation* 32:10-15
- Büntgen U, Esper J, Frank DC (2008) How do trees react to climate change? : results from dendroclimatic research. *JB Baumpflege* 12:26-39
- Comps B, Mátyás C, Letouzey J (1998) Genetic variation in beech populations (*Fagus sylvatica L.*) along the alpine chain and in the Hungarian basin. *Forest Genetics* 5:1-9
- Donat MG, Leckebusch GC, Wild S (2011) Future changes in European winter storm losses and extreme wind speeds inferred from GCM and RCM multi-model simulations. *Nat Hazards Earth Syst Sci* 11:1351-1370
- Drever CR, Peterson G, Messier C (2006) Can forest management based on natural disturbance maintain ecological resilience? *Can J For Res* 36:2285-2299
- EEA - European Environment Agency (2011) Global and European temperatures (CSI 012/CLIM 001) : assessment published May 2011 [online]. To be found at <<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/global-and-european-temperature/global-and-european-temperature-assessment-4>> [quoted 21.06.2012]
- European Commission (2011) Forestry in the EU and the world : a statistical portrait. Luxembourg : Publ Off Europ Union, 107 pp
- Fonti P, Arx G von, García-González I (2010) Studying global change through investigation of the plastic responses of xylem anatomy in tree rings. *New Phytol* 185:42-53
- Friedrichs DA, Troutet V, Büntgen U (2009) Species-specific climate sensitivity of tree growth in Central-West Germany. *Trees* 23:729-739
- Gastineau G, Soden BJ (2009) Model projected changes of extreme wind events in response to global warming. *Geophys Res Lett* 36(10), doi 10.1029/2009GL037500
- Gayer K (1886) Der gemischte Wald, seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst-und Gruppenwirtschaft. Berlin, 168 p
- Gerstengarbe F-W, Badeck F, Hattermann F (2003) Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen auf den Wasserhaushalt, die Forst-und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. Potsdam : PIK, 79 p, PIK Rep 83
- González-Martínez SC, Krutovsky KV, Neale DB (2006) Forest-tree population genomics and adaptive evolution. *New Phytol* 170:227-238
- Grime JP (1974) Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250:26-31
- Grossiord C, Granier A, Ratcliffe S (2014) Tree diversity does not always improve resistance of forest ecosystems to drought. *Proc Nat Acad Sci USA* 111:14812-14815
- Hampe A, Petit RJ (2005) Conserving biodiversity under climate change : the rear edge matters. *Ecol Lett* 8:461-467
- Hamrick JL (2004) Response of forest trees to global environmental changes. *For Ecol Manage* 197:323-335
- Hanewinkel M, Cullmann DA, Schelhaas MJ (2013) Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nat Clim Change* 3:203-207
- Heyder JC (1986) Waldbau im Wandel. Frankfurt : Sauerländer, 602 p
- IPCC (2007) Climate change 2007 : the physical science basis ; summary for policymakers ; contribution of Working Group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. [online]. To be found at <<http://www.slvwd.com/agendas/Full/2007/06-07-07/Item%2010b.pdf>> [quoted 08.01.2016]
- Johann E (2006) Historical development of nature-based forestry in Central Europe. In: Diaci J (ed) Nature-based forestry in Central Europe : alternatives to industrial forestry and strict preservation. Ljubljana : Univ Ljubljana, pp 1-17, *Studia Forestalia Slovenica* 126

- Kätzel R (2003) Biomarker als Indikatoren zur Bewertung des Vitalitätszustandes der Gemeinen Kiefer (*Pinus sylvestris L.*) im norddeutschen Tiefland. Dresden : Univ, 242 p
- Kätzel R (2010) Conservation of forest genetic resources : the basis for adaptability in managed forests. In: Spathelf P (ed) Sustainable forest management in a changing world : a European perspective. Dordrecht : Springer, pp 93-114, Managing forest ecosystems 19
- Kätzel R, Löffler S (2007) Die physiologischen Ökotypen der Kiefer in Brandenburg. In: Kätzel R (ed) Die Kiefer im nordostdeutschen Tiefland : Ökologie und Bewirtschaftung. Eberswalde, pp 125-131, Eberswalder Forstl SchR 32
- Knöke T, Ammer C, Stimm B (2008) Admixing broadleaved to coniferous tree species a review on yield, ecological stability and economics. Eur J For Res 127:89-101
- Kolström M, Lindner M, Vilén T, Maroscheck M, Seidl R, Lexer MJ, Netherer S, Kremer A, Delzon S, Barbati A, Marchetti M, Corona P (2011) Reviewing the science and implementation of climate change adaptation measures in European forestry. Forests 2:961-982
- Kreft S, Tucci F, Schluck M (2013) Indexbasierte Vulnerabilitätsabschätzung für Schutzgebiete und Ableitung von Handlungsoptionen. In: Vohland K (ed) Schutzgebiete Deutschlands im Klimawandel : Risiken und Handlungsoptionen. Münster : Landwirtschaftsverl, pp 177-218, Naturschutz Biol Vielfalt 129
- Lasch-Born P, Suckow F, Gutsch M (2015) Forests under climate change : potential risks and opportunities. Meteorol Zeitschr 24:157-172
- Lindner M, Maroscheck M, Netherer S (2010) Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. For Ecol Manage 259:698-709
- Lindner M, Fitzgerald JB, Zimmermann (2014) Climate change and European forests : what do we know, what are the uncertainties, and what are the implications for forest management? J Environ Manage 146:69-83
- McArthur RH, Wilson EO (2001) The theory of island biogeography. Princeton ; Princeton Univ Pr, 203 p
- Menzel A (2006) Zeitliche Verschiebungen von Austrieb, Blüte, Fruchtreife und Blattverfärbung im Zuge der rezenten Klimaerwärmung [online]. To be found at <<http://www.wsl.ch/dienstleistungen/publikationen/pdf/7659.pdf>> [quoted 10.12.2015]
- Millar CI, Stephenson NL, Stephens SL (2007) Climate change and forests of the future : managing in the face of uncertainty. Ecol Appl 17:2145-2151
- Min SK, Zhang X, Zwiers FW (2011) Human contribution to more-intense precipitation extremes. Nature 470:378-381
- Mitscherlich G (1971) Wald, Wachstum und Umwelt. Frankfurt a M : Sauerländer, 365 p
- Möller A (1922) Der Dauerwaldgedanke : sein Sinn und seine Bedeutung. Berlin : Springer, 84 p
- Möller K, Apel KH, Engelmann A (2006) Zur Beteiligung von Insekten am aktuellen Krankheitsgeschehen der Eiche in Brandenburg. In: Aktuelle Ergebnisse und Fragen zur Situation der Eiche und ihrer Bewirtschaftung in Brandenburg. Potsdam, pp 59-64, Eberswalder Forstl SchR 25
- Möller K (2009) Aktuelle Waldschutzprobleme und Risikomanagement in Brandenburgs Wäldern. In: Spathelf P (ed) Wald im Klimawandel : Risiken und Anpassungsstrategien. Potsdam : Ministr Infrastruktur Landwirtsch Landes Brandenburg, pp 63-72, Eberswalder Forstl SchR 42
- Müller J (2009) Forestry and water budget of the lowlands in northeast Germany : consequences for the choice of tree species and for forest management. J Water Land Dev 13a:133-148
- Müller J, Bolte A (2009) The use of lysimeters in forest hydrology research in north-east Germany. Landbauforsch 59(1):1-10
- Nemani RR, Keeling CD, Hashimoto H (2003) Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. Science 300:1560-1563
- Nicotra AB, Atkin OK, Bonser SP (2010) Plant phenotypic plasticity in a changing climate. Trends Plant Sci 15:684-692
- Norris C, Ibischi P, Hobson P (2011) Searching for empirical evidence of forest resilience : developing indicators of the thermodynamic efficiency of ecosystems. In: Knapp HD (ed) Beech forests : joint natural heritage of Europe: workshop at the International Academy für Nature Conservation Isle of Vilm October 19-22,2010. Bonn : BfN, pp 77-85, BfN-Schriften 297
- Oehmichen K, Demant B, Dunger K, Grüneberg E, Hennig P, Kroher F, Neubauer M, Polley H, Riedel T, Rock J, Schwitzgebel F, Stümer W, Wellbrock N, Ziche D, Bolte A (2011) Inventurstudie 2008 und Treibhausgasinventar Wald. Braunschweig : vTI, 164 p, Landbauforsch SH 343
- Pachauri RK, Mayer L (eds) (2014) Climate change 2014 : synthesis report. Geneva : IPCC, 151 p
- Pommerening A, Murphy ST (2004) A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. Forestry 77:27-44
- Pretzsch H, Block J, Dieler J (2010) Comparison between the productivity of pure and mixed stands of Norway spruce and European beech along an ecological gradient. Ann For Sci 67(712)
- Pretzsch H, Schütze G, Uhl E (2013) Resistance of European tree species to drought stress in mixed versus pure forests : evidence of stress release by inter-specific facilitation. Plant Biol 15:483-495
- Pretzsch H (2003) Diversität und Produktivität von Wäldern. Allg Forst- Jagdztg 174:88-98
- Pretzsch H (2009) Produktivitätsrelation zwischen Fichte und Fichte/Buche : Konsequenzen angesichts des Klimawandels. LWF Wissen 63:44-55
- Puettmann KJ, Coates KD, Messier C (2009) A critique of silviculture : managing for complexity. Washington : Island Pr 189 p
- Reyer CP, Leuzinger S, Rammig A (2013) A plant's perspective of extremes : terrestrial plant responses to changing climatic variability. Global Change Biol 19:75-89
- Rose L, Leuschner C, Köckemann B (2009) Are marginal beech (*Fagus sylvatica* L.) provenances a source for drought tolerant ecotypes? Eur J Forest Res 128:335-343
- Scharnweber T, Manthey M, Criegee C (2011) Drought matters : declining precipitation influences growth of *Fagus sylvatica* L. and *Quercus robur* L. in north-eastern Germany. For Ecol Manage 262:947-961
- Schelhaas MJ, Nabuurs GJ, Schuck A (2003) Natural disturbances in the European forests in the 19th and 20<sup>th</sup> centuries. Global Change Biol 9:1620-1633
- Scherer-Lorenzen M (2011) Bedeutung der Biodiversität im Wald : drei Jahrzehnte naturnaher Waldbau in Baden-Württemberg. AFZ Wald 65:28-29
- Schlyter P, Stjernqvist I, Bärring L (2006) Assessment of the impacts of climate change and weather extremes on boreal forests in northern Europe, focusing on Norway spruce. Clim Res 31:75-84
- Schröder J (2009) Risiken durch Witterungsextreme für Kiefer und Eiche in Nordostdeutschland : Ansätze zur Schätzung des Gefährdungspotenzials. In: Spathelf P (ed) Wald im Klimawandel : Risiken und Anpassungsstrategien. Potsdam : Ministr Infrastruktur Landwirtsch Landes Brandenburg, pp 35-43, Eberswalder Forstl SchR 42
- Schröder H, Delb H, John R, Metzler B, Mösch S (2012) Waldschutzsituation 2011/2012 in Baden-Württemberg. AFZ Wald 7:8-11
- Schütz JP (1999) Close-to-nature silviculture : is this concept compatible with species diversity? Forestry 72:359-366
- Schulze E-D, Beck E, Müller-Hohenstein K (2002) Pflanzenökologie. Heidelberg : Spektrum Akad Verl, 846 p
- Schweingruber FH (1996) Tree rings and environment dendroecology. Berne : Haupt, 609 p
- Spathelf P (1997) Seminatural silviculture in southwest Germany. Forestry Chronicle 73:715-722
- Spiecker H, Hansen J, Klimo E (2004) Norway spruce conversion : options and consequences. Leiden : Eur Forest Inst, 269 p, Res Rep Eur Forest Inst 18
- Spittlehouse DL, Stewart RB (2003) Adaptation to climate change in forest management [online]. To be found at <<http://jem.forrex.org/index.php/jem/article/view/254>> [quoted 11.12.2015]
- Stock M (2008) Klimawandel und Szenarien für Deutschland und ihre möglichen Folgen für Land-und Wasserwirtschaft. Arch Tierz 51:5-11
- Stock M, Kropp JP, Walkenhorst O (2009) Risiken, Vulnerabilität und Anpassungserfordernisse für klimaverletzliche Regionen. Raumforsch Raumordn 67:97-113
- Thomasius H (1996) Geschichte, Theorie und Praxis des Dauerwaldes : erweiterte Fassung eines Vortrages anlässlich der gemeinsamen Tagung 1996 des Landesforstvereins, der Arbeitsgemeinschaft Naturgemäßewaldwirtschaft und der Schutzgemeinschaft Deutscher Wald Sachsen-Anhalt am 14.05.1996 in Garitz bei Dessau. Ebrach : ANW-Bücherdienst, 64 p

- Thünen-Institut (2015) Dritte Bundeswaldinventur – Ergebnisdatenbank. To be found at: <<https://bwi.info/>> [quoted 13.04.2015]
- Turner BL, Kasperson RE, Matson PA (2003) A framework for vulnerability analysis in sustainability science. Proc Nat Acad Sci 100:8074-8079
- van der Maaten-Theunissen M, Kahle HP, van der Maaten E (2013) Drought sensitivity of Norway spruce is higher than that of Silver fir along an altitudinal gradient in southwestern Germany. Ann For Sci 70:185-193
- van der Maaten ECD, Spathelf P, Köthke M, Schall P, Taeger S, Menzel SA, Bolte A, Ammer C, Spiecker H (2009) Country report Germany : in the frame of COST Action FP0703 ECHOES: Expected Climate cHange and Options for European Silviculture [online]. To be found at <[http://docs.gip-ecofor.org/public/echoes/Echoes\\_Germany\\_Report\\_oct09.pdf](http://docs.gip-ecofor.org/public/echoes/Echoes_Germany_Report_oct09.pdf)> [quoted 15.12.2015]
- West-Eberhard MJ (2003) Developmental plasticity and evolution. Oxford : Oxford Univ Pr, 794 p
- Wigley TM (2009) The effect of changing climate on the frequency of absolute extreme events. Clim Change 97:67-76
- Zebisch M, Grothmann T, Schröter D, Hasse C, Fritsch U, Cramer W (2005) Climate change in Germany : vulnerability and adaption of climate sensitive sectors [online]. To be found at <<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2974.pdf>> [quoted 15.12.2015]

# Betriebliche Stickstoffüberschüsse erst durch systemische Analyse zielführend absenkbar

---

Andrea Machmüller und Albert Sundrum\*

## Zusammenfassung

Als einer der Hauptemittenten reaktiver Stickstoff-(N)-Verbindungen ist auch die Landwirtschaft gefordert, ihre Produktionssysteme zu optimieren. Mit der vorliegenden Untersuchung sollte der Aussagegehalt von Bilanzierungen und der potenzielle Nutzen einer systemischen Betriebsdatenanalyse als Instrument zur Steuerung der N-Flüsse auf landwirtschaftlichen Betrieben ermittelt werden. Dazu wurden Daten von 16 milchviehhaltenden Betrieben gesammelt und über eine hierarchische Strukturierung von betrieblichen Sub-Systemen ausgewertet. Zur Beschreibung des Gesamtsystems „landwirtschaftlicher Betrieb“ wurden vier voneinander abgrenzbare Sub-Systeme („Erntegut-/Futterlager“, „Tierbestand“, „Düngerlager“ und „Nutzflächen“) sowie vier System-Ebenen definiert. Die 1. und 2. System-Ebene stellen übergeordnete Kontextebenen dar. Durch das Zusammenführen aller betrieblichen N-Flüsse in der 2. System-Ebene konnte die Plausibilität der Daten überprüft werden. Die 3. und 4. System-Ebenen repräsentieren die Handlungsebenen der Betriebe. Anhand der Auswertungen konnte gezeigt werden, dass betriebliche N-Überschüsse sowie Optimierungspotenziale zur Reduzierung der N-Zufuhr vollumfänglich erst über eine Bilanzierung auf der 3. und 4. System-Ebene erkennbar sind. Zusätzlich wurde abgeschätzt, in welchem Ausmaß sich durch eine bedarfsgangepasste Fütterung und Düngung die auf der 1. System-Ebene kalkulierten betrieblichen N-Überschüsse verringern sowie die N-Effizienz steigern ließen. Es wird geschlussfolgert, dass die systemische Analyse leicht zugänglicher Betriebsdaten als Instrument für die landwirtschaftliche Praxis belastbare Ergebnisse liefert, um über eine bessere Beurteilung der betrieblichen Nährstoffflüsse die Nährstoffeffizienz zu verbessern und die N-Austräge in die Umwelt zu minimieren.

**Schlüsselworte:** Stickstoff, N-Bilanz, N-Überschuss, N-Effizienz, systemischer Ansatz, Einsparpotenzial

## Abstract

### Farm nitrogen surpluses need systemic analysis to be lowered expediently

As one of the main emitters of reactive nitrogen-(N)-compounds, agricultural farms are called for to optimize their production systems. With the present investigation the predication of balances and the potential benefit of a systemic analysis of farm process data as a tool to manage the N-flows on farms should be examined. For this purpose data of 16 dairy farms were collected and analysed using a hierarchical structuring of farm operational sub-systems. To describe the system “farm” four definable sub-systems (“crop/feed storage”, “livestock”, “fertilizer storage” and “farmland”) and four system levels were specified. The 1<sup>st</sup> and 2<sup>nd</sup> system level are overarching context levels. Through the merging of all farm N-flows at the 2<sup>nd</sup> system level the plausibility of the data could be checked. The 3<sup>rd</sup> and 4<sup>th</sup> system level represent the farm activity levels. On the basis of the analysis it could be shown that farm N-surpluses as well as optimization potentials for reducing the N-input are fully perceptible only through balances at the 3rd and 4<sup>th</sup> system level. In addition, for the 1<sup>st</sup> system level it was estimated to what extent a feeding and fertilization adjusted to the requirements would reduce the farm N-surpluses as well as improve the N-efficiency. It is concluded that as a tool for the agricultural practice the systemic analysis of easily accessible farm data will provide resilient results to increase the nutrient efficiency and minimize possible N-releases in the environment through a better evaluation of the farm nutrient flows.

**Keywords:** Nitrogen, N-balance, N-surplus, N-efficiency, systemic approach, saving potential

---

\* Universität Kassel, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Fachgebiet Tierernährung und Tiergesundheit, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

## 1 Einleitung

In der Nationalen Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung (Bundesregierung, 2002) wurde der N-Überschuss als wichtiger Gradmesser für die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft identifiziert und das Ziel gesetzt, den N-Überschuss in der Gesamtbilanz der deutschen Landwirtschaft bis 2010 auf 80 kg N/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche zu verringern. Nach heutigem Stand der Dinge wurde dieses Ziel nicht erreicht. Nach Angaben des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL, 2014a) ergab sich für 2010 in der Gegenüberstellung der N-Zufuhr und N-Abfuhr der deutschen Landwirtschaft (Nährstoffbilanz) ein N-Saldo bzw. N-Überschuss von 93,7 kg N/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche. Der aktuellste vom BMEL veröffentlichte Wert wird für das Jahr 2012 ausgegeben und beläuft sich auf 98,4 kg N/ha.

Der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) zeigt in seinem aktuellen Sondergutachten „Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem“ auf (SRU, 2015), dass im Jahr 2012 in Deutschland 94 % der Ammoniakemission und 77 % der Lachgasemission aus der Landwirtschaft stammte und die Landwirtschaft auch in der Summe der atmosphärischen Einträge an reaktiven N-Verbindungen (Ammoniak, Lachgas und Stickstoffoxide) mit einem Anteil von 57 % die größte Emissionsquelle darstellt. In Bezug auf die N-Einträge in Oberflächengewässer ist die Landwirtschaft in Deutschland mit einem Anteil von 79 % ebenfalls der Hauptverursacher (SRU, 2015) und ebenso hauptverantwortlich für die hohen Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser (BMU und BMELV, 2012). Auch im 7. Umweltaktionsprogramm der Europäischen Union (EU, 2014) wird darauf hingewiesen, dass der N-Kreislauf nachhaltiger und ressourceneffizienter gelenkt werden muss. Im Sinne des anvisierten Übergangs zu einer ressourceneffizienten und umweltschonenden Wirtschaftsweise in der Europäischen Union entsteht auch eine Verpflichtung der Landwirtschaft zur Minderung der N-Überschüsse sowie der damit verbundenen Verluste. Dies entspricht auch den Grundsätzen der europäischen Umweltpolitik (Art. 191 AEUV), die auf Vorsorge und Vorbeugung beruhen und dem Verursacher- und Ursprungsprinzip folgen (AEUV, 2012). Neben dem dringenden Handlungsbedarf im Bereich der Landwirtschaft sieht der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU, 2015) dort aber auch ein erhebliches N-Minderungspotenzial und fordert vom landwirtschaftlichen Produzenten:

- (a) eine Erhöhung der „Effizienz“ durch Absenkung der N-Zufuhr; sowie
- (b) eine Verbesserung der „Konsistenz“ entsprechend einer nachhaltigen Bewirtschaftung durch Förderung der betrieblichen N-Kreislaufwirtschaft.

Der vorliegenden Untersuchung liegt die Hypothese zugrunde, dass der Verlust erheblicher Nährstoffmengen aus landwirtschaftlichen Betriebssystemen, insbesondere des Stickstoffs, vor allem darin begründet ist, dass die Betriebe eine unzureichende Kenntnis über die Nährstoffflüsse in ihren Betrieben besitzen. Durch diese unzureichende Kenntnis kommt es in der Folge zu keiner ausreichenden Abstimmung der Nährstoffflüsse zwischen den verschiedenen

Bereichen des landwirtschaftlichen Betriebes sowie zu keiner zielführenden Steuerung der Nährstoffflüsse. Um dies zu ermöglichen, ist es erforderlich, der landwirtschaftlichen Praxis entsprechende Instrumente zur Verfügung zu stellen, welche das Betriebsmanagement mit einer guten Aufwand-Nutzen-Relation darin unterstützen, sich einen Überblick über die betriebliche Nährstoffsituation zu verschaffen und dies insbesondere in Hinblick auf den betrieblichen N-Umsatz. Betriebliche N-Bilanzierungen können auf verschiedenen Betriebsebenen und unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bilanzierungsglieder durchgeführt werden (Oenema et al., 2003; Baumgärtel et al., 2007). Mit der vorliegenden Untersuchung sollte festgestellt werden, inwieweit ein systemischer Ansatz, der das Gesamtsystem „landwirtschaftlicher Betrieb“ und seine Teilbereiche gleichzeitig betrachtet und bilanziert, in dieser Hinsicht zielführend ist.

Derzeit zeigt sich auch, dass das Datenvolumen über den einzelnen landwirtschaftlichen Betrieb, das digital gespeichert ist, immer mehr zunimmt (Digitalisierung der Landwirtschaft). Zum einen entstehen die Daten auf dem Betrieb (intern) durch den Einsatz unterschiedlicher, datenerzeugender Technologien und Softwareprogramme. Zum anderen werden auch außerhalb des Betriebes (extern) Betriebsdaten gesammelt und gespeichert. Allerdings unterscheiden sich landwirtschaftliche Betriebe substantiell hinsichtlich der über sie verfügbaren digitalen Datenquellen sowie hinsichtlich des Umfangs und der Güte der Daten. Insbesondere intern gesammelte Daten sind betriebsindividuell sehr verschieden, d. h. in Umfang und Nutzen in erster Linie davon abhängig, welche Technologien und Softwareprogramme auf den Betrieben eingesetzt und in welcher Detailliertheit sie genutzt werden. Unbestreitbar hat jedoch „Big Data“ auch die Landwirtschaft erreicht. Nun heißt es, wie vom Bundeslandwirtschaftsminister Schmidt (Schmidt, 2015) sinngemäß formuliert „das Potenzial dieser umfangreichen, digitalen Datenmengen sinnvoll zu nutzen“. Chancen sieht der Bundesminister in diesem Zusammenhang vor allem auch für ein besseres Betriebsmanagement und eine effizientere Nutzung landwirtschaftlicher Ressourcen.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es daher, betriebliche Daten, insbesondere die auf den Betrieben bereits vorhandenen digitalen Daten, zusammenzuführen, um die N-Mengenflüsse landwirtschaftlicher Betriebe mit hinreichender Detailtiefe abzubilden und anschließend Berechnungen durchzuführen, die relevante betriebliche Optimierungspotenziale sichtbar machen. Solch eine Zusammenführung von Daten kann auf unterschiedlichen Wegen erfolgen:

- (1) alle für die N-Mengenflüsse relevanten, auf dem Betrieb vorhandenen Technologien und Softwareprogramme werden untereinander vernetzt und kommunizieren miteinander;
- (2) es wird ein neues Softwareprogramm entwickelt, das relevante Daten kontinuierlich über Schnittstellen aus den auf dem Betrieb vorhandenen Technologien und Softwareprogrammen verrechnet.

Eine systemische Datenanalyse, die das Ganze als ein hierarchisches System von untereinander im Zusammenhang stehender Teilbereiche betrachtet, ist nur mit dem zweiten

Ansatz vollumfänglich zu erreichen. Um zu einer ersten Einschätzung zu gelangen und den möglichen Nutzen der systemischen Datenanalyse in Bezug auf die N-Bilanzierung erkennbar zu machen, wurden in der vorliegenden Untersuchung Daten aus dem Jahr 2012 von 16 milchviehhaltenden Praxisbetrieben händisch mit klassischen Methoden der Datenverarbeitung analysiert.

## 2 Material und Methoden

In Bezug auf die N-Bilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe mit Nutztierhaltung ist eine Aufteilung in Stall- und Flächenbilanz ein in Deutschland gängiges Verfahren (Bach und Frede, 2005; Baumgärtel et al., 2007). Um einen realitätsnahen Überblick über die betrieblichen N-Mengenflüsse auf milchviehhaltenden Betrieben zu erlangen und konkrete Ansatzpunkte für betriebliche Optimierungspotenziale aufzuzeigen, erfolgte eine hierarchische Strukturierung der Betriebe in Anlehnung an das „Vier-Kompartimenten-Nährstoff-Managementmodell“ von Kohn et al. (1997). Abbildung 1 gibt die verwendete Strukturierung der Betriebe wieder. Der landwirtschaftliche Betrieb mit Nutztierhaltung kann in einer vertikalen Anordnung von vier System-Ebenen dargestellt werden. Auf der obersten (ersten) System-Ebene ist der gesamte landwirtschaftliche Betrieb zusammengefasst; diese System-Ebene entspricht der Ebene des Hoftors (Baumgärtel et al., 2007). Auf der zweiten System-Ebene können entsprechend der konzeptionellen Überlegungen von Kohn et al. (1997), vier horizontal voneinander abgrenzbare Sub-Systeme beschrieben werden:

- (1) Erntegut-/Futterlager;
- (2) Tierbestand;
- (3) Düngerlager; und
- (4) Nutzflächen.

Die dritte und vierte System-Ebene können betriebsindividuell erheblich variieren. Jeder Betrieb besitzt eine unterschiedliche Anzahl von Erntegut-/Futterlagern und Düngerlagern, die wiederum eine betriebsindividuelle Ausgestaltung aufweisen. Auch die weitere Aufgliederung des Tierbestandes in Tiergruppen sowie der Anbau von unterschiedlichen Kulturen auf den vorhandenen Nutzflächen sind in der Regel betriebsspezifisch. Auf der untersten (vierten) System-Ebene sind die einzelnen Lager, die einzelnen Tiere und die einzelnen Schläge verortet.

Alle Bausteine dieses hierarchischen Systems haben eine quantifizierbare N-Zufuhr und N-Abfuhr. Die vier Sub-Systeme sind durch den innerbetrieblichen N-Umsatz miteinander verbunden (Abbildung 2). Die N-Abfuhr eines Sub-Systems ist gleichzeitig die N-Zufuhr des daran anschließenden Sub-Systems. In ihrer Gesamtheit bilden die vier Sub-Systeme den Kreislauf des Stickstoffs auf dem Betrieb ab und ermöglichen dadurch auch die Plausibilisierung der betrieblichen N-Mengenflüsse.

Der Abbildung 2 ist ferner zu entnehmen, welche möglichen digitalen Datenquellen auf den Betrieben für die Mengenflüsse von N-Zufuhr und N-Abfuhr bzw. deren Berechnung genutzt werden können. Digitale Datenquellen können u. a. folgende softwarebasierte Systeme sein: Herdenmanager, Futterrationsplaner, Ackerschlagkartei, Düngeverordnung (Software zur Erstellung des betrieblichen Nährstoffvergleichs gemäß Düngeverordnung) und Buchhaltungsprogramm. Softwareprogramme für den Bereich des Herdenmanagements beinhalten umfassende Betriebsdaten zum Tierbestand, zum Tierwechsel und zur Milchproduktion und dies von der zweiten bis zur vierten System-Ebene. Eine Futterrationsplanung mit Kopplung zum Futtermischwagen liefert in Bezug auf das Sub-System Tierbestand Informationen zur N-Zufuhr (Futter) und N-Abfuhr (Futterreste). Eine digitale Ackerschlagkartei enthält umfassende

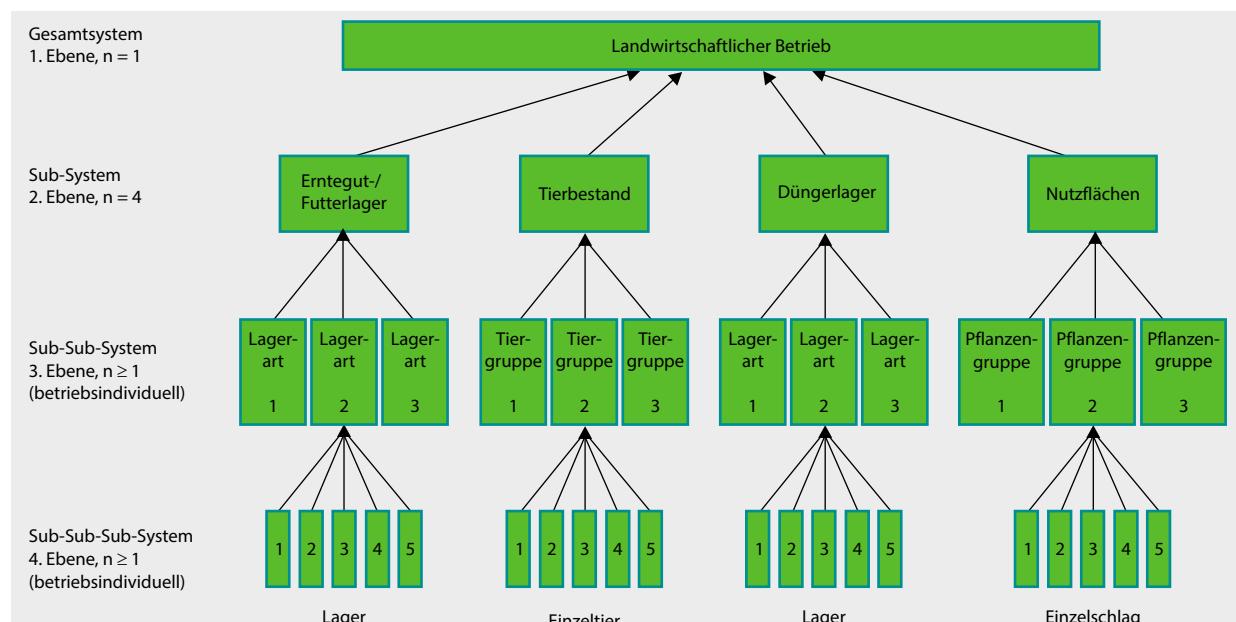


Abbildung 1

Hierarchische Struktur von Sub-Systemen in einem landwirtschaftlichen Betrieb mit Nutztierhaltung

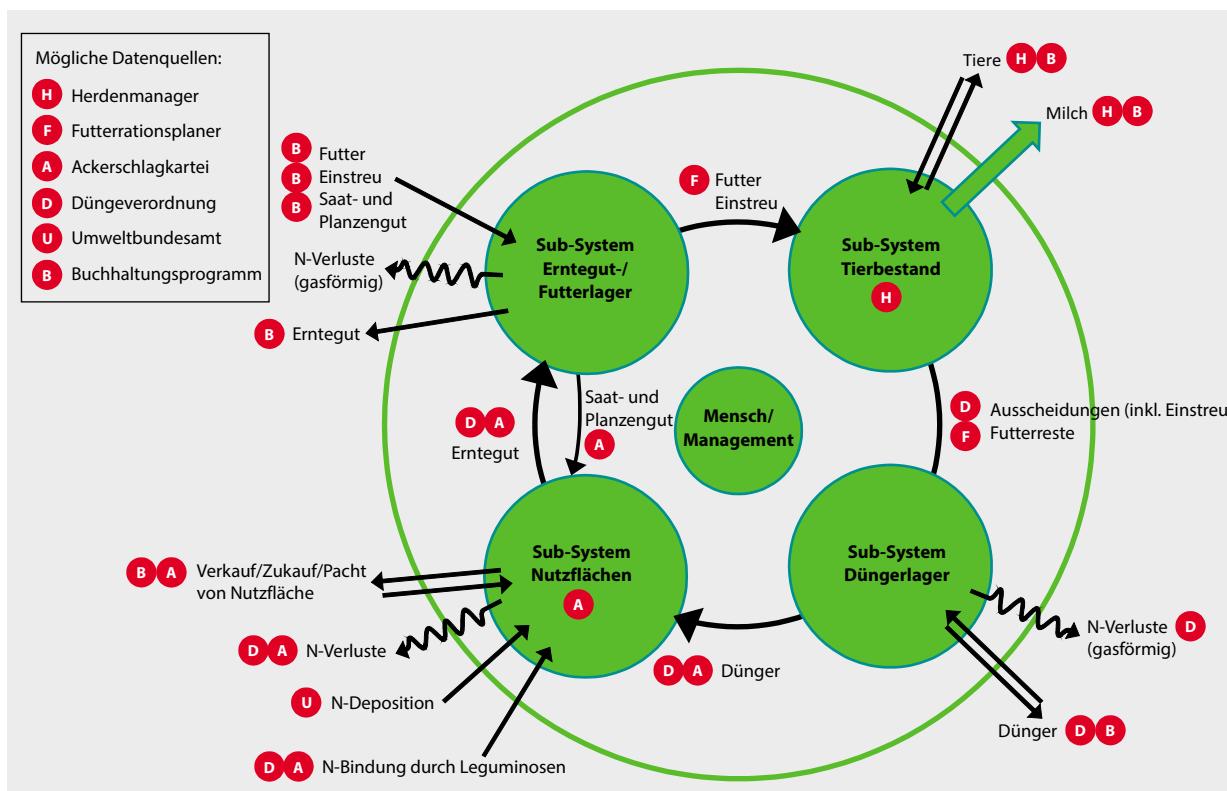


Abbildung 2

Stickstoffflüsse auf einem milchviehhaltenden Betrieb (1. und 2. System-Ebene) und mögliche Datenquellen

Informationen im Bereich der betrieblichen Pflanzenproduktion und somit detaillierte Betriebsdaten für das Sub-System „Nutzflächen“. Durch die Nutzung von Softwareprogrammen, mit denen der betriebliche Nährstoffvergleich gemäß Düngeverordnung (DÜV, 2007) erstellt werden kann, können verschiedene N-Mengen abgeschätzt werden:

- (1) die vom betrieblichen Tierbestand ausgeschiedenen N-Mengen;
- (2) die möglichen N-Verluste während einer Weidehaltung und während der Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Gülle, Festmist und Jauche) sowie anderen organischen Düngern;
- (3) die auf die Nutzflächen ausgebrachten N-Mengen an organischen und mineralischen Düngern;
- (4) die N-Bindung über angebaute Leguminosen; und
- (5) die von den Nutzflächen abgefahrene N-Mengen mit dem geernteten Pflanzenmaterial.

Die betriebliche Buchhaltung enthält ferner alle Daten über N-Mengen, die zugekauft oder verkauft wurden. Über die Internetseite des Umweltbundesamtes sind Schätzwerte zur N-Deposition jeder Fläche Deutschlands online abrufbar (UBA, 2015). Da die Abschätzungen zur regionalen Gesamtdeposition (Summe des N-Eintrages über trockene, nasse und feuchte Deposition), eine umfangreiche Datenaufbereitung und -modellierung erfordert, stehen die Daten für ein Bezugsjahr erst drei bis fünf Jahre später zur Verfügung (UBA, 2015; Erläuterungen zu den Daten, Stand: 3.2.2015).

Alle 16 milchviehhaltenden Betriebe, die der vorliegenden Untersuchung zugrunde lagen, verwendeten 2012 (Jahr

der Datenerhebung) für das Herdenmanagement das Softwareprogramm „Herde“ von dsp-Agrosoft GmbH (Paretz, Parkring 3, 14669 Ketzin). Sieben der 16 Betriebe verwendeten ebenfalls den Futterrationsplaner „Futter-R“ von dsp-Agrosoft GmbH. Eine digitale Ackerschlagkartei nutzten insgesamt 12 Betriebe, sechs Betriebe „AgroWIN“ und zwei Betriebe „AO5.0“, beides Ackerschlagkarteien von LAND-DATA Eurosoft GmbH & Co. KG (Rennbahnstr. 7, 84347 Pfarrkirchen) sowie vier Betriebe „Agrocom net“ von Claas KGaA mbH (Münsterstr. 33, 33428 Harsewinkel). Datensicherungen der entsprechenden Programme wurden von den Betrieben für die Auswertung zur Verfügung gestellt. Daten, die der Untersuchung digital nicht zur Verfügung standen bzw. digital auf den Betrieben nicht vorhanden waren, wurden erfragt. Um die betriebliche Datenlage für das Erhebungsjahr 2012 zu komplettieren und Rückfragen zu klären, wurden die Betriebe im Verlauf des Jahres 2013 insgesamt dreimal besucht.

Von allen Betrieben lagen Ausdrucke der betrieblichen Nährstoffvergleiche gemäß Düngeverordnung (DÜV, 2007) mit den dazugehörigen Rohdaten vor. Für die eigenen einheitlichen Verrechnungen zum betrieblichen Nährstoffvergleich bzw. Abschätzungen der betrieblichen N-Zufuhr- und N-Abfuhr-Mengen gemäß Düngeverordnung (DÜV, 2007), wurde die Software „AO-Düngeverordnung“ genutzt. AO-Düngeverordnung ist ein Teil von AO-Agrar-Office und somit ebenfalls ein Softwareprodukt der LAND-DATA Eurosoft GmbH & Co. KG. Für die vorliegenden Auswertungen wurde die Programmversion 1.13.12.926 mit dem Module Stand

vom 15.4.2013 verwendet. Zur besseren Vergleichbarkeit der Betriebe wurden die Rohdaten (Tierbestand, Zukauf/Verkauf bzw. Aufnahme/Abgabe Dünger, Anbau und Ernteguterträge) aller Betriebe im Programm AODüngeverordnung nach den länderspezifischen Vorgaben nur eines Bundeslandes ausgewertet (Baden-Württemberg).

Das grundsätzliche Ziel der vorliegenden Untersuchung war die Darstellung der N-Mengenflüsse milchviehhaltender Betriebe über ein Jahr sowie die Gegenüberstellung der ermittelten N-Mengen in Form von Bilanzierungen. Nachfolgend sind die verwendeten Datenherkünfte zur Ermittlung der einzelnen Positionen der N-Zufuhr, N-Abfuhr und N-Verluste für die untersuchten System-Ebenen zusammengestellt:

#### Datenherkünfte für 1. System-Ebene (Hoftor):

- (1) aus betrieblicher Buchhaltung für N-Zufuhr über Futter und N-Abfuhr über Erntegut unter Verwendung eines Faktors von 6,25 zur Umrechnung von pflanzlichen Proteinmengen in N-Mengen;
- (2) wenn vorhanden aus Ackerschlagkartei ansonsten Abschätzungen über Rohdaten des betrieblichen Nährstoffvergleichs unter Verwendung der Software „AODüngeverordnung“ für N-Zufuhr über mineralischen und organischen Dünger sowie N-Zufuhr über N-Bindung und für N-Abfuhr über organischen Dünger;
- (3) über die Internetseite des Umweltbundesamtes „Kartendienst Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff – Bezugsjahr 2009“ (UBA, 2015) zur Abschätzung der N-Zufuhr über N-Deposition (angewählte Landnutzungsklasse „Ackerland“);
- (4) aus Herdenmanagementsoftware „Herde“ für gesamte N-Zufuhr über Tierzukäufe bzw. -zugänge und für gesamte N-Abfuhr über Tierverkäufe sowie über sonstige Tierabgänge inklusive Tierverluste unter Verwendung einer Kalkulationsgröße von 3,2 kg N/100 kg Lebendmasse für Kälber bis zum Alter von 4 Monaten und 2,56 kg N/100 kg Lebendmasse für alle anderen Tiere (Stein-Bachinger et al., 2004); und
- (5) aus monatlichen Molkereiabrechnungen für N-Abfuhr über Milch unter Verwendung eines Faktors von 6,38 zur Umrechnung von Milchproteinmenge auf Milch-N-Menge.

Bei den Abschätzungen zu den über das Hoftor zugeführten und abgeföhrten N-Mengen wurde nur beim Dünger durch die Verwendung der Verbrauchsdaten eine mögliche Bestandsveränderung berücksichtigt.

#### Datenherkünfte für 2. System-Ebene, Sub-System „Erntegut-/Futterlager“:

- (1) aus Sub-System „Nutzflächen“ für N-Zufuhr über Erntegut;
- (2) aus 1. System-Ebene für N-Zufuhr über Futterzukauf und N-Abfuhr über Erntegutverkauf;
- (3) wenn vorhanden betriebliche Futterverbrauchsdaten für N-Abfuhr zur Fütterung des Tierbestands ansonsten Abschätzung über den Durchschnittstier-

bestand aus dem Herdenmanagementsoftware „Herde“ unter Verwendung der Schätzgleichung von Schröder et al. (2005) für N-Abfuhr zur Fütterung der Milchkühe und unter Verwendung von Faustzahlen (DLG, 2005) für N-Abfuhr zur Fütterung aller anderen Tiere; und

- (4) aus Stofftagebuch der betrieblichen Biogasanlage für N-Abfuhr zur Versorgung der Biogasanlage, falls eine betriebliche Biogasanlage vorhanden war.

#### Datenherkünfte für 2. System-Ebene, Sub-System „Tierbestand“:

- (1) aus Sub-System „Erntegut-/Futterlager“ für N-Zufuhr über Futter;
- (2) aus 1. System-Ebene für gesamte N-Zufuhr über Tiere, gesamte N-Abfuhr über Tiere und N-Abfuhr über Milch; und
- (3) Abschätzung über den Durchschnittstierbestand aus Herdenmanagementsoftware „Herde“ unter Verwendung der Schätzgleichung von Schröder et al. (2005) für N-Abfuhr über Ausscheidungen der Milchkühe und für die N-Ausscheidungen aller anderen Tiere unter Verwendung der Software „AODüngeverordnung“.

#### Datenherkünfte für 2. System-Ebene, Sub-System „Düngerlager“:

- (1) aus Sub-System „Tierbestand“ für N-Zufuhr über betriebseigenen, organischen Dünger (Ausscheidungen des Tierbestandes);
- (2) aus 1. System-Ebene für N-Zufuhr über mineralischen und organischen Dünger und N-Abfuhr über organischen Dünger;
- (3) Abschätzungen unter Verwendung der Software „AODüngeverordnung“ für gasförmige N-Verluste bei Lagerung von organischem Dünger (entspricht den Stall- und Lagerungsverlusten gemäß DüV (2007), d. h. ohne Differenzierung in Bezug auf die Ausgestaltung der betrieblichen Lager); und
- (4) Berechnung aus „Summe der N-Zufuhr“ minus „N-Abfuhr durch Verkauf bzw. Abgabe“ minus „N-Verluste bei Lagerung von organischem Dünger“ für „N-Abfuhr Dünger“.

Zehn der untersuchten Betriebe besaßen selbst eine Biogasanlage oder kooperierten mit einem entsprechenden Betrieb. Auf fünf der zehn Betriebe war die Biogasanlage im Betrieb integriert. Bei diesen Betrieben wurde die Biogasanlage bilanzmäßig im Sub-System „Düngerlager“ angesiedelt. Bei den übrigen fünf Betrieben befand sich die Biogasanlage auf einem anderen Betrieb. In diesen Fällen wurde die N-Zufuhr zur Biogasanlage und gegebenenfalls die N-Rückführung in Form von organischem Dünger über den betrieblichen N-Außenumsatz in der Bilanzierung berücksichtigt. Gasförmige N-Verluste aus der Lagerung von Biogasgülle wurden für die betreffenden Betriebe mit pauschal 15 % berücksichtigt.

### Datenherkünfte für 2. und 4. System-Ebene, Sub-System „Nutzflächen“:

- (1) aus Sub-System „Düngerlager“ für N-Zufuhr Dünger;
- (2) wenn vorhanden für N-Zufuhr als mineralisierter und pflanzenverfügbarer N aus dem Boden (Nmin) zu Beginn der Vegetationsperiode nach betrieblichen Bodenprobenanalysen, ansonsten gemäß DüV (2007) nach Angaben der nach Landesrecht für die landwirtschaftliche Beratung der Betriebe zuständigen Stelle für das Erhebungsjahr 2012;
- (3) aus 1. System-Ebene für N-Zufuhr über N-Deposition und N-Bindung;
- (4) Abschätzungen unter Verwendung der Software „AODÜngeverordnung“ für gasförmige N-Verluste bei Ausbringung von organischem Dünger und Weidehaltung (gemäß DüV, 2007) sowie nachfolgender Berücksichtigung eventueller betriebsindividuell eingesetzter, emissionsmindernder Ausbringungstechniken für den Flüssigmist durch Anwendung von Faustzahlen für die Emissionsminderung entsprechend der Minderungstechnik gemäß Döhler et al. (2002); und
- (5) wenn vorhanden für N-Abfuhr über Erntegut aus Ackerschlagkartei ansonsten Abschätzungen über Rohdaten des betrieblichen Nährstoffvergleichs unter Verwendung der Software „AODÜngeverordnung“.

Für die Berechnungen in der 4. System-Ebene (Einzelschlagebene, Abbildung 5) bildeten die Daten aus der Ackerschlagkartei des ausgewählten Betriebes die Datenbasis. Der ausgewählte Betrieb bot sich an, da er seine Ackerschlagkartei lückenlos führte und die in der Ackerschlagkartei angegebenen Daten in Übereinstimmung mit dem vom Betrieb vorgelegten Nährstoffvergleich gemäß DüV (2007) standen.

### Datenherkünfte für 3. und 4. System-Ebene, Tiergruppe „laktierende Milchkühe“:

Der N-Bedarf der laktierenden Kühe wurde durch Anwendung einer Regressionsgleichung (GfE, 2001) abgeschätzt, die unter der Annahme einer durchschnittlichen Lebendmasse von 650 kg pro Tier den Bedarf an nutzbarem Rohprotein für Erhaltung und Leistung über die Milchleistung und den Milchproteingehalt der Tiere berechnet. Die N-Aufnahme der Tiere und die N-Ausscheidung über Kot und Harn wurden durch Anwendung der Regressionsgleichungen von Schröder et al. (2005) ermittelt, welche auf der Milchleistung, dem Milchprotein- und dem Milchharnstoffgehalt der Tiere basieren. Die N-Menge der von den Tieren erzeugten Milch beruhte für die 3. System-Ebene auf den monatlichen Molkeabrechnungen in Ergänzung einer Abschätzung der Milchmenge, die auf dem Betrieb verblieben war. Bei der Abschätzung der auf dem Betrieb verbliebenen Milchmenge wurde nach Angaben der Betriebe der Eigenverbrauch der Betriebe berücksichtigt, die Kolostralmilchmenge über die Anzahl der Kalbungen (Daten aus Herdenmanagementsoftware „Herde“) sowie die Hemmstoffmilchmenge über die Anzahl der gesperrten Tiere (Daten aus Herdenmanagementsoftware „Herde“). Für die Erstellung der Abbildung 3 wurden die

N-Verluste während der Lagerung von Kot und Harn durch Anwendung der Regressionsgleichung von Burgos et al. (2010) abgeschätzt, der eine enge Beziehung zwischen der Ammoniakemission der Kot- und Harn-Ausscheidungen und dem Milchharnstoffgehalt der Tiere zugrunde liegt. Für die Berechnungen auf der 4. System-Ebene (Einzeltierebene, Abbildung 4) wurden Daten der Milchleistungsprüfung (MLP) aus dem Erhebungsjahr 2012 verwendet.

Die auf den einzelnen System-Ebenen zugeführten und abgeführt N-Mengen wurden bilanziert bzw. miteinander verrechnet, um eine Beurteilung des N-Umsatzes der Betriebe durchführen zu können. Der N-Saldo bzw. N-Überschuss ist die Differenz zwischen der N-Zufuhr und der N-Abfuhr. Für einige der Sub-Systeme wurden gasförmige N-Verluste abgeschätzt. Dem Sub-System „Düngerlager“ sind die gasförmigen N-Verluste bei Lagerung von organischem Dünger gemäß DüV (2007) zugeordnet. Durch Verwendung der Düngerverbrauchszahlen bei der Ermittlung der Zufuhr und Abfuhr von N in diesem Sub-System, entspricht der Brutto-N-Saldo des Sub-System „Düngerlager“ den abgeschätzten N-Verlusten. Dem Sub-System „Nutzflächen“ sind die gasförmigen N-Verluste bei Ausbringung von organischem Dünger und Weidehaltung gemäß DüV (2007) zugeordnet. Die Differenz zwischen Brutto-N-Saldo und Netto-N-Saldo des Sub-System „Nutzflächen“ geben Auskunft über das Ausmaß dieser N-Verluste. Im Sub-System „Nutzflächen“ wurde entsprechend der Düngerebedarfsermittlung (DüV, 2007) auch der Nmin bei der N-Zufuhr berücksichtigt. Somit entspricht der Netto-N-Saldo allen weiteren N-Verlusten außer denen der Ausbringung von organischem Dünger und Weidehaltung sowie der N-Bestandsänderung im Boden. Für das Sub-System „Tierbestand“ werden keine gasförmigen N-Verluste in Ansatz gebracht, da die sogenannten „Stallverluste“ (DüV, 2007) bei Lagerung der tierischen Ausscheidungen im Stallbereich dem Sub-System „Düngerlager“ zugeordnet sind. Der Brutto-N-Saldo im Sub-System „Tierbestand“ weist die N-Bestandsänderung im Tierbestand im betrachteten Jahr aus. Für das Sub-System „Erntegut-/Futterlager“ wurden mögliche gasförmige N-Verluste in der vorliegenden Untersuchung nicht abgeschätzt. Damit enthält der N-Saldo des Sub-Systems „Erntegut-/Futterlager“ neben den Bestandsänderungen auch die möglichen gasförmigen N-Verluste. Als zweite Bewertungsgröße wurde die N-Verwertung bzw. N-Effizienz abgeschätzt. Die N-Effizienz ergibt sich als Quotient zwischen der N-Abfuhr und der N-Zufuhr. Für die Kalkulation der N-Bedarfsdeckung wurde die N-Zufuhr dem N-Bedarf gegenübergestellt. Im Sub-System „Nutzflächen“ entsprach der N-Bedarf der N-Abfuhr über das Erntegut. N-Einsparungspotenziale ergaben sich aus der Differenz zwischen der N-Zufuhr und dem N-Bedarf sowie aus der Reduzierung der N-Verluste. Alle Tabellen und Abbildungen wurden mit Excel (Microsoft Excel 2010) erstellt.

Nicht alle in Abbildung 2 aufgeführten N-Zu- und -Abfuhren fanden bei der dargestellten Jahresbilanzierung Berücksichtigung. So wurde der Zukauf von Saat- und Pflanzgut nicht einbezogen, da nicht von allen Betrieben Daten vorlagen und sich bei den Betrieben, bei denen Daten vorhanden waren, N-Mengen als Zufuhr in das Sub-System

„Nutzflächen“ ergaben, die im Vergleich zur abgeführten N-Menge über das Erntegut zu vernachlässigen waren. Im Durchschnitt lag die N-Menge, die sich im Saat- und Pflanzgut befand, bei 0,5 % im Vergleich zur N-Menge, die über das Erntegut von den Anbauflächen abgeführt wurde. Da kaum ein Betrieb die Futterreste seines Tierbestandes mengenmäßig dokumentierte (nur zwei der 16 Betriebe), wurden diese N-Mengen im Innenumsatz der 16 untersuchten Betriebe ebenfalls nicht berücksichtigt (N-Abfuhr Sub-System „Tierbestand“). Die N-Zufuhr über Strohzukauf wurde berücksichtigt. Für den N-Innenumumsatz gab es bei den 16 Betrieben aber nur Informationen über die mengenmäßige Verwendung des Strohs als Futterkomponente, so dass die N-Mengenflüsse über die Verwendung des Strohs als Einstreu (N-Abfuhr Sub-System „Erntegut-/Futterlager“ und N-Zufuhr Sub-System „Tierbestand“) bei der Jahresbilanzierung in der vorliegenden Auswertung keine Berücksichtigung fanden. Von den Betrieben lagen keine Lagerinventurdaten über die Sub-Systeme „Erntegut-/Futterlager“ und „Düngerlager“ vor.

### 3 Ergebnisse

Die der vorliegenden Untersuchung zugrundeliegenden Daten stammen von 16 milchviehhaltenden Betrieben. Im Bezugsjahr 2012 verfügten diese Betriebe im Durchschnitt über  $409 \pm 345$  Milchkühe (Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung; Min-Max 69-1.119 Milchkühe) und  $800 \pm 775$  ha landwirtschaftliche Nutzflächen (Min-Max 61-2.612 ha). Der durchschnittliche Viehbesatz belief sich auf  $1,23 \pm 0,55$  GV/ha (Min-Max 0,28-2,34 GV/ha, GV = Großvieheinheit). Umgerechnet in Dungeinheiten (DE) ergeben sich Werte von  $0,86 \pm 0,39$  DE/ha (Min-Max 0,19-1,64 DE/ha) bzw.  $68,7 \pm 31,0$  kg N/ha (Min-Max 15,4-130,9 kg N/ha) unter Verwendung der Umrechnungsfaktoren 1 GV = 0,7 DE und 1 DE = 80 kg N Anfall an tierischen Exkrementen.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die absoluten N-Mengenflüsse auf der 1. System-Ebene der Betriebe (Hoftor) für das Jahr 2012. Auf Seiten der dem Betrieb zugeführten N-Mengen wurden die N-Mengen in den zugekauften Gütern Futter, Tiere und Dünger (getrennt nach mineralischen und organischen) sowie die N-Bindung über angebaute Leguminosen und der N-Eintrag über den Eintrag aus der Atmosphäre (N-Deposition) berücksichtigt. Über alle Betriebe hinweg hatte mit  $47 \pm 18$  % (Min-Max 2-74 %) der Zukauf an Mineraldünger den größten Anteil an der betrieblichen N-Zufuhr. Durchschnittlich  $30 \pm 10$  % (Min-Max 9-52 %) der N-Zufuhr gelangten über den Zukauf von Futter in die Betriebe,  $11 \pm 16$  % (Min-Max 0-51 %) über den Zukauf von organischem Dünger,  $6 \pm 2$  % (Min-Max 3-9 %) über die N-Deposition,  $6 \pm 3$  % (Min-Max 0-13 %) über die N-Bindung und weniger als 1 % ( $0,2 \pm 0,4$ %; Min-Max 0,1-1,5 %) über den Zukauf von Tieren. In der Summe ergab sich im Durchschnitt der Betriebe eine N-Zufuhr von  $264 \pm 124$  kg N/ha (Min-Max 137-649 kg N/ha). Dem gegenüber stand eine durchschnittliche N-Abfuhr von  $139 \pm 106$  kg N/ha (Min-Max 54-448 kg N/ha). Bei der N-Abfuhr wurden abgeführte N-Mengen durch den Verkauf von Milch, Tieren, organischem Dünger und Erntegut berücksichtigt. Den größten Anteil an der

betrieblichen N-Abfuhr hatte mit  $42 \pm 32$  % (Min-Max 0-87 %) der Verkauf von Erntegut. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Variation unter den 16 Betrieben sehr groß war. Bei vier der 16 Betriebe wurde sogar gar kein Erntegut verkauft. Durchschnittlich  $33 \pm 24$  % (Min-Max 9-84 %) der N-Abfuhr verließ über den Verkauf der Milch den Betrieb,  $19 \pm 24$  % (Min-Max 0-62 %) über den Verkauf bzw. die Abgabe von organischem Dünger und  $6 \pm 4$  % (Min-Max 1-16 %) über den Verkauf von Tieren. Bei Gegenüberstellung der N-Zufuhr und N-Abfuhr auf der 1. System-Ebene kalkulierte sich ein gesamtbetrieblicher Brutto-N-Saldo und damit ein N-Überschuss von durchschnittlich  $72.738 \pm 71.802$  kg N (Min-Max 11.558-258.417 kg N) bzw.  $125 \pm 58$  kg N/ha (Min-Max 47-234 kg N/ha). In Bezug auf die gesamtbetriebliche N-Effizienz ergab sich unter Einbeziehung aller N-Abfuhrmengen eine N-Effizienz von  $51 \pm 18$  % (Min-Max 23-84 %).

Die jährlichen N-Mengenflüsse auf der 2. System-Ebene der 16 Betriebe sind in Tabelle 2 wiedergegeben. Unterteilt in die vier Sub-Systeme „Erntegut-/Futterlager“, „Tierbestand“, „Düngerlager“ und „Nutzflächen“ sind die den jeweiligen Sub-Systemen zuzuordnenden N-Zufuhren, N-Abfuhren und N-Salden zusammengestellt. Der N-Saldo im Sub-System „Düngerlager“ entspricht den gasförmigen N-Verlusten über Lagerung von organischem Dünger. Im Sub-System „Nutzflächen“ wurde zusätzlich zu den N-Zufuhren von außen in den Betrieb die zu Beginn der Vegetationsperiode 2012 im Boden vorliegenden, mineralisierten N-Mengen (Nmin) in die Bilanzierung mit aufgenommen. Die Differenz zwischen N-Saldo (brutto) und N-Saldo (netto) im Sub-System „Nutzflächen“ sind die gasförmigen N-Verluste über Ausbringung von organischem Dünger bzw. während der Weidehaltung von Tieren. Im Durchschnitt der Betriebe belief sich der N-Überschuss (Netto-N-Saldo) im Sub-System „Nutzflächen“ auf  $64.567 \pm 76.594$  kg N (Min-Max 4.341-260.056 kg N) bzw.  $77 \pm 24$  kg N/ha (Min-Max 40-126 kg N/ha). In Bezug auf den eingesetzten organischen Dünger ergaben sich im Durchschnitt der Betriebe N-Verluste während der Lagerung in Höhe von  $13 \pm 9$  kg N/ha (Min-Max 0-26 kg N/ha) und N-Verluste während der Ausbringung und durch Weidehaltung in Höhe von  $21 \pm 17$  kg N/ha (Min-Max 3-54 kg N/ha) sowie in der Summe N-Verluste in Höhe von insgesamt  $34 \pm 20$  kg N/ha (Min-Max 5-67 kg N/ha). Summiert man die betrieblichen Brutto-N-Salden der vier Sub-Systeme (2. System-Ebene) auf, erhält man den betrieblichen Brutto-N-Saldo der 1. System-Ebene (Gesamtsystem). Bei der Summenbildung muss dann aber der Nmin in Abzug gestellt werden, da der Nmin auf der 1. System-Ebene nicht berücksichtigt wurde. Mit einem durchschnittlichen Anteil von  $50 \pm 23$  % (Min-Max -8-91 %) besaß der N-Saldo aus dem Sub-System „Nutzflächen“ den größten Anteil am N-Saldo des Gesamtsystems. Die andere Hälfte verteilte sich auf die restlichen drei Sub-Systeme: „Erntegut-/Futterlager“ ( $21 \pm 32$ %, Min-Max -48-99 %); „Tierbestand“ ( $16 \pm 21$ %, Min-Max 2-88 %); und „Düngerlager“ ( $13 \pm 11$ %, Min-Max 0-48 %).

Tabelle 3 bilanziert die betrieblichen N-Mengenflüsse in der Gruppe der laktierenden Milchkühe (3. System-Ebene, Tiergruppenebene). Die N-Aufnahme der Tiere wurde dem N-Bedarf gegenübergestellt. Im Durchschnitt der Betriebe ergab sich eine N-Bedarfsdeckung der Tiere in der Größenordnung von  $115 \pm 7$  % (Min-Max 99-127 %). Das

N-Einsparpotenzial der Betriebe ist die Differenz zwischen der N-Aufnahme und dem N-Bedarf. Für die 16 Betriebe kalkulierte sich ein durchschnittliches N-Einsparpotenzial von  $8.330 \pm 9.442$  kg N (Min-Max -1.505-35.813 kg N) bzw.  $24 \pm 10$  kg N/Kuh (Min-Max -2-42 kg N/Kuh). Die von den Tieren aufgenommene N-Menge verteilt sich auf die erzeugte Milchmenge, die Ausscheidungen über Kot und Harn sowie den N-Ansatz im Tier. Im Durchschnitt der untersuchten Betriebe wurden  $30 \pm 2$  % (Min-Max 27-35 %) der von den Tieren aufgenommenen N-Mengen in der Milch wiedergefunden,  $36 \pm 3$  % (Min-Max 32-44 %) mit dem Kot sowie  $32 \pm 5$  % (Min-Max 19-39 %) mit dem Harn ausgeschieden und  $3,3 \pm 0,5$  % (Min-Max 2,5-4,0 %) verblieben als N-Ansatz in den Kühen (N-Saldo).

Für die Gruppe der laktierenden Milchkühe (3. System-Ebene, Tiergruppenebene) wurden für die Erstellung der Abbildung 3 die N-Verluste während der Lagerung von Kot und Harn durch die Anwendung der Regressionsgleichung von Burgos et al. (2010) abgeschätzt und den Werten der N-Bedarfsdeckung gegenübergestellt. Zwischen dem kalkulierten N-Verlust und der N-Bedarfsdeckung zeigte sich ein linearer Zusammenhang ( $y = 4,68x - 164,47$ ;  $R^2 = 0,77$ ). Je mehr die N-Aufnahme den N-Bedarf der Tiergruppe überstieg, desto größer wurde der Anteil der N-Ausscheidungen, der während der Lagerung von Kot und Harn rechnerisch emittiert wurde. Der Wert für den Betrieb mit den höchsten N-Verlusten lag um 46 % über dem Wert des Betriebes mit den geringsten N-Verlusten.

Abbildung 4 zeigt beispielhaft für einen Betrieb und zu einem MLP-Termin des Jahres 2012 die Variabilität der N-Effizienz der Milchproduktion in Bezug zur N-Bedarfsdeckung auf Einzeltierebene (4. System-Ebene). Je näher die N-Aufnahme am eigentlichen N-Bedarf des Tieres liegt (100 % Bedarfsdeckung), desto mehr N lässt sich von der

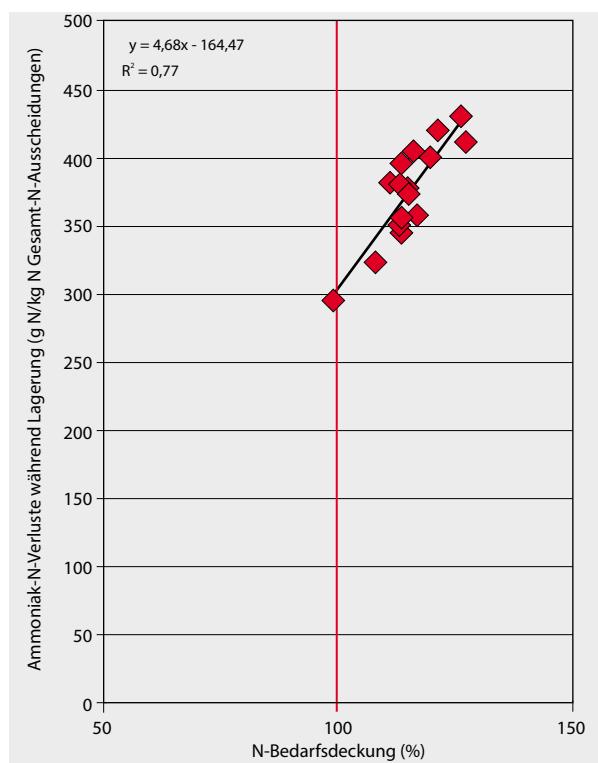


Abbildung 3

Ammonia-N-Verluste (g N/kg N der Gesamt-N-Ausscheidungen) während Lagerung von Kot und Harn in Bezug zur N-Bedarfsdeckung auf Tiergruppenebene (3. System-Ebene, Sub-Sub-System „laktierende Milchkühe“ im Jahr 2012) der 16 Betriebe ( $n = 16$ ) unter Verwendung nachfolgender Schätzgleichungen: N-Verluste (Burgos et al., 2010), N-Bedarfsdeckung (N-Aufnahme (Schröder et al., 2005) in Relation zum N-Bedarf (GfE, 2001))

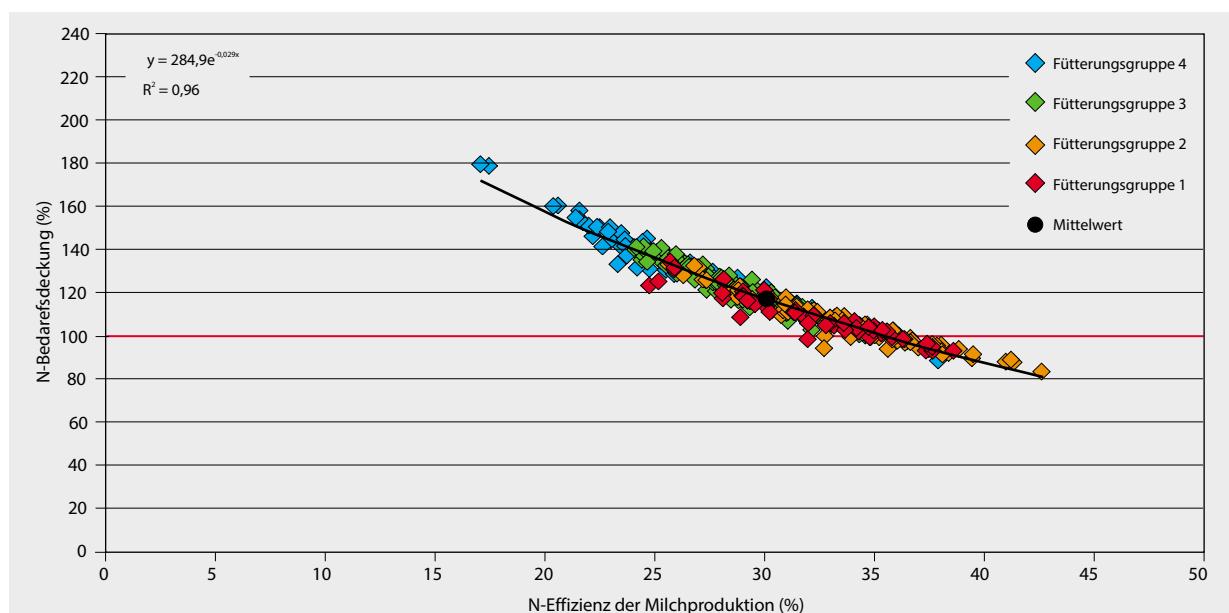


Abbildung 4

N-Effizienz der Milchproduktion in Bezug zur N-Bedarfsdeckung auf Einzeltierebene (4. System-Ebene) eines Betriebes (ein MLP-Termin des Jahres 2012,  $n = 350$ ) unter Verwendung nachfolgender Schätzgleichungen: N-Aufnahme (Schröder et al., 2005), N-Bedarf (GfE, 2001)

**Tabelle 1**

N-Bilanzierung der 1. Ebene (Gesamtsystem „Landwirtschaftlicher Betrieb“) von 16 Betrieben über ein Jahr (Bezugsjahr 2012)<sup>1,2</sup>

Landwirtschaftlicher Betrieb (1. Ebene: Gesamtsystem)																		
LF	Futter	Mineral-dünger	kg N	N-Zufuhr				N-Abfuhr				N-Effizienz	N-Saldo, brutto					
				org. Dünger	kg N	N-Deposition	Tiere	Summe	Milch	org. Dünger	Tiere	Erntegut	kg N	kg N/ha	%	kg N	kg N/ha	
Betrieb 1	113	15.552	826	21.295	2.628	1.466	2	41.769	370	4.501	14.686	743	8.136	28.065	249	67	13.703	121
Betrieb 2	61	4.952	7.266	1.680	1.401	847	2	16.158	267	3.235	903	447	14	4.600	76	28	11.558	191
Betrieb 3	1.399	58.391	143.018	12.681	35.165	13.985	0	263.240	188	42.818	30.627	7.305	116.635	197.386	141	75	65.855	47
Betrieb 4	1.752	34.383	293.649	31.850	8.881	22.779	2.885	394.427	225	20.513	0	3.883	160.575	184.972	106	47	209.455	120
Betrieb 5	1.253	39.882	125.063	5.000	12.857	13.786	0	196.588	157	21.551	0	3.580	91.480	116.611	93	59	79.977	64
Betrieb 6	143	33.883	11.483	43.069	2.064	2.434	14	92.947	649	5.949	25.812	822	31.529	64.112	448	69	28.835	201
Betrieb 7	128	10.366	20.787	8.209	1.556	2.557	0	43.475	340	5.572	7.227	764	0	13.563	106	31	29.912	234
Betrieb 8	1.432	68.514	104.131	0	7.280	15.754	17	195.696	137	21.590	0	3.518	82.628	107.736	75	55	87.960	61
Betrieb 9	187	12.733	22.818	0	2.565	3.363	7	41.485	222	6.502	0	1.490	12.210	20.203	108	49	21.283	114
Betrieb 10	767	147.670	95.911	22.327	8.409	9.207	72	283.595	370	32.062	123.359	6.208	77.330	238.959	311	84	44.637	58
Betrieb 11	251	22.887	36.108	0	3.857	3.266	0	66.118	263	9.164	0	1.905	18.284	29.353	117	44	36.764	146
Betrieb 12	235	19.964	26.500	0	4.710	3.283	12	54.469	232	10.129	805	1.625	0	12.559	54	23	41.910	179
Betrieb 13	2.612	119.082	276.652	43.303	24.154	44.403	0	507.595	194	52.051	6.027	7.554	183.545	249.178	95	49	258.417	99
Betrieb 14	101	10.634	10.115	0	1.909	1.915	94	24.667	245	5.519	0	1.038	0	6.556	65	27	18.111	180
Betrieb 15	889	37.681	97.204	15.946	826	11.554	2.477	165.688	186	22.806	54.401	4.586	5.593	87.386	98	53	78.302	88
Betrieb 16	1.475	70.854	146.380	0	25.751	23.604	0	266.589	181	42.830	0	8.644	77.983	129.457	88	49	137.132	93

<sup>1</sup> Datenherkunft: (1) aus betrieblicher Buchhaltung für N-Zufuhr über Futter und N-Abfuhr über Erntegut; (2) wenn vorhanden aus Ackerschlagraukartei ansonsten Abschätzungen über Rohdaten des betrieblichen Nährstoffvergleichs unter Verwendung der Software „AO-Düngereverordnung“ für N-Zufuhr über mineralischen und organischen Dünger sowie N-Abfuhr über organischen Dünger; (3) über die Internetseite des Umweltbundesamtes „Kartendienst Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff - Bezugsjahr 2009“ (UBA, 2015); (4) die N-Zufuhr über Tiere und N-Abfuhr über Milch.

<sup>2</sup> Abkürzung: LF: landwirtschaftliche Nutzfläche des Betriebes, org. Dünger: organischer Dünger

Tabelle 2

N-Bilanzierung der 2. Ebene von 16 Betrieben über ein Jahr (Bezugsjahr 2012)<sup>1</sup>

	2. Ebene, Sub-Systeme													
	Erntegut-/Futterlager			Tierbestand			Düngerlager			Nutzflächen				
	N-Zu-fuhr	N-Ab-fuhr	N-Saldo <sup>2</sup>	N-Zu-fuhr	N-Ab-fuhr	N-Saldo <sup>2</sup>	N-Zu-fuhr	N-Ab-fuhr	N-Saldo <sup>2,3</sup>	Nmin	N-Zu-fuhr	N-Ab-fuhr	N-Saldo, brutto	N-Saldo, netto <sup>4</sup>
	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha	kg N/ha
Betrieb 1	306	261	45	189	177	12	326	304	23	32	210	168	73	40
Betrieb 2	311	265	46	264	208	57	295	272	23	29	294	229	95	72
Betrieb 3	245	268	-22	163	159	4	256	233	23	31	246	204	74	63
Betrieb 4	176	155	21	50	42	8	228	223	5	45	241	156	131	126
Betrieb 5	164	166	-2	93	77	16	161	152	9	29	174	132	71	64
Betrieb 6	508	451	57	231	228	3	561	561	0	32	412	271	174	120
Betrieb 7	328	232	97	232	217	15	394	368	26	32	343	247	128	106
Betrieb 8	163	146	18	72	70	2	141	130	12	31	146	116	61	54
Betrieb 9	270	265	5	200	187	13	266	251	15	32	283	202	113	79
Betrieb 10	350	363	-13	262	211	51	315	315	0	62	177	157	82	78
Betrieb 11	317	266	52	193	174	19	274	253	20	39	282	226	94	75
Betrieb 12	298	236	62	237	210	27	273	259	14	32	289	213	109	68
Betrieb 13	179	166	13	96	91	5	191	180	11	37	203	134	107	100
Betrieb 14	345	284	61	285	269	15	305	287	17	31	325	239	118	67
Betrieb 15	196	109	87	106	100	6	196	194	2	61	147	154	54	51
Betrieb 16	222	210	11	152	134	18	203	188	16	34	221	173	81	72

<sup>1</sup>Berücksichtigte N-Zufuhr und N-Abfuhr: (1) Sub-System „Erntegut-/Futterlager“ (a) N-Zufuhr: Erntegut und Futterzukauf, (b) N-Abfuhr: Erntegutverkauf, Futter für Tierbestand und Biogasanlage; (2) Sub-System „Tierbestand“ (a) N-Zufuhr: Futter und Tiere, (b) N-Abfuhr: Milch, Tiere und Ausscheidungen in Form von Kot und Harn (betriebseigener organischer Dünger); (3) Sub-System „Düngerlager“ (a) N-Zufuhr: betriebseigener organischer Dünger und Zukauf bzw. Aufnahme von organischem und mineralischem Dünger, (b) N-Abfuhr: Verkauf bzw. Abgabe von organischem Dünger sowie Dünger, der für die Pflanzenproduktion zur Verfügung steht; (4) Sub-System „Nutzflächen“ (a) Nmin: mineralisierter N im Boden zu Beginn der Vegetationsperiode 2012, (b) N-Zufuhr: organischer und mineralischer Dünger, N-Deposition und N-Bindung, und (c) N-Abfuhr: Erntegut.

<sup>2</sup>Brutto-N-Salden

<sup>3</sup>N-Saldo entspricht den N-Verlusten durch Lagerung des organischen Düngers (Stall- und Lagerungsverluste gemäß DÜV, 2007)

<sup>4</sup>N-Saldo (netto) ist N-Saldo (brutto) abzüglich der N-Verluste durch Ausbringung des organischen Düngers

aufgenommenen N-Menge in der erzeugten Milch wiederfinden. Im untersuchten Datensatz ( $n = 350$ ) zeigte sich in der Trendlinie ein exponentieller Verlauf ( $y = 284,9e^{0,029x}$ ;  $R^2 = 0,96$ ). Auf dem Beispielbetrieb gab es für die Gruppe der laktierenden Milchkühe vier Fütterungsgruppen, die von jedem Tier von 1 nach 4 während einer Laktationsperiode durchlaufen wurden. Der durchschnittliche Melktag der Tiere zum dargestellten MLP-Termin steigerte sich über die Fütterungsgruppen 1 bis 4 vom 49., 130., 170. auf den 259. Melktag. Die durchschnittliche Milchleistung der Fütterungsgruppen lag bei 33, 37, 30 und 22 kg Milch pro Kuh und Tag. In Bezug auf die N-Bedarfsdeckung ergab sich für die Fütterungsgruppe 1 im Durchschnitt ein Wert von 110 %, für Fütterungsgruppe 2 von 106 %, für Fütterungsgruppe 3 von 121 % und für Fütterungsgruppe 4 ein Wert von 137 %. Für die Fütterungsgruppen errechneten sich hinsichtlich der N-Effizienz der Milchproduktion durchschnittliche Werte von 32 % (Fütterungsgruppe 1), 34 % (Fütterungsgruppe 2), 29 % (Fütterungsgruppe 3) und 25 % (Fütterungsgruppe 4). Im Durchschnitt aller Einzeltiere ergaben sich für den untersuchten MLP-Termin eine N-Bedarfsdeckung von 117 % sowie eine N-Effizienz von 30 %.

Die Variabilität des N-Saldos in Bezug zur N-Zufuhr auf Ebene der Einzelschläge wurde beispielhaft anhand eines Betriebes in Abbildung 5 dargestellt. Dieser Betrieb baute im Jahr 2012 auf 81 Einzelschlägen zehn verschiedene Kulturen an bzw. führte verschiedene Nutzungen der Kulturen durch. Auf den Ackerflächen wurden drei Getreidearten (Winterweizen, Winterroggen und Wintergerste), Raps, Ackergras und Luzerne angebaut sowie zwei Maisnutzungen (Silomais und Körnermais) durchgeführt. Die Grünlandflächen wurden als Mähweide und Wiese genutzt. Auf der Einzelschlagebene variierte die N-Zufuhr zwischen 40 bis 336 kg N/ha, im Durchschnitt lag die N-Zufuhr bei  $164 \pm 73$  kg N/ha. Für den N-Saldo ergaben sich Werte, die zwischen -93 und 216 kg N/ha variierten und im Durchschnitt bei  $53 \pm 63$  kg N/ha lagen. Elf der 81 Einzelschläge wiesen einen negativen N-Saldo auf und 28 hatten einen N-Saldo, der über 60 kg N/ha lag. Über die Summen der N-Zufuhren und N-Abfuhren berechnete sich für den gleichen Betrieb in der N-Zufuhr ein Mittelwert von 187 kg N/ha und ein N-Saldo von 61 kg N/ha. Die lineare Trendlinie über alle Wertepaare ( $y = 0,57x - 40,32$ ;  $R^2 = 0,45$ ) zeigt auf, dass mit steigender N-Zufuhr auch der N-Saldo der Einzelschläge ansteigt.

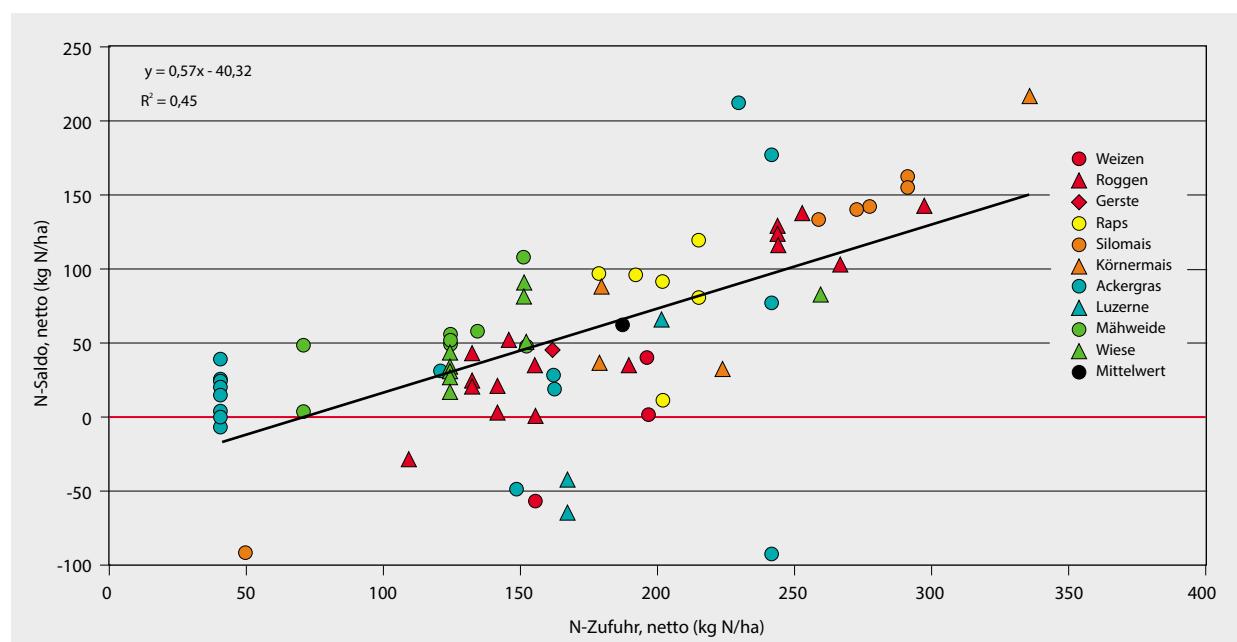
**Tabelle 3**N-Bilanzierung der 3. Ebene (Sub-Sub-System „laktierende Milchkühe“) von 16 Betrieben über ein Jahr (Bezugsjahr 2012)<sup>1</sup>

	Milchkühe (3. Ebene, Sub-Sub-System)											N-Effizienz Milchproduktion %	N-Saldo <sup>3</sup> kg N/Kuh		
	Milchkühe	N-Zufuhr				N-Abfuhr				Summe	Milchproduktion %				
		Bedarf	Aufnahme	N-Bedarfs-deckung	N-Einspar-potenzial	Milch	Kot	Harn							
	Anzahl <sup>2</sup>	kg N/Kuh	kg N/Kuh	%	kg N/Kuh	kg N/Kuh	kg N/Kuh	kg N/Kuh	kg N/Kuh						
Betrieb 1	85	158,9	180,2	113	21,3	55,3	65,0	55,9	176,2	31	3,9				
Betrieb 2	62	158,9	182,6	115	23,7	55,0	66,3	58,0	179,4	30	3,2				
Betrieb 3	858	152,8	194,6	127	41,8	52,8	62,7	75,8	191,3	27	3,2				
Betrieb 4	330	184,1	204,7	111	20,6	65,4	73,7	62,3	201,3	32	3,4				
Betrieb 5	400	161,5	182,6	113	21,1	56,3	66,0	56,4	178,8	31	3,8				
Betrieb 6	116	155,2	188,8	122	33,5	53,4	65,8	67,2	186,3	28	2,5				
Betrieb 7	111	154,5	194,8	126	40,3	53,2	64,7	74,3	192,3	27	2,6				
Betrieb 8	388	166,9	199,4	120	32,5	58,4	67,7	70,0	196,2	29	3,3				
Betrieb 9	123	158,0	184,6	117	26,6	55,0	64,2	61,4	180,7	30	4,0				
Betrieb 10	629	159,0	184,9	116	25,9	54,9	67,4	60,0	182,3	30	2,6				
Betrieb 11	173	161,3	183,4	114	22,0	55,8	68,4	56,6	180,8	30	2,6				
Betrieb 12	180	168,1	192,8	115	24,7	59,0	68,1	62,1	189,2	31	3,6				
Betrieb 13	984	159,8	181,4	114	21,6	55,6	65,7	56,4	177,7	31	3,7				
Betrieb 14	125	137,8	148,8	108	11,1	46,2	61,4	38,2	145,7	31	3,1				
Betrieb 15	385	176,5	199,8	113	23,3	62,3	71,0	63,0	196,3	31	3,5				
Betrieb 16	826	158,1	156,2	99	-1,8	54,4	68,3	30,3	153,0	35	3,3				

<sup>1</sup>unter Verwendung nachfolgender Schätzgleichungen: N-Bedarf (GfE, 2001), N-Aufnahme und N-Ausscheidung über Kot und Harn (Schröder et al., 2005), N-Bedarfsdeckung (N-Aufnahme in Relation zum N-Bedarf)

<sup>2</sup>Anzahl der Milchkühe bezieht sich auf die im Durchschnitt des Jahres laktierenden Milchkühen eines Betriebes

<sup>3</sup>N-Saldo entspricht dem N-Ansatz der Tiergruppe „laktierende Milchkühe“

**Abbildung 5:**

N-Saldo (netto, kg N/ha) in Bezug zur N-Zufuhr (netto, kg N/ha) auf Einzelschlagebene (4. System-Ebene) eines Betriebes (Anbau 2012, n = 81) mit Angabe des Mittelwerts für die gesamte Nutzfläche (2. System-Ebene) wobei N-Zufuhr: Nmin plus organischer und mineralischer Dünger plus N-Deposition plus N-Bindung minus N-Verluste durch Ausbringung des organischen Düngers

## 4 Diskussion

### 4.1 Aussagekraft einer N-Bilanzierung in der 1. und 2. System-Ebene

Mit der Bilanzierung der N-Jahresmengen in der 1. System-Ebene wird der N-Jahresüberschuss des gesamten Betriebes ermittelt. Der vorliegenden Untersuchung lagen Daten von 16 milchviehhaltenden Betrieben aus dem Jahr 2012 zugrunde. Für die 16 Betriebe ergab sich im Durchschnitt ein betrieblicher Brutto-N-Saldo bzw. N-Überschuss von 125 kg N/ha, d. h. im Durchschnitt der Betriebe wurden 2012 bezogen auf jeden Hektar Nutzfläche des Betriebes 125 kg N mehr aufgenommen als abgegeben. Die N-Bilanzierung in der 1. System-Ebene entspricht der sogenannten Hoftorbilanz (Bach und Frede, 2005) und ist damit auch vergleichbar mit den Werten zur Gesamtbilanz der deutschen Landwirtschaft (BMEL, 2014a). Gemäß BMEL ergab sich für die deutsche Landwirtschaft im Jahr 2012 ein N-Saldo von 98 kg N/ha. Damit weisen die 16 milchviehhaltenden Betriebe der vorliegenden Untersuchung im Durchschnitt einen um 28 % höheren N-Saldo als der durchschnittliche, landwirtschaftliche Betrieb in Deutschland auf. Das Ziel gemäß Nationaler Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesrepublik (Bundesregierung, 2012) von 80 kg N/ha überschritten die 16 milchviehhaltenden Betriebe im Durchschnitt um 56 %. Betrachtet man die Einzelwerte der Betriebe zeigte sich aber auch, dass sechs der 16 Betriebe einen N-Saldo unter 98 kg N/ha aufwiesen und vier der 16 Betriebe sogar einen N-Saldo unter 80 kg N/ha, wobei der niedrigste Wert eines Einzelbetriebes bei 47 kg N/ha lag.

Um einen landwirtschaftlichen Betrieb bezüglich des betrieblichen Nährstoffeinsatzes beurteilen zu können, ist die Bilanzierung in der 1. System-Ebene (Gesamtsystem) als erste Einschätzung hilfreich und setzt gewissermaßen einen Eckpunkt. Der N-Außenumsetzungsatz ist in der betrieblichen Buchhaltung dokumentiert und daher relativ genau zu erfassen. Ferner handelt es sich um relativ zuverlässige, nicht leicht zu manipulierende Daten. Nach Ansicht von Baumgärtel et al. (2007) sichert nur die Hoftorbilanz objektive, reproduzierbare und justiziable Ergebnisse. Gemäß Verordnungsentwurf zur neuen deutschen Düngeverordnung (BMEL, 2014b) sollen die derzeitigen Anforderungen an den betrieblichen Nährstoffvergleich ab 2018 schrittweise durch einen „Vergleich der dem Betrieb zugeführten und vom Betrieb abgegebenen Nährstoffmengen“, d. h. durch eine Hoftorbilanz, abgelöst werden. In der Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung wurde die Hoftorbilanz gleichwohl noch kontrovers diskutiert (Osterburg und Tech, 2012). Es blieb unklar, ob die juristischen Voraussetzungen erfüllt sind, um über die Düngeverordnung landwirtschaftlichen Betrieben eine Hoftorbilanz vorzuschreiben. Die DüV regelt die Düngung landwirtschaftlicher Flächen doch für eine Hoftorbilanz müssen auch „nicht direkt flächenbezogene Stoffströme“ erfasst werden. Dies gilt insbesondere für Betriebe mit Nutztierhaltung, so auch für die der vorliegenden Untersuchung zugrunde liegenden 16 milchviehhaltenden Betriebe. Darüber hinaus wurde von der Bund-Länder-Arbeitsgruppe auch die Erfassung des Futterzukaufs und

des Verkaufs aller pflanzlichen und tierischen Produkte als sehr aufwändig angesehen (Osterburg und Tech, 2012). Dies würde zu zusätzlichen Problemen für eine belastbare, auf alle landwirtschaftlichen Betriebe anwendbare Bilanzierungsmethode führen. Im Anschluss an die Bund-Länder-Arbeitsgruppe hatten sich aber später alle relevanten Sachverständigungsgremien für eine Wiedereinführung der Hoftorbilanz ausgesprochen: 2012: Arbeitskreis Nachhaltige Nährstoffhaushalte des Verbands Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten e.V. (VDLUFA, 2012); Deutscher Bund der verbandlichen Wasserwirtschaft e.V. (DBVW, 2012); 2013: Wissenschaftliche Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und des Sachverständigenrates für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU) (WBA/WBD/SRU, 2013); und 2014: Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU) (UBA, 2014). Nach Ansicht des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU, 2015) entsteht durch die Abbildung der Nährstoffflüsse im Rahmen einer Brutto-Hoftorbilanz auch ein Anreiz zur gesamtbetrieblichen effizienten Stickstoffverwertung, da in der Hoftorbilanz sowohl der Zukauf von Mineraldüngern für die Landbewirtschaftung als auch der Zukauf von eiweißhaltigen Futtermitteln für die Nutztierhaltung in die Kalkulationen eingehen.

In der vorliegenden Untersuchung wurde die Ermittlung des gesamtbetrieblichen N-Überschusses einer Sensitivitätsanalyse unterzogen, um feststellen zu können, wie empfindlich der N-Überschuss auf eine Variation in der Abschätzung der verschiedenen Bilanzgrößen reagiert, da Unsicherheiten bei den zugrunde liegenden Daten nie auszuschließen sind. Auf Seiten der N-Zufuhr verändert eine Variation der einzelnen Bilanzgrößen um  $\pm 10\%$  den gesamtbetrieblichen N-Überschuss um:  $\pm 8,67\%$  Mineraldünger;  $\pm 6,80\%$  Futter;  $\pm 3,39\%$  organischer Dünger;  $\pm 1,16\%$  N-Deposition;  $\pm 1,13\%$  N-Bindung; oder  $\pm 0,03\%$  Tiere. Die Ergebnisse zeigen auf, dass in Bezug auf die N-Zufuhr Fehleinschätzungen des betrieblichen Zukaus von Mineraldünger und Futter das Ergebnis zum betrieblichen N-Überschuss am stärksten beeinflussen. Jedoch würde dieser Effekt im Durchschnitt immer unter 10 % bleiben. Auf Seiten der N-Abfuhr verändert eine Variation der einzelnen Bilanzgrößen um  $\pm 10\%$  den gesamtbetrieblichen N-Überschuss um:  $\pm 4,84\%$  Erntegut;  $\pm 3,16\%$  organischer Dünger;  $\pm 2,70\%$  Milch; oder  $\pm 0,47\%$  Tiere. Hier zeigt sich, dass eine Fehleinschätzung der Bilanzgrößen der N-Abfuhr im Vergleich zu den Bilanzgrößen der N-Zufuhr einen wesentlich geringeren Effekt hat. Auch die Bilanzgröße, die das Ergebnis zum betrieblichen N-Überschuss auf Seiten der N-Abfuhr am stärksten beeinflusst, der betriebliche Verkauf an Erntegut, würde bei Abweichungen von  $\pm 10\%$  nur einen Effekt von unter 5 % auf den ermittelten Wert des gesamtbetrieblichen N-Überschusses haben.

Auf der anderen Seite geben die Daten der 1. System-Ebene dem Betrieb selbst noch keinerlei Hinweis darauf, in welchen Bereichen des Betriebes der N-Überschuss entstand. Erst die weitergehende Aufgliederung unter Einbeziehung weiterer Systemebenen kann betriebliche Handlungsoptionen aufzeigen. In der vorliegenden

Untersuchung wurden der 2. System-Ebene vier betriebliche Bereiche bzw. Sub-Systeme zugeordnet:

- (1) „Erntegut-/Futterlager“;
- (2) „Tierbestand“;
- (3) „Düngerlager“; und
- (4) „Nutzflächen“.

Der jährliche N-Überschuss der 1. System-Ebene verteilt sich betriebsindividuell auf die vier Sub-Systeme der 2. System-Ebene. Die vier Sub-Systeme sind aufeinanderfolgend in einem Kreislauf miteinander verbunden (Abbildung 2). Die 2. System-Ebene zeigt neben dem N-Außenumsatz auch den betrieblichen N-Innenumsatz. Dies bedeutet, dass erst durch die 2. System-Ebene die gesamten N-Flüsse und Prozesse eines Betriebes abgebildet werden. Erst durch die vollständige Darstellung, Zusammenführung und Verknüpfung relevanter N-Flüsse auf dieser System-Ebene können die betrieblichen N-Mengenflüsse nachvollziehbar auf Plausibilität überprüft werden. Die Abbildung der N-Flüsse in der 2. System-Ebene eines landwirtschaftlichen Betriebes kann daher auch als Methode der Plausibilisierung bzw. Prüfung auf Plausibilität herangezogen werden. Auch im gegenwärtigen System der betrieblichen Nährstoffvergleiche (DüV, 2007) erfolgen die N-Bilanzierungen in der 2. System-Ebene der Betriebe. Eine Plausibilisierung ist damit aber nicht gegeben, da nicht alle betrieblichen N-Flüsse erfasst werden.

Für das Sub-System „Nutzflächen“ berechnete sich für die 16 landwirtschaftlichen Betriebe, die der vorliegenden Untersuchung zugrunde lagen, eine N-Bedarfsdeckung von  $142 \pm 16\%$  (Min-Max 127-181 %) bzw. ein durchschnittlicher Netto-N-Saldo von 77 kg N/ha. Der berechnete Netto-N-Saldo ist nicht mit dem Saldo eines betrieblichen Nährstoffvergleichs gemäß derzeitig gültiger Düngeverordnung (DüV, 2007) vergleichbar, da in der vorliegenden Untersuchung mit der Berücksichtigung der N-Deposition und der Nmin-Menge zu Beginn der Vegetationsperiode zusätzliche N-Quellen in die N-Bilanzierung eingingen. Es wurde abgeschätzt, dass den Betrieben über die N-Deposition im Durchschnitt 14 kg N/ha zugeführt wurden und zu Beginn der Vegetationsperiode 2012 im Durchschnitt 37 kg N/ha als Nmin im Boden vorlag. Nach Abzug dieser zusätzlich berücksichtigten N-Quellen ergibt sich für die 16 Betriebe der vorliegenden Untersuchung ein durchschnittlicher N-Saldo von 26 kg N/ha. Dieser ist vergleichbar mit einem Saldo kalkuliert nach Düngeverordnung (DüV, 2007) und zeigt auf, dass die Betriebe im Durchschnitt um 43 % unter den Vorgaben der Düngeverordnung (60 kg N/ha) lagen. Allerdings war die Spannweite im N-Saldo der Betriebe sehr groß und reichte von -23 kg N/ha bis 70 kg N/ha. Bei zwei der 16 Betriebe ergab sich ein negativer N-Saldo und bei zwei weiteren Betrieben ein N-Saldo, der über 60 kg N/ha lag.

Auch in Bezug auf die Ermittlung des N-Überschusses im Sub-System „Nutzflächen“ (Netto-N-Saldo) wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Auf Seiten der N-Zufuhr verändert eine Variation der einzelnen Bilanzgrößen um  $\pm 10\%$  das ermittelte Ergebnis zum N-Überschuss im Sub-System „Nutzflächen“ um:  $\pm 14,0\%$  Mineraldünger;  $\pm 12,0\%$  organischer Dünger;  $\pm 4,8\%$  Nmin;  $\pm 1,9\%$  N-Deposition;

oder  $\pm 1,8\%$  N-Bindung. In Bezug auf die N-Zufuhr wird deutlich, dass Fehleinschätzungen der betrieblichen Einsatzmengen an mineralischem und organischem Dünger das Ergebnis zum N-Überschuss am stärksten beeinflussen und dieser Effekt im Durchschnitt sogar über 10 % liegen kann. Auf Seiten der N-Abfuhr gibt es bei der Ermittlung des Netto-N-Saldos nur die Bilanzgröße „Erntegut“. Eine Variation der N-Abfuhr über das Erntegut um  $\pm 10\%$  verändert den ermittelten N-Überschuss um  $\pm 24,5\%$ . Hier zeigt sich, dass eine Fehleinschätzung der von den Nutzflächen abgefahrenen Erntegut-N-Mengen im Durchschnitt einen doppelt so großen Effekt auf das Ergebnis zum N-Überschuss haben wird, wie die N-Zufuhr über mineralischen und organischen Dünger. In der vorliegenden Untersuchung sind die Angaben zu den von den Betriebsflächen abgeföhrten Erntegut-N-Mengen, bei Vorhandensein, der betrieblichen Ackerschlagskarte entnommen oder über die im betrieblichen Nährstoffvergleich angegebenen Erntegutmengen abgeschätzt worden. Damit kann der große Effekt der abgeschätzten Erntegut-N-Menge auch als Bestätigung der Aussage der Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung gesehen werden, dass von Betrieben mit Futterbauflächen „die Nährstoffabfuhr über das Grundfutter oftmals überschätzt wird“ (Osterburg und Tech, 2012). Daher empfiehlt die Bund-Länder-Arbeitsgruppe in ihrem Abschlussbericht (Osterburg und Tech, 2012), dass die Berechnung des Nährstoffvergleichs in solchen Betrieben zukünftig auf Basis einer plausibilisierten Flächenbilanz durch Anwendung Nutztierarten-spezifischer Grundfutterfaktoren bei der Berechnung der Nährstoffabfuhr über das Grundfutter erfolgen soll. Diese Empfehlung fand auch schon Eingang in den Entwurf zur neuen deutschen Düngeverordnung (BMEL, 2014b), so dass erwartet werden kann, dass zukünftig die abgeschätzten Nährstoffabfuhr von betrieblichen Grundfutterflächen plausibler sind.

In Relation zur landwirtschaftlichen Nutzfläche der Betriebe wurden in der 1. System-Ebene (Hoftor) Brutto-N-Salden und auf der 2. System-Ebene (Sub-System „Nutzflächen“) Netto-N-Salden (N-Salden abzüglich N-Verluste über organischen Dünger) kalkuliert. Nach Ansicht der VDLUFA (2010) stellen Bruttosalden für die Bewertung der nährstoffbezogenen Umweltleistung landwirtschaftlicher Betriebe den besten Indikator dar. In ihrer Stellungnahme kritisiert der VDLUFA auch, dass in der derzeit rechtskräftigen Düngeverordnung (DüV, 2007) die Problematik der N-Verluste gänzlich ausgeklammert wird, da nur Nettosalden zu erfassen sind. Aus Sicht der VDLUFA ist eine Harmonisierung der unterschiedlichen Rechtsauffassung im landwirtschaftlichen Fachrecht und im Umweltrecht dringend einzufordern. Auch die Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung empfiehlt Bruttosalden für den betrieblichen Nährstoffvergleich (Osterburg und Tech, 2012), da nur so die Transparenz erhöht und das Bewusstsein der Landwirte für die Höhe der entstehenden N-Überschüsse verbessert wird. Im derzeit vorliegenden Entwurf zur neuen deutschen Düngeverordnung (BMEL, 2014b) fand dies aber bislang noch keine Berücksichtigung.

Grundsätzlich kann sich bei einer N-Bilanzierung im kalkulierten N-Saldo ein Wert über Null („positiver“ N-Saldo), ein Wert unter Null („negativer“ N-Saldo) oder genau Null (ausgeglichener N-Saldo) ergeben. Positive N-Salden kennzeichnen einen N-Überschuss und negative N-Salden zeigen auf, dass in der Bilanzierung nicht alle N-Quellen berücksichtigt wurden. In Bezug auf eine Flächenbilanz (Sub-System „Nutzflächen“) kennzeichnen positive N-Salden die im Boden als Überschuss verbleibenden N-Mengen und negative N-Salden die dem Boden zusätzlich entzogenen, mineralisierten N-Mengen (Baumgärtel et al., 2007). In der vorliegenden Untersuchung ergaben sich auch im Sub-System „Erntegut-/Futterlager“ für drei der 16 Betriebe negative N-Salden. Da bei der Bilanzierung im Sub-System „Erntegut-/Futterlager“ nur die N-Zufuhr und N-Abfuhr im Bezugsjahr 2012 berücksichtigt wurde, zeigt hier ein negativer N-Saldo auf, dass der Betrieb aus dem vorhergehenden Anbaujahr 2011 noch über Erntegut- bzw. Futterreserven verfügte.

Bei der Beurteilung des betrieblichen N-Einsatzes ist neben der Berechnung des N-Saldos die Berechnung der N-Effizienz (N-Verwertungsrate) ein zweites, aussagekräftiges Kriterium. Da die N-Effizienz der Quotient zwischen N-Abfuhr und N-Zufuhr ist, ergibt sich für einen N-Saldo von genau Null eine N-Effizienz von 100 %. Für positive N-Salden berechnen sich N-Effizienzen, die unter 100 % und für negative N-Salden eine N-Effizienz, die über 100 % liegen. In der vorliegenden Untersuchung ergab sich für die 1. System-Ebene (Hoftor) im Durchschnitt der 16 Betriebe eine N-Effizienz von  $51 \pm 18\%$  (alle N-Abfuhrmengen berücksichtigt). Auf der 2. System-Ebene wurde für das Sub-System „Tierbestand“ eine durchschnittliche N-Effizienz von  $23 \pm 3\%$  (N-Abfuhrmengen Milch und Tiere berücksichtigt) bzw.  $20 \pm 2\%$  (nur N-Abfuhrmengen über Milch berücksichtigt) kalkuliert und für das Sub-System „Nutzflächen“ eine durchschnittliche N-Effizienz der N-Abfuhr über Erntegut von  $71 \pm 7\%$  (N-Zufuhr abzüglich N-Verluste bei Ausbringung der organischen Dünger). Vom BMEL (BMEL, 2014a) werden jährliche Bilanzdaten zur gesamten deutschen Landwirtschaft als Gesamtbilanz (dort als Nährstoffbilanz bezeichnet) sowie in den Teilbilanzen Stall- und Flächenbilanz ausgegeben. In der Gesamtbilanz ergab sich für die deutsche Landwirtschaft im Jahr 2012 eine N-Effizienz von 48 %, in der Stallbilanz eine N-Effizienz von 20 % (N-Abfuhrmengen über tierische Produkte berücksichtigt) und in der Flächenbilanz eine N-Effizienz von 65 %. Die berücksichtigten Bilanzgrößen in der Gesamtbilanz zur deutschen Landwirtschaft entsprechen in etwa denen der betrieblichen Bilanz auf der 1. System-Ebene, wobei in der Gesamtbilanz zur deutschen Landwirtschaft keine N-Zufuhr über Tiere und keine N-Abfuhr über organischen Dünger vermerkt ist. Dafür beinhaltet sie aber zusätzlich die N-Zufuhr über Saat- und Pflanzgut (BMEL, 2014a). Die Stallbilanz zur deutschen Landwirtschaft berücksichtigt auf Seiten der N-Zufuhr die Futtermittel aus dem Inland und dem Import sowie auf Seiten der N-Abfuhr die tierischen Produkte und den Wirtschaftsdünger (BMEL, 2014a). Sie enthält damit mit Ausnahme der N-Zufuhr über Tiere die gleichen Bilanzgrößen, wie die betriebliche Bilanz für das Sub-System „Tierbestand“. Die Flächenbilanz zur deutschen Landwirtschaft

berücksichtigt auf Seiten der N-Zufuhr den Dünger (Mineraldünger, organische Düngestoff und Wirtschaftsdünger), die N-Deposition, die N-Bindung und das Saat- und Pflanzgut (BMEL, 2014a). Auf Seiten der N-Abfuhr wird das Erntegut erfasst, d. h. die pflanzlichen Marktprodukte sowie die Futterfrüchte und Nebenerzeugnisse. Damit beinhaltet die Flächenbilanz mit Ausnahme der N-Zufuhr über Saat- und Pflanzgut die gleichen Bilanzgrößen, wie die betriebliche Bilanz für das Sub-System „Nutzflächen“.

Schweigert und van der Ploeg (2002) zeigten über einen Zeitraum von 1951 bis 2000 die Entwicklung der N-Effizienz in der deutschen Landwirtschaft auf. Für das Jahr 1951 kalkulierten sie für die gesamte deutsche Landwirtschaft eine N-Effizienz von fast 80 %, wobei sich für das gleiche Jahr im Bereich der Pflanzenproduktion eine N-Effizienz von rund 140 % ergab und im Bereich der Tierproduktion eine N-Effizienz von nur 13 %. Bis zum Jahr 2000 halbierte sich dann die N-Effizienz für die gesamte deutsche Landwirtschaft auf 40 %. Im gleichen Zeitraum sank die N-Effizienz im Bereich der Pflanzenproduktion auf 80 % ab. Im Bereich der Tierproduktion ergab sich bis zum Jahr 2000 eine Erhöhung der N-Effizienz auf 17 %. Dass die N-Effizienz der Pflanzenproduktion bis zur Mitte der 1960iger Jahre über 100 % lag, führen Schweigert und van der Ploeg (2002) darauf zurück, dass von ihnen außer Handels- und Wirtschaftsdünger keine weiteren N-Zufuhren im Bereich der Pflanzenproduktion berücksichtigt wurden. Dass hier nicht alle N-Quellen bei der Bilanzierung Berücksichtigung fanden, bestätigt auch der negative N-Saldo in Höhe von -23 kg N/ha, der sich im Bereich der Pflanzenproduktion für das Jahr 1951 berechnen lässt.

Die Daten von Schweigert und van der Ploeg (2002) machen auch noch auf einen anderen Sachverhalt aufmerksam, nämlich dass es zwischen der Pflanzen- und Tierproduktion einen großen Unterschied in Hinblick auf die Höhe der N-Effizienz gibt, d. h. die N-Effizienzen dieser beiden Produktionsbereiche sind nicht direkt miteinander vergleichbar. In der vorliegenden Untersuchung unterscheidet sich die durchschnittliche N-Effizienz der Sub-Systeme „Tierbestand“ und „Nutzflächen“ um den Faktor 3,1 (23 vs. 71 %). Schweigert und van der Ploeg (2002) weisen darauf hin, dass Pflanzen den ihnen zugeführten Stickstoff nahezu vollständig in Protein umwandeln können (N-Effizienz von 100 %), wohingegen die stoffliche Verwertung von zugeführtem Stickstoff im Tier selbst bei optimalen Bedingungen nur in wesentlich geringerem Maße möglich ist und davon abhängt, welche Art von Protein im Tier gebildet wird. Nach ihren Angaben (Schweigert und van der Ploeg, 2002) kann in der Milchproduktion eine N-Effizienz von maximal 30 bis 40 % erwartet werden, wohingegen die N-Effizienz in der Rindfleischproduktion nur zwischen 5 bis 8 % liegen wird.

Zur Einschätzung des einzelbetrieblichen Ergebnisses bietet es sich für die N-Bilanzierung auf der 1. und 2. System-Ebene an, dem Betriebsergebnis einen Vergleichswert gegenüberzustellen, wie dies auch schon in der Bewertung des betrieblichen Nährstoffvergleichs gemäß Düngeverordnung (DÜV, 2007) gemacht wird. Vergleichswerte können somit „Zielwerte“ (Vergleich mit Zielen der Bundesregierung

gemäß Düngeverordnung oder Nationaler Nachhaltigkeitsstrategie) aber auch „Orientierungswerte“ (Vergleich zum Mittelwert repräsentativer Betriebe) sein. In den Niederlanden wurde mit Beginn des Jahres 2015 die Software „KringloopWijzer“ (deutsch: „Kreislaufzeiger“) für milchviehhaltende Betriebe eingeführt. Diese ist nunmehr für die Hälfte der niederländischen Betriebe rechtsverbindlich (de Haan, 2015). Die Software (KringloopWijzer, 2015a) basiert auf dem Modell von DairyWise (Schils et al., 2007), macht Abschätzungen über die betriebsindividuellen Kreisläufe von Stickstoff, Phosphor und Kohlenstoff milchviehhaltender Betriebe über ein Jahr und leitet daraus Indikatoren zur Beurteilung des ressourceneffizienten und umweltschonenden Einsatzes der Nährstoffe auf dem Betrieb ab, denen dann Vergleichswerte gegenübergestellt werden (Aarts und de Haan, 2013). Im KringloopWijzer werden auch Abschätzungen zur N-Effizienz in der 1. und 2. System-Ebene der Betriebe gemacht. Die angegebenen Vergleichswerte (niederländische Referenzbetriebe) liegen hier bei 30 % für die 1. System-Ebene („Betrieb“) und bei 24, 83, 62 und 88 % für die Bereiche „Viehbestand“, „Dünger“, „Boden“ und „Pflanzen“ (KringloopWijzer, 2015b). Im Vergleich dazu ergaben sich im Rahmen der vorliegenden Untersuchung für die 16 deutschen Milchviehbetriebe durchschnittliche Werte für die N-Effizienz in Höhe von 51 % (1. System-Ebene) und von 23, 94, 71 und 88 % für die Sub-Systeme „Tierbestand“, „Düngerlager“, „Nutzflächen“ und „Erntegut/Futterlager“. Dies zeigt auf, dass die niederländischen Referenzbetriebe im Durchschnitt in Bezug auf die Bereiche Dünger und Boden höhere N-Verluste bzw. N-Überschüsse aufweisen. So wird für die niederländischen, milchviehhaltenden Referenzbetriebe auch ein betrieblicher N-Überschuss angegeben, der sich auf 209 kg N/ha beläuft, und ein N-Überschuss von 149 kg N/ha für den Bereich „Boden“ (KringloopWijzer, 2015b). Dies liegt weit über den N-Überschüssen, die in der vorliegenden Untersuchung für die 16 deutschen, milchviehhaltenden Betriebe ermittelt wurden (125 kg N/ha (Gesamtbetrieb) und 84 kg N/ha (Sub-System „Nutzfläche“)). In Bezug auf die Unterschiede in der N-Effizienz im Bereich der Düngerlagerung muss auch berücksichtigt werden, dass im Düngerlager organischer und Mineraldünger gelagert wird, aber die abgeschätzten gasförmigen N-Verluste nur aus der Lagerung des organischen Düngers stammen.

## 4.2 Aussagekraft einer N-Bilanzierung unter Einbeziehung aller System-Ebenen

Nach Aussage der VDLUFA (2012) ergeben sich schon durch die Aufgliederung der betrieblichen Gesamtbilanz in Stall- und Flächenbilanz wichtige Instrumente für die Fütterungs- und Düngeberatung. Mit den Daten der vorliegenden Untersuchung zeigte sich, dass für das Sub-System „Nutzfläche“ eine überhöhte N-Zufuhr bzw. eine grundsätzliche N-Überdüngung der landwirtschaftlichen Nutzflächen eines Betriebes schon mit der N-Bilanzierung auf der 2. System-Ebene sichtbar wird. Wie sich aber die Düngermengen auf die angebauten Kulturen oder die vorhandenen Schläge verteilen, wird auf diese Weise aber noch nicht erkennbar. Entsprechend

ist in der 2. System-Ebene im Sub-System „Tierbestand“ auch noch nicht erkennbar, wie sich die geschätzte Gesamt-futtermenge auf die im Betrieb gehaltenen Tiergruppen verteilt.

Im Sub-System „Tierbestand“, d. h. für den gesamten Tierbestand (2. System-Ebene), ergab sich für die Milchproduktion eine N-Effizienz, die bei den 16 untersuchten Betrieben zwischen 16 und 24 % lag. Die Unterschiede zwischen den Betrieben resultieren zum einen aus einer möglicherweise unterschiedlichen N-Bedarfsdeckung der Tiere und zum anderen daraus, dass mit dem Gesamttierbestand auch Tiere gefüttert werden, die keine Milch erzeugten bzw. von denen keine Milch an die Molkerei abgeliefert werden durfte. Folgende Parameter hatten daher für den einzelnen Betrieb einen Einfluss auf die N-Effizienz der Milchproduktion im Sub-System „Tierbestand“:

- (a) Ausfallzeiten der laktierenden Kühe durch Krankheit (Anzahl Milchsperren pro laktierende Kuh für alle Betriebe:  $0,80 \pm 0,58$  % (Min-Max 0,16-2,37));
- (b) Anteil trockenstehender Kühe am Gesamtbestand der Kühe:  $11,86 \pm 1,86$  % (Min-Max 7,82-15,18 %);
- (c) Anteil Nachzucht am Gesamttierbestand bzw. Anteil an Junggrindern unter 2 Jahren:  $46 \pm 11$  % (Min-Max 18-62 %);
- (d) Länge der Aufzuchtdauer bzw. Erstkalbealter:  $26 \pm 6$  Monate (Min-Max 24-30 Monate); und
- (e) Remontierungsrate bzw. Anteil an Erstkalbungen am Durchschnittskuhbestand:  $37 \pm 17$  % (Min-Max 29-46 %).

Ryan et al. (2011) zeigten mit ihrer Datenanalyse von milchviehhaltenden Betrieben auf, welchen Einfluss die Einbeziehung der Nachzucht auf die Bestimmung der N-Effizienz hat. Wenn die N-Zufuhr bzw. der N-Bedarf für die Nachzucht (von Geburt bis zur ersten Abkalbung) einbezogen wurde, ergab sich im Durchschnitt der untersuchten Betriebe eine N-Effizienz von 23 %, wurde die N-Zufuhr für die Nachzucht nicht einbezogen, erhöhte sich der durchschnittliche Wert der N-Effizienz auf 28 %.

Ob die Unterschiede zwischen den Betrieben in der vorliegenden Untersuchung nun darauf beruhten, dass die Tiere über ihren Bedarf gefüttert wurden, konnte erst unter Zuhilfenahme der 3. und 4. System-Ebene des Betriebes erkannt werden. Erst auf diesen Ebenen zeigt sich, ob im Betrieb die Tier- und Fütterungsgruppen sowie letztendlich das Einzeltier bedarfsgerecht versorgt wird bzw. wo und in welcher Höhe es betriebliche Einsparpotenziale in der N-Zufuhr über die Rationsgestaltung gibt. In Tabelle 3 sind für alle 16 Betriebe die Einsparpotenziale in der Gruppe der laktierenden Milchkühe zusammengestellt (3. System-Ebene). Im Durchschnitt der Betriebe lag die N-Bedarfsdeckung in dieser Tiergruppe bei 115 %. Für alle Betriebe außer einem ergaben sich Einsparpotenziale, die zwischen 11 und 42 kg N pro laktierender Milchkuh und Jahr lagen bzw. zwischen 1.383 und 35.813 kg N pro Betrieb und Jahr.

Zur Abschätzung der N-Aufnahme und der N-Ausscheidung über Kot und Harn wurden die Schätzgleichungen von Schröder et al. (2005) verwendet. Diese boten sich an, da sie auf den drei Variablen erzeugte Milchmenge, Milchprotein- und Milchharnstoffgehalt basieren. Dies sind Daten, die auf

allen milchviehhaltenden Betrieben über die Molkerei oder die Milchleistungsprüfung (MLP) zur Verfügung stehen. Die Schätzgleichung zur Bestimmung der N-Ausscheidung über Kot und Harn von Schröder et al. (2005) wird auch als geeignet erachtet, um im Rahmen der Düngeverordnung eine nährstoffangepasste Fütterung zu kontrollieren bzw. nachzuweisen (DLG, 2008; Spiekers und Obermaier, 2007). Auf Betrieben, auf denen auch Analysewerte zum Rohproteingehalt der an die Milchkühe verfütterten Rationen vorliegen, können für die Schätzung der Harn-N-Menge auch neuere, noch genauere Schätzgleichungen verwendet werden (Spek et al., 2013).

Am Beispiel eines MLP-Termins wurde in Abbildung 4 beispielhaft für einen Betrieb aufgezeigt, welche hohe Variabilität die N-Bedarfsdeckung auf der Einzeltier- bzw. Fütterungsgruppenebene haben kann (3. und 4. System-Ebene). Bezogen auf das Einzeltier ergab sich für die am MLP-Termin untersuchten 350 Milchkühe hinsichtlich der N-Bedarfsdeckung eine Spannweite von 84 bis 180 % und in Bezug auf die N-Effizienz der Milchproduktion von 17 bis 43 %. Gemäß der über den Datensatz gezogenen Trendlinie würde die N-bedarfsangepasste Fütterung (N-Bedarfsdeckung = 100 %) eine durchschnittliche N-Effizienz von 36 % erwarten lassen. Zum Zeitpunkt des MLP-Termins lag der Mittelwert aller Tiere des dargestellten Betriebes bei einer N-Bedarfsdeckung von 117 % und einer N-Effizienz von 30 %. Im Vergleich dazu ergaben sich im Rahmen einer Auswertung von Einzeltiertagesbilanzen von Milchkühen (Bockmann et al., 1997) in Bezug auf die N-Effizienz der Milchproduktion ein Durchschnittswert von 30,5 % bei bedarfsangepasster Proteinversorgung der Tiere sowie Werte von 27,2 bzw. 33,1 %, wenn die Proteinversorgung 5 % über oder 5 % unter dem Bedarf der Tiere lag. Neueren Studien ist aber zu entnehmen, dass die N-Effizienz der Milchproduktion bei bedarfsangepasster Proteinversorgung bis auf Werte von 38 % (Higgs et al., 2012) und 40 % (Kluth et al., 2003) ansteigen kann.

Im vorliegenden Fallbeispiel auf Einzeltier- bzw. Fütterungsgruppenebene ergeben sich betriebliche Handlungsoptionen zur Verbesserung der N-Effizienz vor allem in der N-Bedarfsanpassung der Fütterungsgruppen 3 und 4 (Abbildung 4), da in diesen Fütterungsgruppen mit einer durchschnittlichen N-Bedarfsdeckung von 121 bzw. 137 % anscheinend Rationen verfüttert werden, die den durchschnittlichen N-Bedarf der Fütterungsgruppen deutlich übersteigt. Eine hohe Variabilität der N-Bedarfsdeckung innerhalb einer Fütterungsgruppe zeigt auch auf, dass gemäß Ihrer Milchleistung einzelne Tiere scheinbar nicht der richtigen Fütterungs- bzw. Leistungsgruppe zugeordnet sind. Dies gilt für Tiere, deren N-Bedarfsdeckung weit über 100 % liegt (zu hohe N-Zufuhr) als auch für Tiere, die eine N-Bedarfsdeckung unter 100 % haben (zu niedrige N-Zufuhr). In der Fütterung von Milchkühen belastet sowohl eine zu niedrige als auch eine zu hohe N-Bedarfsdeckung den Stoffwechsel der Tiere (Kirchgesser et al., 2014). Im ersten Fall wird ein Teil des N-Bedarfs aus der Körpersubstanz des Tieres mobilisiert, im zweiten Fall müssen die über den Bedarf aufgenommenen Protein- bzw. N-Mengen über Leber und Niere des Tieres energieaufwändig wieder ausgeschieden werden. In ihrer Übersichtsarbeit

zum Einfluss der Proteinzufuhr auf die Reproduktionsleistung von Milchkühen schlussfolgern Ferguson und Sklan (2005), dass die Fütterung von im Pansen abbaubarem Protein, das dem Bedarf der mikrobiellen Proteinsynthese übersteigt, auch mit einer reduzierten Fruchtbarkeit assoziiert ist.

Aus Abbildung 4 lässt sich darüber hinaus ableiten, dass sich der Verbrauch an Futter-N bzw. die Futter-N-Zufuhr durch eine N-bedarfsangepasste Fütterung der Milchkühe reduziert und gleichzeitig die N-Effizienz der Milchbildung in den Tieren verbessert wird. Beides, die reduzierte Futter-N-Zufuhr als auch die verbesserte N-Effizienz, reduziert die Menge an N-Ausscheidungen in Form von Kot und Harn. Die Menge an gasförmigen N-Verlusten während der Lagerung von Kot und Harn reduziert sich durch drei Effekte:

- (1) durch die reduzierte Menge an N-Ausscheidungen aufgrund der verringerten Futter-N-Zufuhr;
- (2) durch die reduzierte Menge an N-Ausscheidungen aufgrund der verbesserten N-Effizienz der Milchbildung; und
- (3) durch die Verschiebung der N-Ausscheidungen von Harn- zu Kot-N aufgrund der verringerten Futter-N-Zufuhr (Castillo et al., 2000).

In der vorliegenden Untersuchung wurden für die Tiergruppe „laktierende Milchkühe“ die N-Verluste während der Lagerung von Kot und Harn mit der Regressionsgleichung von Burgos et al. (2010) abgeschätzt, die eine enge Beziehung der Ammoniakverluste zum Milchharnstoffgehalt der Tiere aufzeigt. Die Ammoniak-Emissionsmessungen wurden von Burgos et al. (2010) unter standardisierten Laborbedingungen durchgeführt. Dies erklärt, weshalb die absolute Höhe der abgeleiteten Ammoniakverluste über denen in der Literatur zu findenden Werten liegen, die auf Ammoniak-Emissionsmessungen unter Feldbedingungen (Stallmessungen) basieren. In der vorliegenden Untersuchung berechnete sich bei Anwendung der Regressionsgleichung von Burgos et al. (2010) für die 16 Milchviehbetriebe im Durchschnitt ein Ammoniak-N-Verlust während der Lagerung von Kot und Harn in Höhe von 375 g N/kg N Gesamt-N-Ausscheidungen (Abbildung 3). Gemäß der über den Datensatz gezogenen Trendlinie würde eine N-bedarfsangepasste Fütterung der Milchkühe im Vergleich dazu die N-Verluste auf 304 g N/kg N Gesamt-N-Ausscheidungen reduzieren. Dies bedeutet, dass durch eine N-bedarfsangepasste Fütterung der Milchkühe im Durchschnitt der Betriebe eine Reduktion der Ammoniak-N-Verluste um  $23 \pm 12\%$  (Min-Max -3-42 %) möglich ist. Powell et al. (2014) sehen im Milchharnstoffgehalt eines der wichtigsten Managementtools in Bezug auf den betrieblichen N-Umsatz, mit dem nicht nur die N-Effizienz der Milchproduktion erhöht und damit die Milchproduktionskosten gesenkt, sondern zusätzlich auch die negativen Effekte einer Harn-N-Ausscheidung und damit der N-Emission reduziert werden können. In der vorliegenden Untersuchung ergaben sich im Mittel aller 16 Betriebe ein Milchharnstoffgehalt von  $213 \pm 47$  ppm (Min-Max 110-280 ppm). Die niedrigsten Werte hatten Betrieb 14 und 16 mit einem Herdendurchschnitt von 127 bzw. 110 ppm. Betrieb 14 und 16 sind auch diejenigen Betriebe, die in der N-Bedarfsdeckung mit Werten von 108 und 99 % im Vergleich zu allen anderen Betrieben einer

bedarfsangepassten Fütterung von 100 % am nächsten kamen (Tabelle 3).

In Bezug auf das Sub-System „Nutzflächen“ wurden in Abbildung 5 beispielhaft für einen der 16 untersuchten Betriebe die N-Zufuhren und N-Salden auf der Einzelschlagebene (4. System-Ebene) für das Anbaujahr 2012 zusammengestellt. Auf der Einzelschlagebene variierte die N-Zufuhr auf diesem Betrieb zwischen 40 und 336 kg N/ha und die N-Salden zwischen -93 und 216 kg N/ha. Von den 81 Einzelschlägen des Betriebes hatten sechs Schläge gleiche Wertepaare (zwei Rapsschläge, zwei Gerstenschläge und zwei Weizenschläge). An dem dargestellten Datensatz wird deutlich, dass

- (1) der N-Saldo innerhalb einer Kultur bzw. Pflanzengruppe (bei Anbau auf mehreren Einzelschlägen) und zwischen den Pflanzengruppen stark variieren kann; und
- (2) die N-Zufuhr auf Einzelschlagebene und somit auch auf Pflanzengruppenebene nicht immer bedarfsgerecht ist.

Auch nach Aussage von Baumgärtel et al. (2007) lassen sich erst mit einer Schlagbilanz innerbetriebliche Mängel lokalisieren und die Düngung zielgerichtet optimieren. Die Darstellung der N-Salden auf Einzelschlagebene zeigen für den Beispielbetrieb auf, dass er 2012 auf 70 seiner 81 Schlägen einen N-Überschuss hatte (N-Saldo lag über 0 kg N/ha) und dass auf 28 der 81 Schlägen der N-Überschuss sogar über dem Grenzwert der Düngeverordnung (DüV, 2007) von 60 kg N/ha lag. Damit werden dem Betrieb erst auf der 4. System-Ebene die Schläge ausgewiesen, die zu viel N erhalten haben bzw. deren Kulturen überdüngt wurden. Im Fall des beispielhaften Betriebes, wäre es angebracht, dass der Betrieb sich sein Düngungsregime in Hinblick auf die drei angebauten Kulturen: Raps, Silomais, und Körnermais genauer anschaut bzw. es anpasst. N-Bilanzüberschüsse führen zu N-Verlusten und/oder zu Anreicherungen im Boden (VDLUFA, 2010). Derzeit kann aber für viele Regionen Deutschlands davon ausgegangen werden, dass die Kapazitätsgrenze der Bodennährstoffspeicherung erreicht ist (WBA/WBD/SRU, 2013; SRU, 2015). Entsprechend besteht bei Flächen mit einem N-Überschuss für die umgebende Umwelt die erhöhte Gefahr, dass überschüssig vorhandener Stickstoff in Form von Nitrat ins Grundwasser ausgewaschen wird (van Beek et al., 2003) oder in Form von Lachgas in die Luft entweicht. Die Aufsummierung dieser Verluste aus der deutschen Landwirtschaft beläuft sich nach Angaben des Sachverständigenrats (SRU, 2015) für Deutschland im Moment auf jährlich 547.000 t N (Eintrag in die Oberflächengewässer: 457.000 t N, Eintrag in die Luft über Lachgas 90.000 t N). Neben den umfangreichen Ammoniakverlusten (Eintrag in die Luft: 427.000 t N) sind dies dramatische Ressourcenverluste.

Die 4. System-Ebene (Einzelschlagebene) ist die Ebene, auf der die meisten Betriebe ihre Düngebedarfsermittlung durchführen. Mögliche Gründe dafür, dass sich auf Einzelschlagebene sehr hohe bzw. über 60 kg N/ha liegenden N-Salden ergeben, können darin begründet sein, dass

- (a) die Schläge in der Praxis nach zu hohen Ertragserwartungen gedüngt werden;

- (b) bei der betrieblichen Düngebedarfsermittlung nicht alle N-Quellen berücksichtigt wurden; oder aber
- (c) nach der Düngung unvorhersehbare Witterungsverhältnisse auftraten, die die Ertragsleistung der angebauten Kultur negativ beeinflussten.

Letztendlich ist eine gewisse Variabilität im N-Saldo auf Einzelschlagebene innerhalb und zwischen Betrieben unvermeidbar. Auf der anderen Seite kann abgeleitet werden, dass je geringer die Variabilität im N-Saldo auf Einzelschlagebene eines Betriebes ausfällt, desto besser ist das Betriebsmanagement in Hinblick auf eine bedarfsgerechte Düngung der angebauten Kulturen. Die Daten der vorliegenden Untersuchung zeigen auf, dass erst die N-Bilanzierung auf Einzelschlagebene ein geeignetes Instrument zur betrieblichen Düngeoptimierung darstellt. Dies bestätigt die gleichlautende Aussage von Baumgärtel et al. (2007).

In der vorliegenden Untersuchung zeigten alle 16 Betriebe in der 1. System-Ebene (Hoftor-Bilanz) und der 2. System-Ebene (Sub-System „Nutzflächen“) N-Salden, die über Null lagen. Wie in Abbildung 5 für den Beispielbetrieb aufgezeigt wurde, waren negative Salden (N-Salden, die einen Wert unter Null haben) im Sub-System „Nutzflächen“ erst auf der 3. und 4. System-Ebene erkennbar. Im Beispielbetrieb hatten 11 der 81 Schläge einen negativen N-Saldo, d. h. auf diesen Schlägen wurden 2012 über das Erntegut eine größere N-Menge abgefahrene, als durch die in der Bilanzierung berücksichtigten N-Quellen im gleichen Jahr zugeführt wurde. Da in der vorliegenden Untersuchung neben der für die Erstellung des betrieblichen Nährstoffvergleichs gemäß Düngeverordnung (DüV, 2007) üblichen N-Quellen (Dünger und N-Bindung) zusätzlich die N-Deposition als auch die Nmin-Mengen zu Beginn der Vegetationsperiode 2012 berücksichtigt wurden, sind die negativen N-Salden für diesen Betrieb aller Wahrscheinlichkeit nach ein Zeichen für eine erhöhte N-Mineralisierungsrate bzw. N-Nachlieferung der Böden während der Vegetationsperiode 2012. Nieder et al. (2007) gehen davon aus, dass es zwischen 1970 und 2000 in deutschen Ackerböden neben einer Zunahme des Gesamt-N-Vorrates auch zu einer Zunahme an mineralisierbarem N gekommen ist.

In Hinblick auf die Abschätzung der betrieblichen N-Überschüsse sind die Autoren der vorliegenden Untersuchung der Meinung, dass ein negatives N-Saldo auf Schlagebene dahingehend zu interpretieren ist, dass es auf diesem Schlag im Düngejahr keinen „überschüssigen“ Stickstoff gab. Ein negatives N-Saldo auf Schlagebene wäre somit mit einem „N-Überschuss“ von Null gleichzusetzen. Bei der offiziell vertretenen Vorgehensweise zur Erstellung des betrieblichen Nährstoffvergleichs gemäß DüV über eine aggregierte Schlagbilanz (TLL, 2009) erfolgt die Ermittlung des betrieblichen N-Überschusses über eine Summenbildung der N-Zufuhr und N-Abfuhr auf der Ebene der Nutzflächen (2. System-Ebene), dies nivelliert eine mögliche Ungleichverteilung der N-Zufuhr über die Schläge (4. System-Ebene) oder Kulturen (3. System-Ebene). Sollte es aber auf der Einzelschlagebene eines Betriebes nur einen einzigen Schlag geben, der ein negatives N-Saldo hat, berechnete sich über

eine Aufsummierung der N-Überschüsse auf Schlagschlagebene und unter der Vorgabe, dass ein negatives N-Saldo unberücksichtigt bleibt bzw. als N-Überschuss auf null gesetzt wird, in der Summe ein betrieblicher N-Überschuss, der über dem liegt, der sich über eine N-Bilanzierung von Werten auf der 2. System-Ebene ableiten lässt. Das bedeutet, dass N-Bilanzierungen wie der betriebliche Nährstoffvergleich gemäß aktueller, deutscher Düngeverordnung (DüV, 2007), in den meisten Fällen das betriebliche Gefahrenpotenzial an N-Verlusten unterschätzen. Für den Beispielbetrieb aus Abbildung 5 ergab sich bei Aufsummierung der N-Überschüsse auf der Einzelschlagschlagebene (4. System-Ebene) ein betrieblicher N-Überschuss, der um 6.110 kg N über dem lag, der sich bei einer N-Bilanzierung für das Sub-System „Nutzflächen“ auf der 2. System-Ebene berechnete. Dies steht in Übereinstimmung mit van Beek et al. (2003), die in ihren Untersuchungen feststellten, dass Abschätzungen zur N-Auswaschung, die nicht auf Einzelschlagschlagebene sondern auf einer höheren Aggregationsebene basierten, die N-Auswaschung um 5 bis 46 % unterschätzten.

#### **4.3 Szenarien zum Erreichen einer Absenkung im betrieblichen N-Überschuss (1. System-Ebene)**

Zur Darstellung des betrieblichen aber auch gesamthaften Nutzens des vorgestellten Konzepts, wurden mit den Daten der 16 Betriebe zwei Szenarien zur Absenkung ihrer gesamtbetrieblichen N-Überschüsse durchgespielt. Szenario 1: Die Betriebe nutzen das in Tabelle 3 ausgewiesene N-Einsparpotenzial in der Milchviehfütterung und reduzieren entsprechend ihre N-Zufuhr über Futterzukäufe. Im Zusammenhang mit Szenario 1 wurde angenommen, dass die reduzierte Menge an zur Verfügung stehendem betriebseigenem, organischem Dünger den Verkauf bzw. Abgabe und die zur Düngung zur Verfügung stehende Menge dieser Düngerart senkt. Szenario 2: Die Betriebe reduzieren ihren N-Saldo in Bezug auf die Pflanzendüngung und kaufen in erster Linie weniger Mineraldünger zu. Als minimales N-Einsparpotenzial wurde hier der in Tabelle 2 für das Sub-System „Nutzflächen“ ausgewiesene Netto-N-Saldo der Betriebe abzüglich der Nmin-Menge, die zu Beginn der nachfolgenden Vegetationsperiode 2013 im Boden vorlag, angenommen, d. h. im Durchschnitt der 16 Betriebe errechnete sich ein N-Einsparpotenzial von  $42 \pm 24$  kg N/ha mit betrieblichen Min-Max-Werten von 3 bis 89 kg N/ha.

In der Ausgangssituation (Tabelle 1) ergaben sich für die 16 Betriebe im Durchschnitt ein gesamtbetrieblicher N-Überschuss von 125 kg N/ha und eine N-Effizienz von 51 %. Unter den Annahmen von Szenario 1 würden im Durchschnitt der Betriebe ein gesamtbetrieblicher N-Überschuss von 119 kg N/ha und eine N-Effizienz von 50 % resultieren. Unter Anwendung der Annahmen von Szenario 2 errechneten sich im Durchschnitt ein gesamtbetrieblicher N-Überschuss von 82 kg N/ha und eine N-Effizienz von 61 %. Bei Anwendung beider Szenarien gleichzeitig gäbe es kaum einen Unterschied zu Szenario 2. Der N-Überschuss bliebe bei 82 kg N/ha und die N-Effizienz ginge auf 60 %. Über diese groben Abschätzungen kann abgeleitet werden, dass durch eine

näher an den Bedarf angepasste Fütterung der Milchkühe sowie eine näher am Bedarf angepasste Düngung der Pflanzen der gesamtbetriebliche N-Überschuss abgesenkt werden kann. Für die der vorliegenden Untersuchung zugrunde liegenden Betriebe könnte so allein durch eine näher am Bedarf angepasste Düngung der Pflanzen (Szenario 2) im Durchschnitt der gesamtbetriebliche N-Überschuss um 34 % gesenkt und gleichzeitig die gesamtbetriebliche N-Effizienz um 20 % erhöht werden. Ein in dieser Form reduzierter, gesamtbetrieblicher N-Überschuss reduziert nicht nur die Umweltbelastung, sondern hat auch positive Effekte auf die betriebliche Ökonomie, da er sich bei Anwendung von Szenario 2 bei gleichbleibender gesamtbetrieblicher N-Abfuhr in erster Linie aus einem reduzierten N-Zukauf über Mineraldünger (-42 %) ableitet. Zusätzlich würde bei Szenario 2 die N-Zufuhr über organischem Dünger im Durchschnitt der Betriebe um 0,29 % reduziert werden. Auch wenn bei gleichzeitiger Anwendung von Szenario 1 und 2 sich der gesamtbetriebliche N-Überschuss nicht weiter absenken ließe, läge hier der Vorteil darin, dass sich neben einem reduzierten N-Zukauf über Mineraldünger (-37 %) und einer reduzierten N-Zufuhr über organischen Dünger (-0,29 %) auch der N-Zukauf über Futter (-22 %) reduzieren würde und zusätzlich die N-Abfuhr über organischen Dünger (-58 %). Eine Reduzierung der betrieblichen N-Abfuhr über organischen Dünger würde vor allem auch Betriebe mit hohem Viehbesatz entlasten, bei denen diese N-Abfuhr eher einer notwendigen Entsorgung gleichkommt und oftmals sogar mit zusätzlichen Kosten verbunden ist.

Diese Berechnungen dokumentieren das enorme Mindeungs- und Optimierungspotenzial im Bereich der Landwirtschaft, das auch vom Sachverständigenrat für Umweltfragen gesehen wird (SRU, 2015) und zeigt auf, dass milchviehhaltende Betriebe durch eine bedarfsangepasste Fütterung und Düngung das Ziel der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie (Hoftorbilanz von 80 kg N/ha; Bundesregierung, 2012) erreichen können. Darüber hinaus bestätigt es die Aussagen des Umweltbundesamtes (UBA, 2009), dass

- (1) Managementmaßnahmen und -instrumente zur Verbesserung der Düngereffizienz ein hohes Reduktionspotenzial sowie eine hohe Kosteneffizienz besitzen; und
- (2) Managementmaßnahmen und -instrumente im Bereich der Landwirtschaft große Synergieeffekte zeigen, d. h. dass eine Steigerung der Stickstoffeffizienz sowohl in der Düngung als auch in der Fütterung zu einem reduzierten Eintrag reaktiver Stickstoffverbindungen in den N-Kreislauf führt.

Daraus kann in Übereinstimmung mit Eckard et al. (2010) abgeleitet werden, dass durch die Interaktion der N-Zufuhren und N-Abfuhren im betrieblichen Kontext, ein betriebliches Minderungspotenzial erst durch eine Betrachtung des betrieblichen Gesamtsystems und über einen längeren Zeitraum demonstriert werden kann. Nur so können mögliche betriebliche Zielkonflikte identifiziert und ausbalanciert werden. Nach Aussage von Petersen et al. (2007) ist es gerade auch im Hinblick auf die Bestimmung der Kosteneffektivität von Strategien und Maßnahmen notwendig, die Gesamtheit eines landwirt-

schaftlichen Betriebes mit seinen Innen- und Außenumsätzen zu betrachten. So benötigen landwirtschaftliche Betriebe entsprechend ganzheitliche Bewertungsinstrumente, die alle innerbetrieblichen Nährstoffflüsse sowie Nährstoffexporte und -importe abschätzen können.

## 5 Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung am Beispiel von milchviehhaltenden Betrieben machen deutlich, dass landwirtschaftliche Betriebe bei Anwendung des Konzepts der N-Bilanzierung im systemischen Ansatz in die Lage versetzt werden können, ihre betrieblichen N-Flüsse effizient zu steuern und N-Überschüsse zielführend abzusenken. Aus den vorliegenden Ergebnissen wird abgeleitet, dass erst durch die Darstellung der kompletten N-Flüsse durch den gesamten landwirtschaftlichen Betrieb unter Einbeziehung aller betrieblichen Ebenen und in der Gegenüberstellung zum eigentlichen Bedarf wichtige betriebsspezifische Stellschrauben in Hinblick auf eine Minimierung der N-Verluste und einer Optimierung der Nutzung betriebseigener und zugekaufter N-Ressourcen identifiziert werden können. In diesem Zusammenhang sind übergeordnete Ebenen, wie im vorliegenden Fall die Bilanzierung auf der 1. und 2. betrieblichen System-Ebene, Kontextebenen für die darunterliegenden Ebenen. Sie setzen Bilanzgrößen aus darunterliegenden Ebenen in einen übergeordneten Zusammenhang. Aber erst in den untersten System-Ebenen des Betriebes, in der vorliegenden Untersuchung die 3. und 4. System-Ebenen, werden die betrieblichen Handlungen sichtbar. Dies sind die Ebenen, auf denen im Betrieb die N-Mengen real bewegt werden. Somit können dem Betrieb erst durch die 3. und 4. System-Ebene das wirkliche Ausmaß des N-Einsparpotenzials bzw. die wichtigsten Handlungsoptionen erkennbar gemacht werden. Schlussendlich kann es auch nur ausgehend von diesen Ebenen für den einzelnen Betrieb eine nachvollziehbare und plausibilisierte Zusammenführung der Betriebsdaten für Bilanzierungen in höheren System-Ebenen geben.

Damit entspricht die systemische Analyse der betrieblichen N-Flüsse den nach Angaben des Sachverständigenrats für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU, 2015) auf Seiten des landwirtschaftlichen Produzenten wichtigsten Ansatzpunkte zur N-Verlustminderung, d. h. der Verbesserung der Effizienz und Konsistenz. Umgesetzt in ein anwenderfreundliches Softwareprogramm (das auch Hilfen zur Ergebnisinterpretation und Entscheidungsfindung beinhalten sollte) kann die Anwendung des systemischen Konzepts die landwirtschaftliche Praxis maßgeblich darin unterstützen, eine nachhaltige, ressourcen- und umweltschonende Bewirtschaftungsweise zu etablieren. Durch die weiter fortschreitende Digitalisierung der Landwirtschaft ist zu erwarten, dass die Zusammenführung der notwendigen Datensätze für eine systemische Betriebsanalyse zukünftig sukzessiv erleichtert wird.

Gemäß Verordnungsentwurf zur neuen deutschen Düngerverordnung (BMEL, 2014b) zeichnet sich in der Legislative ab, dass es ab 2018 für die landwirtschaftlichen Betriebe in

Deutschland wahrscheinlich zu einer Wiedereinführung der Hoftorbilanz kommen wird (BMEL, 2014b). Die Düngeverordnung ist das zentrale Instrument des deutschen Aktionsprogramms zur Umsetzung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Europäische Kommission, 2013). Die vorliegenden Auswertungen von betrieblichen Praxisdaten zeigen auf, dass eine N-Bilanzierung auf der 1. betrieblichen System-Ebene, wozu auch die Hoftorbilanz gehört, keine Bilanzierung ist, die Art und Umfang betrieblicher N-Verluste offenlegt oder Hinweise auf einen betrieblichen Optimierungsbedarf geben könnte. Dies bestätigten auch schon frühere Untersuchungen niederländischer Wissenschaftler in Bezug auf betriebliche N-Verluste generell (Schröder et al., 2003) und die Abschätzung von Nitratauswaschungen insbesondere (van Beek et al., 2003). Um letztendlich das eigentliche Ziel der Düngeverordnung, der Schutz der Umwelt vor übermäßigen N-Einträgen, zu erreichen, wird aus den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung abgeleitet, dass sich die gesamtbetrieblichen N-Überschüsse nur über die Bilanzierung in der Einzelschlagebene realistisch abschätzen lassen.

Die vorliegenden Auswertungen und Schlussfolgerungen basieren auf Daten von milchviehhaltenden Betrieben (Futterbaubetrieben), die über ein einzelnes Jahr erhoben wurden. Für eine weitere Validierung des Konzepts der N-Bilanzierung im systemischen Ansatz wäre es daher wichtig, auch Datenauswertungen anderer, spezialisierter Betriebstypen wie Veredelungsbetriebe und reine Marktfruchtbetriebe (Betriebe ohne Nutztierhaltung) durchzuführen sowie Datenauswertungen über mehrere Jahre. Die vorliegende Untersuchung beschäftigt sich mit den betrieblichen Mengenflüssen von Stickstoff. Wünschenswert wäre natürlich auch eine Erweiterung der betrachteten Nährstoffe um Phosphat entsprechend des derzeit gültigen betrieblichen Nährstoffvergleichs gemäß Düngeverordnung (DÜV, 2007).

## Danksagung

Die vorliegenden Auswertungen wurden im Rahmen des Projekts Nährstoffeffizienz (Projektlangtitel: Tool zur systemischen Erfassung und Optimierung der Nährstoffeffizienz in der Milchviehhaltung, Förderkennzeichen: 2817401411) durchgeführt. Die Förderung des Vorhabens erfolgte aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) aufgrund eines Beschlusses des deutschen Bundestages. Die Projektträgerschaft erfolgte über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE) im Rahmen des Programms zur Innovationsförderung. Industriepartner im Projekt war die Softwarefirma dsp-Agrosoft GmbH, bei der sich die Autoren für die Vermittlung der Kontakte zu den Praxisbetrieben sowie dem Zugang zur kompletten Softwarepalette der Firma bedanken. Im Rahmen des Projektes erhielten die Autoren auch dankenswerterweise kostenfreien Zugang zu Softwareprodukten der Firmen LAND-DATA Eurosoft GmbH & Co. KG und CLAAS KGaA mbH.

Einen besonderen Dank möchten die Autoren auch den 16 Praxisbetrieben aussprechen. Die Betriebsdaten, die sie den Autoren zur Verfügung gestellt haben, waren die Grundlage für die vorliegenden, konzeptionellen Auswertungen.

## Literatur

- Aarts HFM, de Haan MHA (2013) Project "Annual Nutrient Cycling Assessment (ANCA)" [online]. Zu finden in <<http://www.wageningenur.nl/de/Publicatie-details.htm?publicationId=publication-way-343430363135>> [zitiert am 10.11.2015]
- AEUV (2012) Konsolidierte Fassung des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union 26.10.2012 [online]. Zu finden in <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX%3A12012E/TXT>> [zitiert am 10.11.2015]
- Bach M, Frede H-G (2005) Methodische Aspekte und Aussagemöglichkeiten von Stickstoff-Bilanzen. Bonn : Ges Förderung Integrierten Landbaus, 56 p, SchrifR Inst Landwirtsch Umwelt 9
- Baumgärtel G, Breitschuh G, Ebertseder T, Eckert H, Gutser R, Hege U, Herold L, Wiesler F, Zorn W (2007) Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb [online]. Zu finden in <<http://www.vdlufa.de/joomla/Dokumente/Standpunkte/10-Nährstoffbilanzierung.pdf>> [zitiert am 12.11.2015]
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014a) Nährstoffbilanz insgesamt/Flächenbilanz/Stallbilanz jeweils von 1990 bis 2012 - in kg N/ha, Aktualisierungen vom 30.04.2014 [online]. Zu finden in <<http://www.bmelv-statistik.de/de/daten-tabellen-suche/>> [zitiert am 18.03.2015]
- BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2014b) Verordnungsentwurf des Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) : Verordnung zur Neuordnung der guten fachlichen Praxis beim Düngen ; Stand 18.12.2014 [online]. Zu finden in <[http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Service-Rechtsgrundlagen/Entwuerfe/EntwurfDuengeverordnung.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Service-Rechtsgrundlagen/Entwuerfe/EntwurfDuengeverordnung.pdf?__blob=publicationFile)> [zitiert am 11.11.2015]
- BMU, BMELV (2012) Nitratbericht 2012 (September 2012) : Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) [online]. Zu finden in <[http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Nitratbericht-2012.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=1](http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Nitratbericht-2012.pdf?__blob=publicationFile&v=1)> [zitiert am 11.11.2015]
- Bockmann H-C, Lang R, Jensen N, Junge W, Kalm E (1997) Analyse der Stickstoffbilanzen von Milchkühen. Züchtungskunde 69(2):95-111
- Bundesregierung (2002) Perspektiven für Deutschland : Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung [online]. Zu finden in <[http://www.bundesregierung.de/Content/DE/\\_Anlagen/Nachhaltigkeit-wiederhergestellt/perspektiven-fuer-deutschland-langfassung.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=3](http://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/Nachhaltigkeit-wiederhergestellt/perspektiven-fuer-deutschland-langfassung.pdf?__blob=publicationFile&v=3)> [zitiert am 11.11.2015]
- Bundesregierung (2012) Nationale Nachhaltigkeitsstrategie : Fortschrittsbericht 2012 [online]. Zu finden in <[http://www.bundesregierung.de/Content/DE/\\_Anlagen/Nachhaltigkeit-wiederhergestellt/2012-05-21-fortschrittsbericht-2012-barrierefrei.pdf?\\_\\_blob=publicationFile&v=1](http://www.bundesregierung.de/Content/DE/_Anlagen/Nachhaltigkeit-wiederhergestellt/2012-05-21-fortschrittsbericht-2012-barrierefrei.pdf?__blob=publicationFile&v=1)> [zitiert am 11.11.2015]
- Burgos SA, Embertson NM, Zhao Y, Mitloehner FM, de Peters EJ, Fadel JG (2010) Prediction of ammonia emission from dairy cattle manure based on milk urea nitrogen : Relation of milk urea nitrogen to ammonia emissions. J Dairy Sci 93:2377-2386
- Castillo AR, Kebreab E, Beever DE, France J (2000) A review of efficiency of nitrogen utilisation in lactating dairy cows and its relationship with environmental pollution. J Anim Feed Sci 9:1-32
- DBVV - Deutscher Bund der verbandlichen Wasserverwirtschaft (2012) Vorschläge zur Novellierung der Düngeverordnung [online]. Zu finden in <[http://www.wasserverbandstag.de/main/2012-09-06\\_Vorschlaege\\_Novellierung\\_Duengeverordnung\\_DBVV.pdf](http://www.wasserverbandstag.de/main/2012-09-06_Vorschlaege_Novellierung_Duengeverordnung_DBVV.pdf)> [zitiert am 11.11.2015]
- de Haan MHA (2015) schriftliche Mitteilung vom 12.01.2015
- DLG - Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2005) Bilanzierung der Nährstoffausscheidungen landwirtschaftlicher Nutztiere. Frankfurt a M : DLG-Verl, 69 p, Arb DLG 199
- DLG - Deutsche Landwirtschafts-Gesellschaft (2008) Abschätzung der Stickstoffausscheidung bei der Milchkuh auf Basis von Milchharnstoffgehalt und Milchleistung (online). Zu finden in <<http://2015.dlg.org/fileadmin/downloads/fachinfos/futtermittel/02AbschaetzungStickstoffausscheidungMilchkuh.pdf>> [zitiert am 11.11.2015]
- Döhler H, Eurich-Menden B, Dämmgen U, Osterburg B, Lüttich M, Bergschmidt A, Berg W, Brunsch R (2002) BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der Deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. Berlin : Umweltbundesamt, 307 p, Texte / Umweltbundesamt 05/02
- DÜV, Düngeverordnung (2007) Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen : In der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist [online]. Zu finden in <[http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/d\\_v/gesamt.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/d_v/gesamt.pdf)> [zitiert am 11.11.2015]
- Eckard RJ, Grainger C, de Klein CAM (2010) Options for the abatement of methane and nitrous oxide from ruminant production : A review. Livest Sci 130:47-56
- EU - Europäische Union (2014) Allgemeines Umweltaktionsprogram der Union für die Zeit bis 2020 : Gut leben innerhalb der Belastbarkeitsgrenzen unseres Planeten [online]. Zu finden in <<http://bookshop.europa.eu/de/allgemeines-umweltaktionsprogramm-der-union-fuer-die-zeit-bis-2020-pbKH0113833>> [zitiert am 12.11.2015]
- Europäische Kommission (2013) Bericht der Kommission an den Rat und das europäische Parlament über die Umsetzung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen auf der Grundlage der Berichte der Mitgliedstaaten für den Zeitraum 2008–2011 : SWD(2013) 405 final [online]. Zu finden in <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52013DC0683&rid=11>> [zitiert am 12.11.2015]
- Ferguson JD, Sklan D (2005) Effects of dietary phosphorus and nitrogen on cattle reproduction. In: Pfeffer E, Hristov AN (eds) Nitrogen and phosphorus nutrition of cattle : Reducing the environmental impact of cattle operations. Cambridge : CABI, pp 233–253
- GfE - Gesellschaft für Ernährungsphysiologie (2001) Empfehlungen zur Energie- und Nährstoffversorgung der Milchkuhe und Aufzuchtrinder. Frankfurt a M : DLG-Verl, 136 p. Energie- und Nährstoffbedarf landwirtschaftlicher Nutztiere 8
- Higgs RJ, Chase LE, van Amburgh ME (2012) CASE STUDY : Application and evaluation of the Cornell Net Carbohydrate and Protein System as a tool to improve nitrogen utilization in commercial dairy herds. Professional Anim Scientist 28:370-378
- Kirchgessner M, Stangl GI, Schwarz FJ, Roth FX, Südekum K-H, Eder K (2014) Tierernährung : Leitfaden für Studium, Beratung und Praxis. Frankfurt a M : DLG-Verl, 659 p
- Cluth H, Engelhard T, Rodehutscord M (2003) Zur Notwendigkeit eines Über- schusses in der Stickstoffbilanz im Pansen von Kühen mit hoher Milchleistung. J Anim Physiol Nutr 87:280-291
- Kohn RA, Dou Z, Ferguson JD, Boston RC (1997) A sensitivity analysis of nitrogen losses from dairy farms. J Environ Manage 50:417–428
- KringloopWijzer (2015a) Download KringloopWijzer [online]. Zu finden in <<http://www.koeienenkansen.nl/nl/mijnkringloopwijzer/KringloopWijzer-6.htm>> [zitiert am 20.03.2015]
- KringloopWijzer (2015b) Handleiding KringloopWijzer [online]. Zu finden in <<http://www.koeienenkansen.nl/nl/mijnkringloopwijzer/KringloopWijzer-6.htm>> [zitiert am 20.03.2015]
- Nieder R, Köster W, Kersebaum K-C (2007) Beitrag der Landwirtschaft zu diffusen N-Einträgen. Wasserwirtschaft 1-2:53-57
- Onenema O, Kros H, de Vries W (2003) Approaches and uncertainties in nutrient budgets : Implications for nutrient management and environmental policies. Eur J Agron 20:3-16
- Osterburg B, Techel A (2012) Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung : Abschlussbericht, Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung ; Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Braunschweig : Johann Heinrich von Thünen-Institut, 245 p

- Petersen SO, Sommer SG, Béline F, Bernal M-P, Burton C, Böhm R, Dach J, Dourmad J-Y, Juhász C, Leip A, Mihelic R, Misselbrook T, Nicholson F, Poulsen HD, Provolo G, Sørensen P, Vinnerås B, Weiske A (2007) Recycling of livestock wastes in a whole-farm perspective. *Livest Sci* 112:180–191
- Powell JM, Rotz CA, Wattiaux MA (2014) Potential use of milk urea nitrogen to abate atmospheric nitrogen emissions from Wisconsin dairy farms. *J Environ Qual* 43:1169–1175
- Ryan W, Hennessy D, Murphy JJ, Boland TM, Shalloo L (2011) A model of nitrogen efficiency in contrasting grass-based dairy systems. *J Dairy Sci* 94:1032–1044
- Schilts RLM, de Haan MHA, Hemmer JGA, van den Pol-van Dasselaar A, de Boer JA, Evers AG, Holshof G, van Middelkoop JC, Zom RLG (2007) DairyWise : A whole-farm dairy model. *J Dairy Sci* 90:5334–5346
- Schmidt C (2015) Innovationen und technischen Fortschritt im Bereich Big Data für die Landwirtschaft nutzen und sichern : Bundeslandwirtschaftsminister zu Gast bei der DLG-Wintertagung [online]. Zu finden in <<http://www.bmel.de/SharedDocs/Pressemitteilungen/2015/004-SC-DLG-Wintertagung.html>> [zitiert am 12.11.2015]
- Schröder JJ, Aarts HFM, ten Berge HFM, van Keulen H, Neeteson JJ (2003) An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *Eur J Agron* 20:33–44
- Schröder J, Bannink A, Kohn R (2005) <sup>A</sup> Improving the efficiency of nutrient use on cattle operations. In: Pfeffer E, Hristov AN (eds) Nitrogen and phosphorus nutrition of cattle : Reducing the environmental impact of cattle operations. Cambridge : CABI, pp 255–280
- Schweigert P, van der Ploeg RR (2002) N-Effizienz der landwirtschaftlichen Produktion in der Bundesrepublik Deutschland nach 1950 : Fakten und Bewertung. *Ber Landwirtsch* 80(2):185–212
- Spek JW, Dijkstra J, van Duinkerken G, Hendriks WH, Bannink A (2013) Prediction of urinary nitrogen and urinary urea nitrogen excretion by lactating dairy cattle in northwestern Europe and North America : A meta-analysis. *J Dairy Sci* 96:4310–4322
- Spiekers H, Obermaier A (2007) Milchharnstoffgehalt und N-Ausscheidung. *Schule Beratung* (4-5):III4-III9
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2015) Stickstoff : Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem ; Sondergutachten ; Hausdruck [online]. Zu finden in <[http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02\\_Sondergutachten/2012\\_2016/2015\\_01\\_SG\\_Stickstoff\\_HD.pdf;jsessionid=36B20D520ABA1221791C1264B093E88E.1\\_cid325?blob=publicationFile](http://www.umweltrat.de/SharedDocs/Downloads/DE/02_Sondergutachten/2012_2016/2015_01_SG_Stickstoff_HD.pdf;jsessionid=36B20D520ABA1221791C1264B093E88E.1_cid325?blob=publicationFile)> [zitiert am 12.11.2015]
- Stein-Bachinger K, Bachinger J, Schmitt L (2004) Nährstoffmanagement im ökologischen Landbau : Ein Handbuch für Beratung und Praxis ; Berechnungsgrundlagen, Faustzahlen, Schätzverfahren zur Erstellung von Nährstoffbilanzen ; Handlungsempfehlungen zum effizienten Umgang mit innerbetrieblichen Nährstoffressourcen, insbesondere Stickstoff. Münster : Landwirtschaftsverl, 136 p, KTBL-Schr 423
- TLL - Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (2009) Anlage 4 : Aggregierte Schlagbilanz für Stickstoff und Nmin-Werte für KULAP W1. [online]. Zu finden in <<http://www.tll.de/ainfo/pdf/anlage4-w1.pdf>> [zitiert am 12.11.2015]
- UBA - Umweltbundesamt (2009) Integrierte Strategie zur Minderung von Stickstoffemissionen [online]. Zu finden in <<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/integrierte-strategie-zur-minderung-von>> [zitiert am 12.11.2015]
- UBA - Umweltbundesamt (2014) Novellierung der Düngeverordnung : Kurzstellungnahme der Kommission Landwirtschaft beim Umweltbundesamt (KLU) [online]. Zu finden in <<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/novellierung-der-duengeverordnung>> [zitiert am 11.11.2015]
- UBA - Umweltbundesamt (2015) Kartendienst Hintergrundbelastungsdaten Stickstoff : Bezugsjahr 2009 [online]. Zu finden in <<http://gis.uba.de/website/depo1/>> [zitiert am 12.11.2015]
- van Beek CL, Brouwer L, Oenema O (2003) The use of farmgate balances and soil surface balances as estimator for nitrogen leaching to surface water. *Nutr Cycl Agroecosyst* 67:233–244
- VDLUFA - Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (2010) Stellungnahme des AK „Nachhaltige Nährstoffhaushalte“ im VDLUFA zur Methode der Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb [online]. Zu finden in <[http://www.vdlufa.de/joomla/Dokumente/Fachgruppen/AKNachhaltigeNaehrstoffhaushalte/VDLUFA\\_Stellungnahme\\_Hoftorbilanz.pdf](http://www.vdlufa.de/joomla/Dokumente/Fachgruppen/AKNachhaltigeNaehrstoffhaushalte/VDLUFA_Stellungnahme_Hoftorbilanz.pdf)> [zitiert am 12.11.2015]
- VDLUFA - Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten / Arbeitskreis Nachhaltige Nährstoffhaushalte (2012) Vorschlag zur Novellierung der Düngeverordnung [online]. Zu finden in <[http://www.vdlufa.de/download/AK\\_Nachhaltige\\_Naehrstoffhaushalte.pdf](http://www.vdlufa.de/download/AK_Nachhaltige_Naehrstoffhaushalte.pdf)> [zitiert am 12.11.2015]
- WBA/WBD/SRU (2013) Novellierung der Düngeverordnung : Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen ; Kurzstellungnahme der Wissenschaftlichen Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV) und des Sachverständigenrates für Umweltfragen der Bundesregierung (SRU) zur Novellierung der „Düngeverordnung“ (DüV) vom 23.08.2013 [online]. Zu finden in <<http://www.bmelv.de/Shared-Docs/Downloads/Ministerium/Beiraete/Duengungsfragen/NovelleDuengeverordnung.html>> [zitiert am 12.11.2015]

<sup>A</sup> Nach Angaben von Bannink (schriftlicher Bestätigung vom 03.03.2015) enthält die Schätzgleichung zur N-Aufnahme einen Tippfehler. Der Operator für die Variable Milchmenge muss, wie in den anderen beiden Schätzgleichungen, ein Minuszeichen sein.



# Redistribution of soil phosphorus from grassland to cropland in an organic dairy farm

Magdalena Ohm\*, Maximilian Schüler\*, Gustav Fystro\*\*, and Hans Marten Paulsen\*

## Abstract

Limited knowledge is available on inner farm nutrient transfer from organic grassland to arable land in organic farms. This study quantifies the phosphorus (P) mobilization of permanent grassland and different arable crops for inner farm P transfer and discusses in how far P reserves in grassland soils can be a component of sufficiency P management in organic farming. A North German organic dairy farm with sufficient soil P supply is analyzed. Over three years its P balance showed an average deficit of 7.9 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> in permanent grassland and 10.9 kg ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> in arable land. Maize (30.5 kg P ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>), grass-clover (23.9 kg P ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) and mixed faba bean and oats (19.8 kg P ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) had the highest P uptake in cropland. At grassland, grazing intake of P by livestock was 15.9 kg P ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> and via storage feed and manure it directly fed arable land with 64 kg P yr<sup>-1</sup> (average 1 kg P ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>). Especially on grassland, soil P mining does not endanger soil fertility yet, according to sufficient available P-contents in the soils (CAL-extract averages [mg 100 g<sup>-1</sup> P]: grassland 14.7, arable land 6.7). Generally, the inclusion of unexploited grassland sites with high soil P contents in farm nutrient flows (via feed conserves for livestock or biogas) would address unused soil P reserves for redistribution.

**Keywords:** pasture, phosphorus-cycle, P-scarcity, P-balances, grazing, organic farming

## Zusammenfassung

### Umverteilung von Bodenphosphor aus Dauergrünland zu Ackerland in einem ökologischen Milchviehbetrieb

Zum Nährstofftransfer von Grünland zu Ackerland in ökologischen Betrieben gibt es nur wenige Untersuchungen. Diese Fallstudie eines norddeutschen ökologischen Milchviehbetriebs mit ausreichenden Phosphor (P)-Reserven in Böden quantifiziert die P-Mobilisierung aus Böden von Dauergrünland und von Ackerland für die innerbetriebliche P-Umverteilung detailliert. Möglichkeiten der Steigerung dieses Flusses werden vor dem Hintergrund schwindender weltweiter P-Reserven diskutiert. Die mittleren P-Bilanzen in Dauergrünland und Ackerland im untersuchten Betrieb über drei Jahre waren negativ (-7,9 bzw. -10,9 kg ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>). Bei den Ackerkulturen hatten Mais (30,5 kg P ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>), Rotkleegras (23,9 kg P ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>) und Ackerbohnen/Hafer-Gemenge (19,8 kg P ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>) die höchste P-Aufnahme. Auf Grünland, wurden 15,9 kg P ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> durch Beweidung aufgenommen. 64 kg P Jahr<sup>-1</sup> (ca. 1 kg P ha<sup>-1</sup>) wurden durch Futterkonserven von Grünland über die Wirtschaftsdünger auf das Ackerland umverteilt. Vor allem in Grünland sind die negativen P-Bilanzen im untersuchten Betrieb derzeit noch unproblematisch für die Bodenfruchtbarkeit, da ausreichend pflanzenverfügbares P vorhanden ist (mittlere P Gehalte in CAL-Extrakt [mg 100 g<sup>-1</sup> P]: Grünland 14,7, Ackerland 6,7). Generell könnten z. B. bisher ungenutzte und möglicherweise hohe P-Vorräte bisher wenig genutzter Grünlandflächen durch Intensivierung der Biomasseabfuhr für die Tierfütterung oder Biogasgewinnung adressiert und umverteilt werden.

**Stichworte:** Grünland, Phosphor-Kreislauf, P-Knappheit, P-Bilanz, Beweidung, Ökologischer Landbau

\* Thünen Institute of Organic Farming, Trenthorst 32, 23847 Westerau, Germany

\*\* NIBIO, Norsk Institutt for Bioøkonomi, Postboks 115, 1431 Ås, Norway

Contact: hans.paulsen@ti.bund.de

## 1 Introduction

Phosphorus (P) is a non-renewable resource and an essential plant nutrient. Accumulations of fertilizer P in soils have to be avoided to increase fertilizer efficiency and soil reserves should be addressed to save limited worldwide P resources (Cordell et al., 2009). In Western Europe, conventional crop production historically relied on high P fertilizer application rates and considerable soil reserves accumulated (Barberis et al., 1996; Schröder et al., 2011; Tóth et al., 2014). For this reason, organic farmers today often neglect the import of P fertilizers in arable crops and in grassland. Supported by the principles of organic production (Council Regulation (EC) 834/2007), they rely on the soil ecosystem to nourish their plants and also on the backflow of nutrients with wastes from animal or plant production mostly from their own farms. Without fertilizer imports soil reserves must cover balance deficits. In this situation biological processes are of high importance for a successful P acquisition (Richardson et al., 2009; Simpson et al., 2011).

As phosphate diffusion is limited in soils (Schachtman et al., 1998), root density and distribution are very important factors for physical access to the soil volume and for phosphate acquisition (Ho et al., 2005; Vance, 2001). Microbial activity in the root zone and mycorrhiza further enhance biological P turnover (Oberson and Joner, 2005; Whitehead, 2000; Smith and Read, 2010). In grassland, different plant species, high rooting density and the permanent vegetation cover, as well as droppings of grazing livestock, might favor a continuous P uptake from soil reserves. The importance of biological activation of P in grassland is described in various studies. For example, biological uptake and translocation of P to the soil surface with plant material from deeper soil layers is reported from an analysis of grassland soils along a precipitation gradient in the Great Plains (USA) (Ippolito et al., 2010). Also, sufficient P supply in the topsoil of extensive Australian grassland farms with limited available P reserves and without fertilizer input is explained by P cycling upwards from the subsoil by deep rooting perennial-grassland plants (Cornish, 2009).

Nutrient mining in grassland and the transfer of its nutrients to arable land made grassland historically the 'mother of arable land'; but at the same time adequate fertilization measures are demanded to cover deficits (Klapp, 1971). Worldwide 40.5 % of the terrestrial areas are grassland (excluding Greenland and Antarctica, Suttie et al., 2005). In Germany grassland constitutes 28 % of agricultural land and represents 56 % of the organic farmland (Federal Statistical Office, 2014). As 67 % of German organic farms have both arable land and permanent grassland (Rahmann and Nieberg, 2005) plant nutrient redistribution from grassland to arable land is of special interest here.

The assessment of nutrient flows in farms is an important prerequisite for an improved nutrient management (Oenema et al., 2003). But there are only a small number of detailed studies available on P flows in organic farms under inclusion of grassland and with grazing animals. For instance, Steinshamn et al. (2004) calculated nitrogen (N) and P flows

in a Norwegian mixed dairy farm. They found negative overall soil surface balances of  $6.3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ . Fystro (2014) analyzed N, P, potassium (K) and magnesium (Mg) cycling in Norwegian organic grassland dairy farms. Here additional P input to the intensively used inner farm area is generated from feed imports from remote grassland in the hills that was defined to be outside the system boundary. But most of the P is imported via concentrates and outweighs the exports via milk. Möller (2009) analyzed the P, N, K and Mg flows in an organic dairy system. Due to low N-efficiency when applying livestock manures in legume rich grassland, he suggests the redistribution of nutrients originating there via manures to N-demanding arable crops under consideration of adequate P and K loads. By inference P, K and Mg should be preferably applied in mineral form in grassland, which traditionally has high legume proportions and biological N fixation in organic farms. Due to higher K/P-relations in grassland based feedstocks compared to those from arable crops, on farm level this would indicate a relatively higher transfer of K when P is used as reference for the manure application in cropland. On 26 German organic farms, farm gate deficits of  $-3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  (range -14 to  $4 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ) including grassland were found (Haas et al., 2007). For Austria farm gate P-balances from -1.9 to  $7.8 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  were observed (Lindenthal, 2000). In the Swedish research farm Öjebyn, barn balances of  $0.5 \text{ kg P yr}^{-1} \text{ cow}^{-1}$  in organic as well as in conventional farming (Gustafson et al., 2007), and field balances of 1 and  $5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  respectively, were found (Bengtsson et al., 2003). The farm includes a small amount of pasture, which is excluded from specific calculations. The two latter types of analysis do not offer possibilities to analyze and improve inner farm nutrient flows like nutrient transfer between arable land and grassland. Thus, limited knowledge is available on P flows in organic farms with inclusion of grassland and livestock. Therefore, the objective of the current study is

- (1) to quantify P mobilization and the inner farm P transfer at a mixed organic dairy farm in a case study under detailed inclusion of grassland, grazing animals and arable feedstock in North Germany and
- (2) to discuss whether grassland can be a component of sufficiency P management in organic farming in the short run.

## 2 Material and Methods

### 2.1 Experimental site/System under study

The dairy farm of the experimental station of the Thünen Institute of Organic Farming, Trenthorst (116 ha), was used as geographical system boundary to determine P flows in the time period between 2010 and 2012. The farm is located in Northern Germany ( $53^{\circ}46' \text{N}, 10^{\circ}30' \text{E}$ ; 10 to 43 m asl) and was converted from conventional to organic farming in 2001. Mean annual precipitation is 706 mm and mean annual temperature is  $8.8^{\circ}\text{C}$  (1978 to 2007). For the last decades the grassland can be seen as mostly intact. Solely two plots were subjected to sward cultivating but have not been ploughed during the last five years, meaning the grassland can be

defined as 'permanent grassland'. The soils of grassland and arable land are characterized as Cambisols and Luvisols with sandy loamy texture. The mean humus content in the topsoil was 2.2 % ( $n = 76$ ) for arable land (0 to 30 cm) and 5.3 % in grassland ( $n = 24$ , 0 to 10 cm) between 2010 and 2012. Soil properties are listed in Table 1. The plant available P fraction was determined as P (CAL) (100 ml CAL solution (0.1 m Calcium acetate, 0.1 m Calcium lactate, and 0.3 m acetic acid; pH 4.1) and 5 g soil are shaking for 2 h, photometrical P determination) (Schüller, 1969). According to official fertilizing recommendations, the P content of the arable land was categorized as sufficient and of permanent grassland as high (Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2011). The farm did not import organic or mineral P fertilizer since 2001.

The livestock units (1 LU = 650 kg live weight) of the dairy cows and their followers changed during the first year, 2010, from 164.4 LU to 155.7 LU. The year 2011 ended with 136.5 LU and increased to 145.5 LU in 2012. To provide forage and concentrates for the cattle, 62 ha arable land were cultivated with a 6-year crop rotation which consisted of grass-clover (1) – grass-clover (*Lolium perenne*, *Phleum pratense* *Trifolium pratense*) (2) – maize (*Zea mays*) (3) – wheat (*Triticum aestivum*) (4) – faba beans (*Vicia faba*) / oats (*Avena sativa*) (5) – triticale (*Triticosecale*) (6).

The permanent grassland (54 ha) with a mixture of grasses, legumes (mostly *Trifolium repens*) and herbaceous plants was used for grazing and storage feed production (silage, hay). A total of 33 ha of grassland, located next to the

stable, are divided into 13 plots. In the reference period 2012 they were managed by rotational grazing with duration of 2 to 10 days (7 hours a day from 24 Apr. to 7 Oct.). Three of these plots were also used for a first cut for silage production on May 13<sup>th</sup>. Another 21 ha remote grassland were used more extensively with full time grazing of young stock, heifers and dry cows (6.8 ha for 205 days) and for harvesting of storage feed (14.2 ha). Additional feed was imported from farm areas outside the dairy crop rotation. No changes in feed stock were assessed in the mass balances for the examined period. Cattle had free access to licking blocks and water. Straw was used as bedding material. Calves were fed with whole milk in the first thirteen weeks. Actual weight of feed supply for the cattle in the stables was used for the calculations.

Due to joint storage facilities and farm management decisions, livestock manure was partly exported from the dairy section to other farm parts.

## 2.2 Mass flow calculation

Equations to calculate mass flows for the P farm balance are shown in Table 2. Phosphorus contents of materials were based on site specific analyses or reference values (Table 3).

Grazing intake and storage feed yields were analyzed in a detailed field study in 2012 (Ohm et al., 2014). Plot-specific pasture intake was quantified and results were also used as representative for 2010 and 2011. For the few full-time grazing cows in dry period (avg. 14 cows per year), at the

**Table 1**

Soil properties of arable land (0 to 30 cm) and permanent grassland (0 to 10 cm) (Trenthorst, 2010 to 2012)

utilization	n	pH			P <sub>CAL</sub> [mg 100 g <sup>-1</sup> ]			K <sub>CAL</sub> [mg 100 g <sup>-1</sup> ]			Mg (CaCl <sub>2</sub> ) [mg 100 g <sup>-1</sup> ]		
		mean	SD	TV	mean	SD	TV	mean	SD	TV	mean	SD	TV
arable	80	6.4	0.3	> 6.3	6.7	1.6	> 5	12.3	3.1	> 11	10.7	1.9	> 6
grassland	24	5.3	0.2	> 5.6	14.7	1.5	> 5	11.2	4.0	> 11	20.7	3.1	> 14

SD, Standard deviation; TV, threshold value for sufficient soil reserves (Landwirtschaftskammer Niedersachsen, 2011)

**Table 2**

Equations to calculate mass flows in the P farm balance

P flow =	[1]
mass flow * specific P content	
Pasture intake =	[2]
(DM biomass before grazing – DM biomass after grazing) + daily growth rate * days of grazing	
Manure export =	[3]
Total fodder + litter – milk – net production of live weight – manure output inside the boundaries	
Net production of live weight =	[4]
weight of sold animals + change in herd size	
Soil P balance grassland =	[5]
excretion on pasture + slurry + atmospheric deposition – grazing – storage food – losses	
Soil P balance arable land =	[6]
stable manure + slurry + seeds + atmospheric deposition – crop yield – losses	
P Farm balance = Input – Output =	[7]
mineral fodder + imported storage fodder + seeds + atmospheric deposition – milk – net production of live weight – manure export – losses	

**Table 3**

P content of different farm materials, atmospheric P deposition and soil losses.

Parameter	Year	P content	Comment	Source
Permanent grassland	2012	3.92 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.6, n = 17	Farm specific, different cuts
Grass-clover	2010	3.10 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.2, n = 2	Farm specific, different silos
	2011	3.20 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.4, n = 3	
	2012	3.00 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.3, n = 5	
Maize silage	2010	2.80 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.4, n = 4: 2011 and 2012	Farm specific
	2011	3.10 g kg <sup>-1</sup> DM	MV of 2.9 and 3.3	
	2012	2.45 g kg <sup>-1</sup> DM	MV of 2.4 and 2.5	
Triticale	2010-2012	2.78 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.096, n = 4, 2005	Resident experimental data <sup>†</sup> of rye
Spring wheat grain	2011	3.34 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.17, n = 8: 2004 and 2005	Resident experiment <sup>†</sup>
Winter wheat grain	2010, 2011	3.31 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.14, n = 8: 2004 and 2005	Resident experiment <sup>†</sup>
Faba bean grain	2010-2012	6.75 g kg <sup>-1</sup> DM	2002-2005	Resident experiment <sup>†</sup>
Oats grain	2010-2012	3.6 g kg <sup>-1</sup> DM	2002-2005	Resident experiment <sup>†</sup>
Triticale straw	2010-2012	0.9 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.11, n = 4, 2005	Resident experimental data <sup>†</sup> of rye
Winter wheat straw	2010, 2011	0.65 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.28, n = 4, 2005	Resident experiment <sup>†</sup>
Spring wheat straw	2011	0.5 g kg <sup>-1</sup> DM	± 0.09, n=8: 2004 and 2005	Resident experiment <sup>†</sup>
Faba bean straw	2010-2012	1.3 g kg <sup>-1</sup> DM		Characteristic values <sup>§</sup>
Oat straw	2010-2012	1.1 g kg <sup>-1</sup> DM		Characteristic values <sup>§</sup>
Milk	2010-2012	0.97 g kg <sup>-1</sup> FM	± 0.09, n = 24	Swedish study <sup>¶</sup>
Animal fresh mass	2010-2012	7.5 g kg <sup>-1</sup> FM		France Study <sup>#</sup>
Solid manure	2010- 2011	1.01 g kg <sup>-1</sup> OS	2009: 1.004 and 2010: 1.017	Farm specific
Slurry	2010	0.154 g kg <sup>-1</sup> OS	± 0.02; n = 3	Farm specific
	2011	0.151 g kg <sup>-1</sup> OS	± 0.03, n = 6: 2010 and 2012	
	2012	0.148 g kg <sup>-1</sup> OS	± 0.045, n = 3	
Wheat, oat and triticale seeds	2010-2012	3.5 g kg <sup>-1</sup> FM		Characteristic values used for imported seeds <sup>§</sup>
Faba bean seeds		4.7 g kg <sup>-1</sup> FM		
Maize seeds		3.3 g kg <sup>-1</sup> FM		
Grass seeds		3.0 g kg <sup>-1</sup> FM		
Clover seeds		6.4 g kg <sup>-1</sup> FM		
Atmospheric deposition	2010-2012	0.2 kg ha <sup>-1</sup>		LLUR <sup>††</sup>
Soil losses	2010-2012	0.3 kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup>		Swedish study <sup>‡‡</sup>
Mineral feed	2010-2012	20 g kg <sup>-1</sup> OS	Mineral feed	Supplier specification
Lick minerals	2010-2012	40 g kg <sup>-1</sup> OS	Rindereimer, eco certified	Supplier specification

<sup>†</sup> Paulsen and Schochow, 2007<sup>‡</sup> Böhm, 2007<sup>§</sup> Kape et al., 2008 (Organic characteristic values of Ministry of Agriculture in Mecklenburg-Vorpommern)<sup>#</sup> Gustafson et al., 2007<sup>¶</sup> Nesme et al., 2012<sup>††</sup> LLUR (Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig Holstein), 2014<sup>‡‡</sup> Modin-Edman et al., 2007

DM= Dry matter, FM= fresh matter, OS= Original substance, MV= mean value

remote plots dry matter (DM) intake was estimated at 10 kg d<sup>-1</sup> cow<sup>-1</sup> (Jeroch et al., 1999). According to Knowlton and Herbein (2002) livestock excretes 50 to 80 % of P intake. In a study with Holstein dairy cows, a low P diet with 0.31 % P was tested, leading to 45 % P digestibility (Wu et al., 2001). Due to comparable feedstuff concentrations in Trenthorst (mean of 0.33 % P in the ration) this value was used for

calculating the net P export from the grazed plots. Total sold animals, sold farming products, actual forage, grain and straw harvests and manure application were taken from the farm database. Harvest yields were measured with a drive-on scale and corrected to the actual dry matter contents in storage (grains 85 to 88 %, straw 84 to 85 %, grass-clover silage 35 %, haylage 70 %, hay 86 %, maize 28.5 to 32.1 % DM each).

Phosphorus input from seeds was calculated according to the concentrations in Table 3 and the following seed densities (fresh matter = FM, 86 % DM): 220 kg wheat, 180 kg triticale, faba bean 70 kg in combination with 170 to 180 kg of oats, 20 kg maize and for the grass-clover plots 15 kg in proportion of 70 % grass seeds and 30 % clover seeds per ha.

The feed flow into the stable, also for mineral feed and lick mineral, was taken from the actual feeding lists. Manure, litter, feeding rests and storage residues were transferred to the manure storage. No P losses were assumed between stable and manure storage.

Herd management data of the farm based on regularly scheduled weighing of each animal, as well as departure dates and weights, provided data of net live weight production. Milk exports were taken from yearly delivery accounts. Also milk supply to the calves was specified by the actual feeding lists for inclusion in the internal farm circle of P. Phosphorus flows entering the manure cycle were determined based on P input in the stable and P output in animal products (milk, weight gains).

The atmospheric deposition of P given by official values for the farm region is 0.2 kg  $\text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  (LLUR, 2014). Only minor losses of P from the soil by leaching had to be considered for farm land (Cooke and Williams, 1973; White, 2006) and low P losses through surface runoff and erosion were anticipated on the site under study due to the plain nature of the area. Therefore P losses from the soil by leaching and run-off were estimated to be 0.3 kg  $\text{P ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ . This is in line with a Swedish study (Modin-Edman et al., 2007) and with mean estimated losses from German soils (Scheffer and Schachtschabel, 2010).

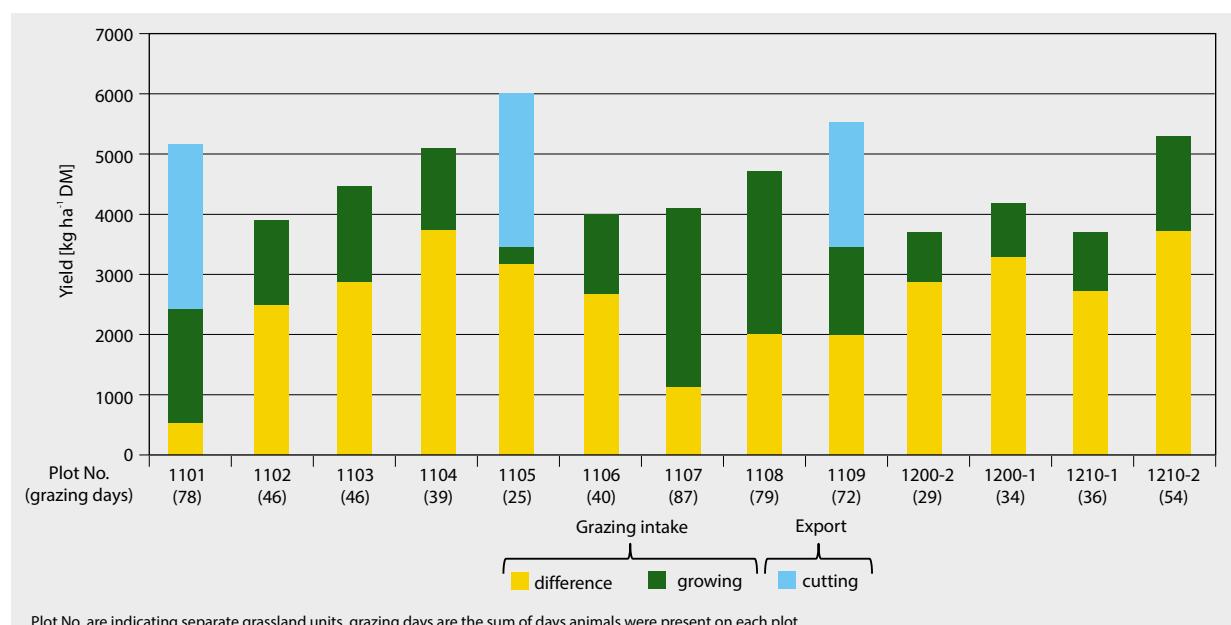
Soil P balances of grassland and arable land (Table 2, Eq. [5, 6]) indicated the net change of P soil reserves. The farm balance is calculated by inputs minus outputs (Table 2, Eq. [7]). Drinking water for the cows was not considered

because P contents were below the detection limit. If concentrations had been set to a threshold of 1 mg  $\text{L}^{-1}$ , 3,000 m<sup>3</sup> drinking water per year for the cows would have accounted for only for 3 kg P  $\text{yr}^{-1}$ . In the farm balance outputs crossing the system boundary were: sold milk, net production of live weight, manure export and run off. The software e!sankey 3.2 (IFU Hamburg, Germany) was used to visualize results.

### 3 Results

In grassland, grazing management regimes on the plots differed in intensity and frequency, resulting in high ranges in dry matter (DM) yields (Figure 1) and in high differences in P in plant material that is harvested or grazed between the plots (mean intake by grazing 15.9 kg  $\text{P ha}^{-1} \text{yr}^{-1} \pm 2.7$ ; range 9.5 - 20.7 kg  $\text{P ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ ; mean export per cut by harvesting 6.9 kg  $\text{P ha}^{-1} \text{yr}^{-1} \pm 2.9$ , range 3.5 to 12.5 kg  $\text{P yr}^{-1}$ ;  $\pm$  values are characterizing the standard deviations). Phosphorus mobilization potential from the grassland soils (including applied P from organic fertilizers and animal droppings) is characterized by plant uptake of up to 23.4 kg  $\text{P ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ . In the study this maximum value was reached on plot 1105 with herbage taken up by grazing livestock and exported by additional harvests (Figure 1). The total estimated grazing intake of cows and young stock on the farm was 160,062 kg DM  $\text{yr}^{-1}$  (Table 4). From the total amount of grazed P (627 kg  $\text{yr}^{-1}$ ), 282 kg  $\text{P yr}^{-1}$  (8.62 kg  $\text{P ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ ) were removed from the fields with milk and meat, and 345 kg were excreted at pasture. Considering also manure imports and harvest exports the mean soil P balance for grassland was -429 kg  $\text{yr}^{-1}$  or -7.9 kg  $\text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  (Table 4) which means a P stock reduction in soil.

The soil P balance of arable land resulted in -676 kg  $\text{P yr}^{-1}$  or -10.9 kg  $\text{P ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$  (Table 5). Slurry was brought out every



**Figure 1**

Herbage yields by grazing (Table 2, Eq. [2]) and cutting in pasture plots neighbouring the stable, Trenthorst 2012.

**Table 4**

Data basis and calculation of the average soil P balance of grassland (Trenthorst, 54 ha, 2010 to 2012).

Soil P balance grassland	Mass flow			P flow		
	Total [kg yr <sup>-1</sup> ]	SD [kg yr <sup>-1</sup> ]	[kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> ]	SD [kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> ]	Total [kg yr <sup>-1</sup> ]	[kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> ]
= Excretion	-	-	-	-	345	6.4
+ manure application	501,427 FM	± 597,123	9,286 FM	-	75	1.4
+ Atmospheric deposition	-	-	-	-	11	0.2
<i>Grazing intake neighbouring plots (33ha)</i>	<i>131,362 DM</i>	-	<i>3,980 FM</i>	<i>± 751</i>	<i>514.9</i>	<i>†15.6</i>
<i>Grazing intake remote plots (6.8 ha)</i>	<i>28,700 DM</i>	-	<i>4,221 FM</i>	-	<i>112.5</i>	<i>16.5</i>
- Grazing <sup>†</sup> (total) (39.8 ha)	160,062 DM	-	4,046 DM	± 724	627	11.6
- Storage food (23.3 ha)	55,408 DM	-	2,422 DM	± 577	217	4
- Losses (runoff, leaching)	-	-	-	-	16	0.3
<b>Balance (Table 2, Eq. [5])</b>					<b>-429</b>	<b>-7.9</b>

<sup>†</sup> Italic numbers: based on actual grazed area<sup>‡</sup> grazing and storage food data: year 2012 as representative

year (mean 2,166,341 kg FM), solid manure was applied at some of the plots only in 2010 (281,798 kg FM) and 2011 (254,936 kg FM). P exports varied between crops and years. The mean P export of the different crops was in descending order [kg P ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>]: Maize (silage) 30.4 ± 11.1, range 17.7 - 38.2, grass-clover 23.7 ± 6.3, range 17.3 - 32.4, faba bean and oats in mixed cropping (grains) 19.4 ± 8.5, range 10.3 - 27.1, wheat and triticale (grains) 9.1 ± 3, range 5.5 - 14.3, and cereal straw 1.25 ± 0.6, range 0.8 - 2.4. Straw of oats and faba beans as well as cereal straw in the headlands remained on the plots. For calculation of the P redistribution from soil-to-plant-back-to-soil with mulched clover grass no yields were determined. They were estimated to 4 kg P ha<sup>-1</sup> according to the three

lowest grass clover yields per cut found in the study. Due to their uncertainty the values of on-site recycling of P via mulching were not visualized. In total grassland and arable land had a mean P balance of -1,105 kg yr<sup>-1</sup>.

The farm P flow is visualized in Figure 2 according to the values from Table 3 to 6 and gives an impression of the demand and transfer of P in and between the different farm segments. The boundary around the cycle indicates the farm gate for bought inputs (imported fodder, seeds) and outputs (milk, net production of live weight, exported manure). Fodder (imported and from farm own origin, from arable land and grassland), grazed grass and milk for calves were the sources for P input into the stable. In the stable the

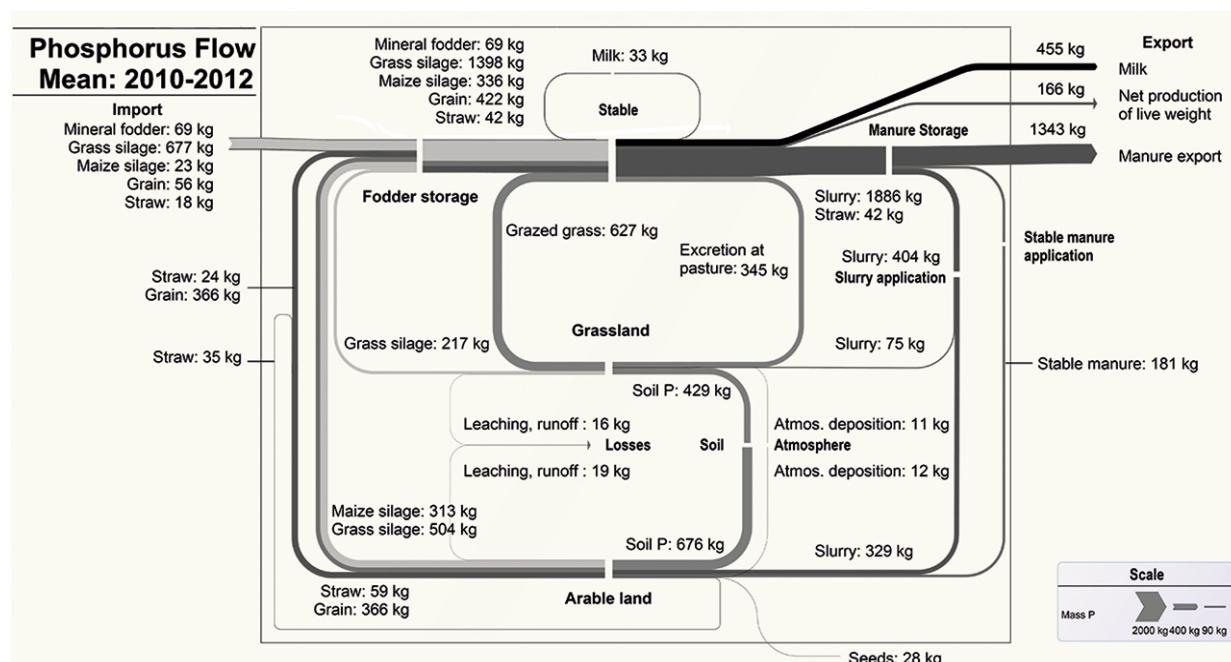
**Table 5**

Data basis and calculation of the average soil P balance of arable land (Trenthorst, 62 ha, 2010 to 2012).

Soil P balance arable land	Mass flow			P flow	
	Total [kg yr <sup>-1</sup> ]	SD [kg yr <sup>-1</sup> ]	[kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> ]	Total [kg yr <sup>-1</sup> ]	[kg ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> ]
= Stable manure	178,911 FM	± 155,522	2,886 FM	181	2.9
+ Slurry	2,166,341 FM	± 1,092,222	34,941 FM	329	5.3
+ Seeds	710 FM	± 30	11.4 FM	28	0.45
+ Atmospheric deposition	-	-	-	12	0.2
<i>Grass-clover silage (21 ha)</i>	<i>163,639 DM</i>	<i>± 46,852</i>	<i>7,705 DM</i>	<i>504.2</i>	<i>23.7</i>
<i>Maize silage (10 ha)</i>	<i>113,324 DM</i>	<i>± 54,550</i>	<i>10,998 DM</i>	<i>313.2</i>	<i>30.4</i>
<i>Grain (total, seeds) (30.5 ha):</i>	<i>96,423 DM</i>	<i>± 27,955</i>	<i>3,279 DM</i>	<i>365.7</i>	<i>12.5</i>
<i>Oats and beans (9.9 ha)</i>	<i>34,859 DM</i>	<i>± 15,779</i>	<i>3,798 DM</i>	<i>173.1 (193.4)<sup>†</sup></i>	<i>19.4</i>
<i>Triticale (10.4 ha)</i>	<i>28,392 DM</i>	<i>± 8,170</i>	<i>2,731 DM</i>	<i>80.5 (78.8)<sup>†</sup></i>	<i>7.6</i>
<i>Wheat (10.2 ha)</i>	<i>33,172 DM</i>	<i>± 6,047</i>	<i>3,309 DM</i>	<i>112.1 (106.8)<sup>†</sup></i>	<i>10.7</i>
<i>Straw (triticale, wheat) (19 ha)<sup>‡</sup></i>	<i>28,413 DM</i>	<i>± 570</i>	<i>1,505 DM</i>	<i>24</i>	<i>1.25</i>
- Crop yield (total)	401,800 DM	-	-	1,207	19.5
- Losses (run off, leaching)	-	-	-	19	0.3
<b>Balance (Table 2, Eq.[6])</b>				<b>-676</b>	<b>-10.9</b>

<sup>†</sup> Based on total DM yields (based on avg. DM yields),<sup>‡</sup> without headlands,

FM, DM: Fresh matter, dry matter, SD: Standard deviation.

**Figure 2**

Mean yearly phosphorus imports and exports at the farm gate and internal flows between and within different farm parts of the dairy farm Trenthorst between 2010 and 2012 based on practice data.

fodder was transferred into animal products and manure. One part of the manure was redistributed to the arable land and grassland. Another part was exported to farmland outside the dairy system. Biomass products from arable land and grassland were fodder for cows. P flows via the soil are shown in the middle of Figure 2: P from the soil buffered the gap between P in biomass export and natural losses and P in manure and atmospheric input at arable land and grassland. The quantities of P that are flowing in the different farm parts are described in the following.

**Table 6**

Data basis and calculation of the P farm balance (Trenthorst, 2010 to 2012).

P balance farm	Mass flow		P flow
	Mean [kg yr <sup>-1</sup> ]	SD [kg yr <sup>-1</sup> ]	kg yr <sup>-1</sup>
= Mineral fodder	2,617 FM	± 233	69
+ Imported storage fodder and straw	265,868 DM	± 76,224	774
+ Seeds (62 ha)	710 FM	± 30	28
+ Atmospheric deposition (116 ha)	-	-	23
- Milk	469,086 FM	± 19,655	455
- Net production of live weight	22,091 FM	± 1,015	166
- Manure export	-	-	1,343
- Losses (run off, leaching) (116 ha)	-	-	35
<b>Balance (Table 2, Eq. [7])</b>			<b>-1,105</b>

FM, fresh matter; DM, dry matter; SD, standard deviation

Altogether, the farm balance (Table 6, Figure 2) showed total P outputs of 1,964 kg yr<sup>-1</sup>. The sum of total inputs from imports and depletion of P soil reserves was 1,976 kg P yr<sup>-1</sup>. Net losses from atmospheric deposition and leaching were 12 kg P yr<sup>-1</sup>. The export of meat was 75,722 kg live weight during the three-year period. The change in herd size from 164.4 LU to 145.5 LU accounted for 9,450 kg. Therefore, the net production of live weight was 66,272 kg in three years, which corresponds to 166 kg P yr<sup>-1</sup>. Another 455 kg P a<sup>-1</sup> were exported in form of sold milk (Table 6). The P flows from the fed biomass to manure in storage accumulated to 1,887 kg P yr<sup>-1</sup>. Another 42 kg P yr<sup>-1</sup> in the manure originated from straw that was used as bedding material. Only 585 kg P (30.3 %, Figure 2) from this amount were recycled within the dairy crop rotation under the management regime of the farm under study (87.2 % at arable land, 12.8 % at grassland). Assuming no unaccounted losses the mean P output at the stable gate was in sum 2,894 kg P per year with milk, meat and manure for storage and excretion at pasture (Figure 2). This P originated from stable inputs of 41.7 % with forage and concentrates from farm own production in the arable crop rotation (Table 5), of 21.7 % from grazing intake and bound in animal products, of 7.5 % with roughage conserves from permanent grassland (Table 4), and of 2.4 % with purchased mineral feed additions. Another 26.7 % of the P was imported with feedstuff and litter (Table 6) from plots outside of the defined system boundary. These were mainly clover-grass silage and small amounts of maize silage, grains and straw (Figure 2). In the years 2010, 2011, and 2012 an internal flow of 32.9 kg, 21.4 kg and 43.8 kg P with whole milk was calculated to feed the calves, respectively. Imported seeds, mineral feed additions and imported feed and litter

totaled 871 kg P yr<sup>-1</sup> as inputs at the system boundary. Focused only on feedstuff (without calves' milk), grassland directly accounted for 29.2 % of the P supplied to the cattle, on average (Figure 2). In quantifying the redistribution of P from grassland to arable land by the material flows 217 kg P yr<sup>-1</sup> were transferred from grassland to the stable as conserved feed. From this amount, 78 kg P yr<sup>-1</sup> were converted into animal products. A total of 139 kg P yr<sup>-1</sup> ended up in manure, from which 75 kg P yr<sup>-1</sup> were reapplied on grassland. The difference of 64 kg P yr<sup>-1</sup> (which is 29.4 % of the P from storage fodder from grassland) must have been covered by soil reserves of grassland. It is transferred to arable land via feed conserves and manure. On average this means that on the farm under study grassland (54 ha) serves arable land (62 ha) with ~1 kg P ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>.

## 4 Discussion

### 4.1 Uncertainties in balance calculation

Any material balance of farm flows under practical conditions must deal with uncertainties and assumptions. For this study all sub-processes have a consistent P-balance leading to a reliable balance on farm level. The P concentrations in plant materials highly influence the calculated P flows, especially in high yielding crops. Uncertainties might be caused by the settings for P concentrations, digestibly of feed, mass determinations and temporal system boundaries for storage of feed or manure. Due to the important effects of sampling and nutrient concentration in plants and manure, P flows should preferably be based on farm specific results. Also the three years studied showed high variability in P flows along with varying annual yields and differences in manure management and exports (Table 5). Representative periods should be used for calculations of long term trends in inner farm P transfer. Even with uncertainties and variability, e. g., in P contents of materials, the analysis of nutrient farm flows is an important step in order to address and balance out spatial differences in P soil reserves on farms by cropping management and manure redistribution.

### 4.2 Grassland in farm P cycle

Grazing animals indirectly reduced the pressure of the forage production on arable land by 627 kg P yr<sup>-1</sup> (10.1 kg P ha yr<sup>-1</sup>) due to feed stuff from grassland compared to hypothetic scenarios solely producing forage crops in arable rotations. Compared to Swedish organic dairy farms (Gustafson et al., 2007) P concentration in grassland plants in this study is high, likely caused by high P level in the soil. A depletion of P in soil through continuous mining would probably lead to lower P concentrations in plants in the near future. How long grassland yields will be unaffected is completely unclear due to missing knowledge on biochemical and activation forces that might improve P availability with declining P reserves (Antunes et al., 2012; Schick et al., 2012). Regular soil analyses and/or plant tissue analyses on available P contents and also

yield checks, should be used as a practical measure to avoid critical situations and to track the dynamics.

To follow the idea of grassland providing nutrients to arable land, nutrient transfer from areas with high soil P reserves and high activation potential to areas with lower soil P reserves should be improved. In the current study, high differences in the DM intake of grazing cows were obvious (Figure 1). This indicates a potential for a future improvement of swards, grazing management and storage feed yields on grassland in targeting enhanced P flows and transfers. A forced and controlled mining of soil P in grassland of the examined site, seems to be acceptable at the current soil P levels. In experimental loamy soils with P contents well over the agricultural optimum, phytomining over 7 to 16 yr only decreased the P content between 11 and 37 %, showing additional buffer capacities of soils for longer time periods (Svanback et al., 2015).

### 4.3 Arable land in P farm cycle

According to the methodology used in this study, variations in P mobilization for different crops were generally related to biomass DM yields (Table 5) and its P content. Different P acquisition strategies of plants were not considered in detail to explain differences in uptake. Generally, high P uptake of crops serves the biological P cycle on the farm. It can be expected that long-term immobilization of P in soil can be partly prevented by P remaining in biomass and thus be made available more rapidly after decomposition for plant and microbial uptake in general (Richardson et al., 2009; Schnug et al. 2003). Therefore, mulching of clover grass and even the direct backflow of straw after harvest and root biomass might support the rapid P cycling in soils on the farm. Inclusion of the high P yielding faba beans (in mixed cropping) improved P uptake compared to the lower P yielding cereals in monocultures (Simpson et al., 2011). Generally, the varying P uptake of species can be caused by, e. g., root growth patterns, root hairs, proton and organic acid release of roots, acid and alkaline phosphatases excreted by roots and microorganisms as well as mycorrhiza (Eichler-Löbermann et al., 2008; Jungk and Claassen, 1986; Scheffer and Schachtschabel, 2010; White, 2006). Yet, the high P levels found in the analyzed soils will interfere with mycorrhization (Gosling et al., 2006). Any factors that alter the level of primary production and inputs, as well as the transformation of organic carbon, will additionally affect the dynamics of organic P in soil (Condron and Tiessen, 2005).

While P concentrations in plant tissue in arable crops and soils on the site under study are still sufficient (Table 1, Kuchenbuch and Buczko, 2011) P exports were found to be higher than from grassland. As with grassland, it is not predictable how long soil reserves will be sufficient, especially under low yield conditions of organic farming and crop rotations with high biological P transfer by feed crops. Further analyses of buffering effects of soil P reserves for P supply to plants in systems with restricted P input are of high interest for an efficient use of P soil reserves in organic farming and should be further addressed in research.

#### 4.4 Entire P farm cycle

In the study, P exports of livestock products and manure were not balanced referred to the farming system. The farm gate deficit of 1,105 kg P yr<sup>-1</sup> needed to be mobilized from soil under actual farm conditions (Figure 2). The manure P export was 473 kg higher than P import with feed and seeds. If this amount were to be spread within the system P, exported products and losses would be reduced to 632 kg P yr<sup>-1</sup>. This deficit would be innate to the system. Kuchenbuch and Busczko (2011) recommend external P fertilizers when P (CAL) is lower than 4.4 mg 100 g<sup>-1</sup> P in the topsoil. Therefore the level of P concentrations in soils under study can still be decreased without endangering soil fertility. Stutter et al. (2012) evaluated the soil P reserves for Germany and estimated more than 3,000 kg P per ha<sup>-1</sup> in the upper 15 cm layer for agricultural land irrespective of its plant accessibility. However, the plot-specific P mining potential that can be tolerated without endangering soil fertility is unknown. Finding a system specific optimal P level for the yield levels and crop rotations of organic farming and defining suitable fertilization strategies needs further scientific work. Especially biological mechanisms should be addressed as they have an important role for P cycling and activation (Dotaniya and Meena, 2015; Talgre et al., 2014; Péret et al., 2014; Gerke and Meyer, 1995). On the actual farm reducing the P export through manure would prolong the period of acceptable soil P mining.

#### 4.5 Potential role of grassland for an improved P supply

Beside the mentioned possibility to intensify the grassland use on farm, grassland might act as transformer for sparingly soluble phosphate rock to plant available forms. Due to the higher intensity of biological processes and lower pH values of grassland soils than arable soils, mineral P fertilizers might be correctly placed here and their P might be transferred from here in the arable farm cycle via feeding and resulting manures (Mengel et al., 2001; Möller, 2009). As the import of mineral fertilizers in organic farming according to European standards is restricted to low solubility products mainly sparingly soluble rock phosphates are available for mineral P supply (Council Regulation (EC) No 834/2007), this aspect could be of special importance for this farming system (MacNaeidhe and O'Sullivan, 1999; Sinclair et al., 1990).

Meanwhile, the nutrient supply of 34 % of the German grassland is categorized as high or very high (Scheffer and Schachtschabel, 2010) caused by former P balance surpluses. Nowadays in Germany, 209,600 ha of permanent grassland is unprofitable or abandoned (Federal Statistical Office, 2014). Also biomass from nature conservation areas, e. g., from neglected grassland where biomass needs to be removed to achieve nature protection targets, could be valuable (Diacon-Bolli et al., 2012; Isselstein et al., 2005; Sutherland 2002). Its potential to substitute other fodder sources for ruminants could be exploited and thus it could act as a new

P source for P redistribution. Due to the fact that the feed and energy demand of dairy cows changes throughout lactation, grassland of very different quality could be integrated more actively in farm nutrient and P flows. For example, extensively managed grassland can be a fitting fodder source in the first phase of the dry period (Barth et al., 2012), thus avoiding malnutrition-caused diseases. Its use relieves the pressure for forage production on arable land or on high quality pastures. This biomass is also discussed as substrate for bio-energy generation in biogas plants (Ebeling et al., 2013; McKenzie, 2013) but the potential for nutrient transfer is not yet in focus. With 56 % of grassland in German organic farms, these aspects are worth looking into to address and use P accumulations in soils by vegetative mining and redistribution as part of a sustainable use of worldwide P resources.

### 5 Conclusions

The P balance of the 116 ha North German organic dairy farm Trenthorst showed a net P export of 1,105 kg P yr<sup>-1</sup> over three reference years. The deficit is supplied from soil P reserves. Visualizing farm specific P flows is helpful to develop P management on farm. Due to high variations in yields and P contents of the different materials, the use of farm specific values and representative farm periods are suggested. In the presented situation, grassland directly fed arable land with 64 kg P yr<sup>-1</sup> (this was ca. 1 kg P ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>) from soil reserves of grassland via manure. Yield increase by sward improvement and optimizing grazing and cutting management might improve this positive loop. Despite several years without external P supply the mining of soil P on grassland does not yet endanger soil fertility on the site under study, since available P (CAL) contents in the soil are still sufficient. But especially for the extensive conditions and for the wide range of crops used in organic farming it is unclear how long soil P reserves can be addressed. If critical situations are avoided based on evaluation of soil and plant analyses, forced and controlled P mining on grassland sites with P contents over the agricultural optimum and redistribution to arable land could be a component of sufficiency P management to preserve worldwide mineral P resources. The inclusion and use of remote or marginal grassland sites with sufficient soil P supply in nutrient cycling by ruminant and biogas systems should be evaluated as source for redistribution of nutrients in landscapes and farms.

### Acknowledgement

We thank the ifu Hamburg for the opportunity to use e!Sankey! We thank Jacqueline Felix and Karina Schuldert for the assistance with field work and Johannes von Bremen for the improvement of the English text.

---

## References

- Antunes PM, Lehmann A, Hart MM, Baumecker M, Rillig M (2012) Long-term effects of soil nutrient deficiency on arbuscular mycorrhizal communities. *Funct Ecol* 26(2):532-540
- Barberis E, Marsan FA, Scalenghe R, Lammers A, Schwertmann U, Edwards AC, Maguire R, Wilson MJ, Delgado A, Torrent J (1996) European soils overfertilized with phosphorus : 1. Basic properties. *Fert Res* 45(3):199-207
- Barth K, Brinkmann J, Harms J, Isselstein J, Krömker V, March S, Müller J, Schumacher U, Spiekers H, Winckler C (2012) Euter- und Stoffwechselgesundheit bei Biomilchkühen [online]. To be found at <[http://literatur.ti.bund.de/digbib\\_extern/dn050112.pdf](http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/dn050112.pdf)> [quoted 02.12.2015]
- Bengtsson H, Öborn I, Jonsson S, Nilsson I, Andersson A (2003) Field balances of some mineral nutrients and trace elements in organic and conventional dairy farming : a case study at Öjebyn, Sweden. *Eur J Agron* 20(1-2):101-116
- Böhm H (2007) Mineralstoffgehalte in Körnerleguminosen und Sommergetreide. In: Zikeli S (ed) Zwischen Tradition und Globalisierung : Beiträge zur 9. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Universität Hohenheim, 20.-23.03.2007. Berlin : Köster, pp 20-23
- Condron LM, Tiessen H (2005) Interactions of organic phosphorus in terrestrial ecosystems. In: Turner BL, Frossard E, Baldwin DS (eds) Organic phosphorus in the environment : [papers presented at the Organic Phosphorus Workshop, held July 2003, Ascona, Switzerland]. Wallingford : CABI, pp 295-307
- Cooke GW, Williams RJB (1973) Significance of man-made sources of phosphorus : fertilizers and farming. *Water Res* 7(1-2):19-33
- Cordell D, Drangert JO, White S (2009) The story of phosphorus : global food security and food for thought. *Global Environ Change* 19(2):292-305
- Cornish P (2009) Phosphorus management on extensive organic and low-input farms. *Crop Pasture Sci* 60(2):105-115
- Council Regulation (EC) No 834/2007 of 28 June 2007 on organic production and labelling of organic products and repealing Regulation (EEC) No 2092/91, (2007) [online]. To be found at <[www.wipo.int/wipolex/en/details.jsp?id=7876](http://www.wipo.int/wipolex/en/details.jsp?id=7876)> [quoted at 14.01.2016]
- Diacon-Bolli J, Dalang T, Holderegger R, Bürgi M (2012) Heterogeneity fosters biodiversity : linking history and ecology of dry calcareous grasslands. *Basic Appl Ecol* 13(8):641-653
- Dotaniya ML, Meena VD (2015) Rhizosphere effect on nutrient availability in soil and its uptake by plants : a review. *Proc Natl Acad Sci, India, Sect B* 85(1):1-12
- Ebeling D, Breitsameter L, Bugdahl B, Janssen E, Isselstein J (2013) Herbage from extensively managed grasslands for biogas production : methane yield of stands and individual species. *Grassl Sci Europe* 18:560-562
- Eichler-Löbermann B, Köhne S, Kowalski B, Schnug E (2008) Effect of catch cropping on phosphorus bioavailability in comparison to organic and inorganic fertilization. *J Plant Nutr* 31(4):659-676
- Federal Statistical Office - Deutschland / Statistisches Bundesamt (2014) Ackerland und Dauergrünland des ökologischen Landbaus in Deutschland und Dauergrünland nach Art der Nutzung im Zeitvergleich [online]. To be found at <<https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/Wirtschaftsbereiche/LandForstwirtschaftFischerei/FeldfruechteGruenland/FeldfruechteGruenland.html>> [quoted at 30.7.2015]
- Fystro G (2014) Nitrogen, phosphorous and potassium : balances and efficiency ; slide presentation of original data ; Miljømelkseminar , Bioforsk Norway, 31 Oct. 2014, Molde, Norway
- Gerke J, Meyer U (1995) Phosphate acquisition by red clover and black mustard on a humic podzol. *J Plant Nutr* 18(11):2409-2429
- Gosling P, Hodge A, Goodlass G, Bending GD (2006) Arbuscular mycorrhizal fungi and organic farming. *Agric Ecosyst Environ* 113(1-4):17-35
- Gustafson GM, Salomon E, Jonsson S (2007) Barn balance calculations of Ca, Cu, K, Mg, Mn, N, P, S and Zn in a conventional and organic dairy farm in Sweden. *Agric Ecosyst Environ* 119(1-2):160-170
- Haas G, Deittert C, Köpke U (2007) Farm-gate nutrient balance assessment of organic dairy farms at different intensity levels in Germany. *Renew Agr Food Syst* 22(3):223-232
- Ho MD, Rosas JC, Brown KM, Lynch JP (2005) Root architectural tradeoffs for water and phosphorus acquisition. *Funct Plant Biol* 32(8):737-748
- Ippolito J, Blecker S, Freeman C, McCulley R, Blair J, Kelly E (2010) Phosphorus biogeochemistry across a precipitation gradient in grasslands of central North America. *J Arid Environ* 74(8):954-961
- Isselstein J, Jeangros B, Pavlu V (2005) Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe : a review. *Agron Res* 3(2):139-151
- Jeroch H, Drochner W, Simon O (1999) Ernährung landwirtschaftlicher Nutztiere : Ernährungsphysiologie, Futtermittelkunde, Fütterung. Stuttgart : Ulmer, 544 p
- Jungk A, Claassen N (1986) Availability of phosphate and potassium as the result of interactions between root and soil in the rhizosphere. *Z Pflanzenernähr Bodenkd* 149(4):411-427
- Kape H-E, Wulff von U, Roschke M (2008) Richtwerte für die Untersuchung und Beratung zur Umsetzung der Düngeverordnung in Mecklenburg-Vorpommern [online]. To be found at <[http://www.lms-beratung.de/upload/59/1294212632\\_30690\\_19228.pdf](http://www.lms-beratung.de/upload/59/1294212632_30690_19228.pdf)> [quoted 10.12.2015]
- Klapp E (1971) Wiesen und Weiden : eine Grünlandlehre. Berlin : Parey, 620 p
- Knowlton KF, Herbein JH (2002) Phosphorus partitioning during early lactation in dairy cows fed diets varying in phosphorus content. *J Dairy Sci* 85(5):1227-1236
- Kuchenbuch RO, Buczko U (2011) Re-visiting potassium and phosphate-fertiliser responses in field experiments and soil-test interpretations by means of data mining. *J Plant Nutr Soil Sci* 174:171-185
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2011) Richtwerte für die Düngung in Niedersachsen [online]. To be found at <[www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/pflanze/nav/341/article/11622.html](http://www.lwk-niedersachsen.de/index.cfm/portal/pflanze/nav/341/article/11622.html)> [quoted 10.01.2015]
- Lindenthal T (2000) Phosphorvorräte im Boden, betriebliche Phosphorbilanzen und Phosphorversorgung im Biologischen Landbau : Ausgangspunkte für die Bewertung einer großflächigen Umstellung ausgewählter Bundesländer Österreichs auf Biologischen Landbau hinsichtlich des P-Haushalts. Wien : Univ Bodenkultur, 273,107 p
- LLUR - Landesamt für Landwirtschaft Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (2014) Nährstoffe in Gewässern Schleswig-Holsteins : Entwicklung und Bewirtschaftungsziele. Flintbek : LLUR, 91 p, SchrR LLUR D 24
- MacNaeidhe FS, O'Sullivan AN (1999) The evaluation of phosphorus sources for nutrient budgeting on organic farms : end of project report ARMIS 4510 [online]. To be found at <[www.teagasc.ie/research/reports/environment/4510/eopr-4510.pdf](http://www.teagasc.ie/research/reports/environment/4510/eopr-4510.pdf)> [quoted 08.12.2015]
- MacKenzie G (2013) Marginal grassland has potential for anaerobic digestion [online]. To be found at <<http://www.fwi.co.uk/business/marginal-grass-land-has-potential-for-ad.htm>> [quoted 09.12.2015]
- Mengel K, Kosegarten H, Kirkby EA, Appel T (2001) Principles of plant nutrition. Dordrecht : Springer, 849 p
- Modin-Edman A-K, Öborn I, Sverdrup H (2007) FARMFLOW : a dynamic model for phosphorus mass flow, simulating conventional and organic management of a Swedish dairy farm. *Agr Syst* 94(2):431-444
- Möller K (2009) Inner farm nutrient flows between arable land and permanent grassland via the stable in organic cropping systems. *Eur J Agron* 31(4):204-212
- Nesme T, Toubant M, Mollier A, Morel C, Pellerin S (2012) Assessing phosphorus management among organic farming systems : a farm input, output and budget analysis in southwestern France. *Nutr Cycl Agroecosyst* 92(2):225-236
- Oberson A, Joner EJ (2005) Microbial turnover of phosphorus in soil. In: Turner BL, Frossard E, Baldwin DS (eds) Organic phosphorus in the environment : [papers presented at the Organic Phosphorus Workshop, held July 2003, Ascona, Switzerland]. Wallingford : CABI, pp 133-164
- Onenema O, Kros H, de Vries W (2003) Approaches and uncertainties in nutrient budgets : implications for nutrient management and environmental policies. *Eur J Agron* 20(1-2):3-16
- Ohm M, Schüler M, Warnecke S, Paulsen HM, Rahmann G (2014) Measurement methods on pastures and their use in environmental life-cycle assessment. *Organic Agric* 4(4):325-329, doi:10.1007/s12165-014-0072-4

- Paulsen HM, Schochow M (eds) (2007) Anbau von Mischkulturen mit Öl-  
pflanzen zur Verbesserung der Flächenproduktivität im ökologischen  
Landbau : Nährstoffaufnahme, Unkrautunterdrückung, Schaderregerbe-  
fall und Produktqualitäten ; Abschlussbericht zum Forschungsprojekt  
gefördert mit Mitteln des Bundesprogramms Ökologischer Landbau  
(Projekt Nr. 03OE113), Laufzeit und Berichtszeitraum: 01.03.2003-  
31.10.2006. Braunschweig : FAL, 114 p, *Landbauforsch Völkenrode* SH 309
- Péret B, Desnos T, Jost R, Kanno S, Berkowitz O, Nussaume L (2014) Root  
architecture responses : in search of phosphate. *Plant Physiol*  
166(4):1713-1723
- Rahmann, G, Nieberg H (2005) New insights into organic farming in  
Germany : empirical results of a survey in 218 farms. *Landbauforsch*  
*Völkenrode* 55(3):193-202
- Richardson AE, Barea JM, McNeill AM, Prigent-Combaret C (2009) Acquisition  
of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth  
promotion by microorganisms. *Plant Soil* 321(1-2):305-339
- Schachtman DP, Reid RJ, Ayling SM (1998) Phosphorus uptake by plants :  
from soil to cell. *Plant Physiol* 116(2):447-453
- Scheffer F, Schachtschabel P (2010) Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg :  
Spektrum Akad Verl, pp 412-420
- Schick J, Haneklaus S, Schnug E (2012) Baltic manure WP 4 standardisation  
of manure types with focus on phosphorus prototype model for the  
phosphorus turnover in soils (P-Engine) in relation to varying  
environmental conditions in the Baltic Sea Region [online]. To be found  
at <[http://balticmanure.eu/download/Reports/pengine\\_report\\_final.pdf](http://balticmanure.eu/download/Reports/pengine_report_final.pdf)> [quoted 09.12.2015]
- Schnug E, Rogasik J, Haneklaus S (2003) The utilisation of fertiliser P with  
special view to organic farming. *Landbauforsch Völkenrode* 53(1):1-11
- Schröder JJ, Smit AL, Cordell D, Rosemarin A (2011) Improved phosphorus  
use efficiency in agriculture : a key requirement for its sustainable use.  
*Chemosphere* 84(6):822-831
- Schüller H (1969) Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des  
pflanzenverfügbaren Phosphates in Böden. *Z Pflanzenernähr Bodenkd*  
123 (1):48-63
- Simpson RJ, Oberson A, Culvenor RA, Ryan MH, Veneklaas EJ, Lambers H,  
Lynch JP, Ryan PR, Delhaize E, Smith FA, Smith SE, Harvey PR, Richardson  
AE (2011) Strategies and agronomic interventions to improve the phos-  
phorus-use efficiency of farming systems. *Plant Soil* 349(1-2):89-120
- Sinclair AG, Dyson CB, Shannon PW (1990) The long-term effectiveness of  
reactive phosphate rock as a phosphate fertilizer for New Zealand  
pastures [online]. To be found at <[http://www.grassland.org.nz/publications/nzgrassland\\_publication\\_977.pdf](http://www.grassland.org.nz/publications/nzgrassland_publication_977.pdf)> [quoted 09.12.2015]
- Smith SE, Read DJ (2010) Mycorrhizal symbiosis. Amsterdam : Elsevier, 787 p
- Steinshamn H, Thuen E, Bleken MA, Brenøe UT, Ekerholt G, Yri C (2004)  
Utilization of nitrogen (N) and phosphorus (P) in an organic dairy  
farming system in Norway. *Agric Ecosyst Environ* 104(3):509-522
- Stutter MI, Shand CA, George TS, Blackwell MS, Bol R, MacKay RL, Richardson  
AE, Condron LM, Turner BL, Haygarth PM (2012) Recovering phosphorus  
from soil : a root solution? *Environ Sci Technol* 46(4):1977-1978
- Sutherland WJ (2002) Conservation biology : openness in management.  
*Nature* 418(6900):834-835
- Suttie JM, Reynolds SG, Batello C (2005) Grasslands of the world [online].  
To be found at <<http://www.fao.org/docrep/008/y8344e/y8344e00.htm>>  
[quoted 09.12.2015]
- Svanback A, Ulen B, Bergstrom L, Kleinman PJA (2015) Long-term trends in  
phosphorus leaching and changes in soil phosphorus with phytomining.  
*J Soil Water Conserv* India 70(2):121-132
- Talgren L, Lauringson E, Roostalu H, Makke A (2014) Phosphorus and  
potassium release during decomposition of roots and shoots of green  
manure crops. *Biol Agric Horticult* 30(4):264-271
- Tóth G, Guicharnaud R-A, Tóth B, Hermann T (2014) Phosphorus levels in  
croplands of the European Union with implications for P fertilizer use.  
*Eur J Agron* 55:42-52
- Vance CP (2001) Symbiotic nitrogen fixation and phosphorus acquisition :  
plant nutrition in a world of declining renewable resources. *Plant Physiol*  
127(2):390-397
- White RE (2006) Principles and practice of soil science : the soil as a natural  
resource. Malden Mass : Blackwell, pp 201-228
- Whitehead DC (2000) Nutrient elements in grassland : soil-plant-animal  
relationships. Wallingford : CABI, 369 p
- Wu Z, Satter LD, Blohowiak AJ, Stauffacher RH, Wilson JH (2001) Milk  
production, estimated phosphorus excretion, and bone characteristics  
of dairy cows fed different amounts of phosphorus for two or three years.  
*J Dairy Sci* 84(7):1738-1748



# Effect of variety and environment on the contents of crude nutrients, lysine, methionine and cysteine in organically produced field peas (*Pisum sativum* L.) and field beans (*Vicia faba* L.)

Stephanie Witten\*, Herwart Böhm\*, and Karen Aulrich\*

## Abstract

The composition of organically produced field peas and field beans as a source of valuable protein is of special interest for the planned 100 % organic feeding regulations in organic farming. For this reason, the influence of environment and variety on the contents of crude nutrients and the amino acids lysine, methionine, and cysteine were examined over three years. Laboratory analyses were conducted using NIR. Peas contained on average 21.9 g crude protein 100 g<sup>-1</sup> dry matter with 8.0 g lysine 100 g<sup>-1</sup>, 1.0 g methionine 100 g<sup>-1</sup>, and 1.4 g cysteine 100 g<sup>-1</sup>. In field beans 29.6 g crude protein 100 g<sup>-1</sup> dry matter with 6.4 g lysine 100 g<sup>-1</sup>, 0.7 g methionine 100 g<sup>-1</sup>, and 1.1 g cysteine 100 g<sup>-1</sup> were found. Significant differences between varieties were found for crude protein and ether extract in field peas, as well as for all components in field beans. Environmental factors and interactions also had influences on the composition of both legume species. Furthermore, significantly negative correlations were found between the content of crude protein and starch ( $r = -0.69$ ), sugar ( $r = -0.47$ ), lysine ( $r = 0.76$ ), and methionine ( $r = -0.51$ ) in field beans, as well as of crude protein and starch ( $r = -0.79$ ), sugar ( $r = -0.55$ ), lysine ( $r = -0.78$ ), methionine ( $r = -0.61$ ), and cysteine ( $r = -0.55$ ) in field peas. The shifts in composition were often undirected and for that reason not predictable. Hence, it is recommended to analyze every batch before formulating a diet.

**Keywords:** Nutrient composition, grain legumes, factors of influence, amino acids

## Zusammenfassung

**Einfluss von Sorte und Umwelt auf die Gehalte an Rohnährstoffen, Lysin, Methionin und Cystein in ökologisch angebauten Futtererbsen (*Pisum sativum* L.) und Ackerbohnen (*Vicia faba* L.)**

Die Gehalte an Rohnährstoffen und vor allem an limitierenden Aminosäuren von ökologisch erzeugten Futtererbsen und Ackerbohnen sind vor dem Hintergrund der 100 %-Biofütterung von Interesse. Um den Einfluss von Sorte und Umweltfaktoren auf die Rohnährstoff-, Lysin-, Cystein- und Methioningehalte zu untersuchen, wurden in drei Jahren Proben aus Sortenversuchen in Deutschland genommen und mittels NIR analysiert. Im Mittel enthielten Futtererbsen 21,9 g und Ackerbohnen 29,6 g Rohprotein in 100 g Trockensubstanz. Das Rohprotein von Futtererbsen und Ackerbohnen enthielt je 100 g im Mittel 8,0 g Lysin, 1,0 g Methionin und 1,4 g Cystein bzw. 6,4 g Lysin, 0,7 g Methionin und 1,1 g Cystein. Der Faktor Sorte beeinflusste die Rohprotein- und Rohfettgehalte von Futtererbsen und deren Ernteerträge sowie alle Inhaltsstoffe von Ackerbohnen signifikant. Umweltbedingte Faktoren und Interaktionen zwischen den Faktoren hatten ebenfalls Effekte auf die Zusammensetzung beider Kulturarten. Der Rohproteingehalt war in Ackerbohnen signifikant negativ mit dem Stärke- ( $r = -0,69$ ), Zucker- ( $r = -0,47$ ), Lysin- ( $r = -0,76$ ) und Methioningehalt ( $r = -0,51$ ) und in Futtererbsen mit dem Stärke- ( $r = -0,79$ ), Zucker- ( $r = -0,55$ ), Lysin- ( $r = -0,78$ ), Methionin- ( $r = -0,61$ ) und Cysteingehalt ( $r = -0,55$ ) korreliert ( $p < 0,01$ ). Die Schwankungen der Inhaltsstoffgehalte sind oftmals ungerichtet und somit nicht vorhersagbar, sodass eine laboranalytische Untersuchung der Futtermittel vor jeder Rationsberechnung empfohlen wird.

**Schlüsselwörter:** Nährstoffzusammensetzung, Körnerleguminosen, Einflussfaktoren, Aminosäuren

\* Thünen Institute of Organic Farming, Trenthorst 32, D-23847 Westerau, Germany

## 1 Introduction

In animal production, a diet is targeted which matches the animals' requirements and hence increases the feed conversion ratio. Furthermore, the goal is the use of a combination of feedstuffs with an amino acid (AA) profile equal to that needed in monogastric metabolism (Boisen et al., 2000). In conclusion, knowledge of the composition of the available feedstuffs is required for precise diet formulations. The exact contents of crude nutrients (CN) and essential AAs in the available feedstuffs are particularly interesting. For economic reasons, table values are often used to get information on the amounts of valuable ingredients in feedstuffs rather than results from laboratory analyses.

Organic farming has to deal with limitations in diet formulation. Extraction meals cannot be used since they are produced using solvents. Oilcakes are used instead. They contain less crude protein (CP) and more ether extract (EE) in comparison to extraction meals, and can therefore not be fed in the same amounts. Some feed additives, like free AAs, are not allowed in animal feed either. Furthermore, the organic production capacity of some protein feedstuffs, like protein concentrates, is not sufficient. Nevertheless, it is intended to implement a 100 % organic feeding requirement in 2018. Until then, 5 % of special protein feedstuff components of agricultural origin can be produced conventionally (EC, 2007; EC, 2008; EU, 2014). The main non-organic protein feedstuffs used are potato protein for piglets and maize gluten for poultry. Moreover, the use of locally produced crops is intended. Due to restrictions in field management, the yield (De Ponti et al., 2012) and the CP content (Jansen and Seddig, 2007; Worthington, 2001) of organically produced crops can be lower than that of conventional farming. But they are main factors of the economic quality of crops.

Despite their contents of secondary plant metabolites (like vicin/convicin, tannin, and trypsin inhibitors), which limit their applicability in nutrition (Krupa, 2008; Muzquiz, 2004), grain legumes are important protein feedstuffs, especially in organic farming. Both the crop yield and the CN content of grain legumes are influenced by site of cultivation, harvest year and variety (Wang and Daun, 2004). Even in conventional farming, the amounts of the CN, mainly of carbohydrates and CP, can vary widely (Avola et al., 2009; Burstin et al., 2011; De Almeida Costa et al., 2006; Duc et al., 1999). The restrictions of organic farming could be considered to intensify those variations. These are reasons not to use the common data collected in conventional agriculture for diet formulation without questioning it. Information on the composition of organically produced crops and the impact of different influencing factors is not comprehensive. Accordingly, expanding the data basis can possibly improve the predictability of the information needed for formulating a ration.

In regarding an observed negative correlation between the contents of CP and the essential AAs (Igbasan et al., 1996), it has to be considered that the selection of high CP contents can have a detrimental effect on the protein quality. The AA profile of the protein can change negatively due to higher increases of nonessential AAs, like proline and argini-

ne, than of essential ones (Monti and Grillo, 1983; Partanen et al., 2001; Wang and Daun, 2004). This phenomenon can also occur under drought stress conditions, when even absolutely higher contents of nitrogen and sulfur can be detected in crops (Schumacher et al., 2011).

The organic production of soybeans, which are, due to their high protein content and -quality, the main protein feedstuff used in European countries, is not yet sufficient. Furthermore, it is desired to support local organic production without import of protein feedstuffs originating from Third World countries. Therefore, the importance of local grain legumes, like field peas and field beans, as valuable sources of protein is further increased. High lysine (Lys) contents, in comparison to grain cereals, make their AA profiles beneficial, especially for swine. In contrast, the contents of sulfur-containing AAs (SAAs), namely methionine (Met) and cysteine (Cys), are relatively low in field peas and field beans. In total, the SAAs can often be limiting in diets for poultry and, besides Lys, even in diets for swine (Boisen et al., 2000). As mentioned above, they are, in addition to tryptophan, also limiting in field peas and field beans (Emmert and Baker, 1997; Wang and Daun, 2004; Zdunczyk et al., 1997). Accordingly, it is favorable to harvest large quantities of grain legumes with high CP and total SAA contents. When compared with field beans, field peas contain lower amounts of CP and relatively higher amounts of SAAs (Schumacher et al., 2011). In addition to a variety of environmental factors, multiple genetic factors can also cause differences in the composition between varieties. Therefore, the measured contents of CN and of AAs in field peas and field beans also range widely (Kotlarz et al., 2011; Makkar et al., 1997; Nikolopoulou et al., 2007; Urbatzka et al., 2011).

Of particular benefit would be the extension of the data basis and further knowledge on influences of the variety and the environment (site and harvest year), as well as on relations between CN and AAs, which eventually would allow predictions. The predictability of those variations in the composition of crops would be of great interest for diet formulation.

The aim of the study was to examine whether the amounts of CN, Lys, Met, and Cys differ markedly in field pea and field bean varieties which are currently used under practical conditions on organic farms. Furthermore, the predictability of the strength of their reaction to genetic and environmental differences was questioned. Another issue was whether the maximization of CP content can be an adequate breeding objective for those grain legumes with regard to their protein quality for use as protein feedstuffs for monogastric animals.

## 2 Materials and methods

### 2.1 Sampling

Field pea (*Pisum sativum* L.) and field bean (*Vicia faba* L.) samples from field variety trials of various organically managed experimental sites in Germany were collected in the years 2011, 2012, and 2013. In total, 113 samples of 12

white-flowering spring field pea varieties and 105 spring field bean samples of 12 varieties were available for further analyses (Table 1).

**Table 1**  
Characteristics of the field pea (*Pisum sativum*) and field bean (*Vicia faba*) varieties of the sample set

	Leaf-type		Flower-type	Vicin/ Convicin	Tannin
<i>Pisum sativum</i> L.		<i>Vicia faba</i> L.			
Abarth	s	Alexia	c	+	+
Alvesta	s	Bioro	c	+	+
Auckland	s	Divine	c	-	+
Casablanca	s	Espresso	c	+	+
La Manscha KWS	s	Fabellae	c	-	+
Mythic	s	Fanfare	c	+	+
Navarro	s	Fuego	c	+	+
Natura	n	Isabell	c	+	+
Protecta	s	Julia	c	+	+
Rebel	s	Pyramid	c	+	+
Respect	s	Taifun	w	+	+
Salamanca	s	Tangenta	w	+	-

n = normal-leaved, s = semi-leafless, w = white-flowering, c = colored-flowering

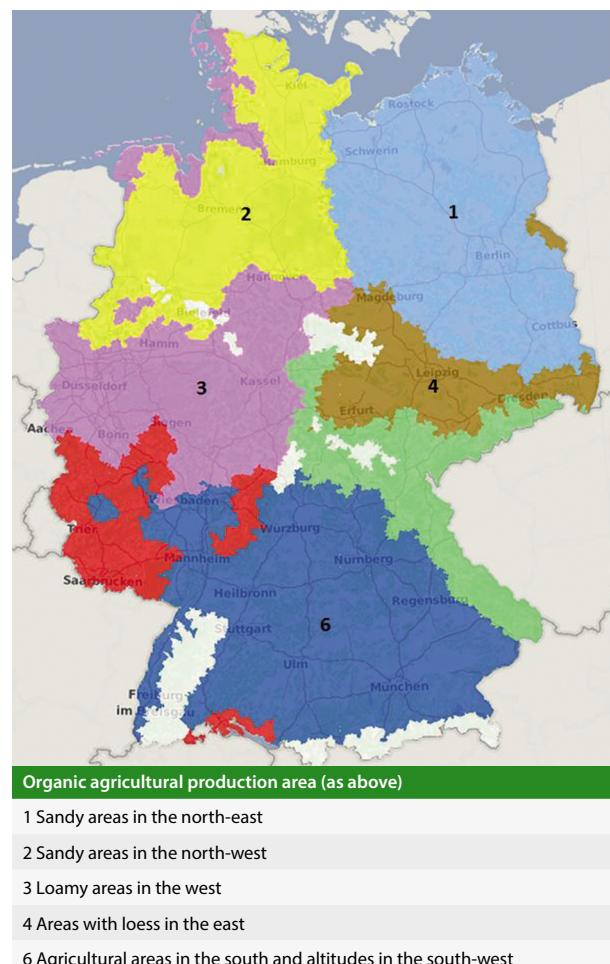
Samples of field pea and field bean varieties originated from 13 trials per species. The trials took place in different parts of Germany and therefore in different organic agricultural production areas with homogenous climatic conditions (according to JKI, 2014; Figure 1).

**Table 2**

Numbers of varieties, trials, and cultivation sites of spring field pea (*Pisum sativum* L.) and spring field bean (*Vicia faba* L.) samples in three harvest years and in total

	Varieties	Trials	Sites	Regions	Total
<i>Pisum sativum</i> L.	Total	12	13	10	5 113
	2011	8	2	2	15
	2012	9	4	4	34
	2013	11	7	7	64
<i>Vicia faba</i> L.	Total	12	13	8	3 105
	2011	9	1	1	9
	2012	10	5	5	35
	2013	11	7	7	61

Field pea varieties were cultivated at ten sites of the Areas 1, 2, 3, 4, and 6. Field bean varieties grew at eight sites of the Areas 2, 3, and 6 (Table 2). In the field bean trials, 5 to 11 varieties, and in the field pea trials, 7 to 10 varieties were tested, respectively.



**Figure 1**

Organic agricultural production areas with homogenous climatic conditions in Germany (according to JKI, 2014) from which the samples originated

## 2.2 Laboratory analyses

The samples were dried for 48 hours at 60 °C and then stored in a cooling chamber at 8 °C. A part of each sample was either ground to pass through a 1.0 mm sieve for CN analyses or through a 0.5 mm sieve for AA analyzes. CP (Kjeldahl N\*6.25), ash, EE, crude fiber (CF), starch, and sugar as well as the AAs Lys, Met, and Cys were analyzed with near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). Spectral data for NIRS analyses were recorded using the Fourier-Transform NIR spectrometer (NIRLab N-200, Fa. Büchi, Essen) in the spectral range from 1000 to 2500 nm and then exported to the NIRCAL chemometric software (Fa. Büchi, Essen). Subsequently, the contents of CN, Lys, Met, and Cys were predicted using existing calibrations. The calibrations for each ingredient were based on reference analyses of 430 pea and 315 bean samples as described by Aulrich et al. (2016).

## 2.3 Statistics

When available, crop yields were extracted from open access field trial results and attributed to the samples.

The normal distribution of the variable and the residuals were proved with histograms and the Shapiro-Wilk-Test. No transformation of the data was required. Statistical analyses for unbalanced data were conducted using proc MIXED with the REML estimation method and the Kenward-Roger-Estimation in SAS 9.4 (SAS® Institute Inc.) to observe differences in the least square means of the contents of CN and AAs between the field pea and field bean varieties. Furthermore, the covariance of the factors site and harvest year should be observed. Therefore, variety was set as fixed effect, while site and year as well as the two-sided interactions between the three factors (site\*year, variety\*site, variety\*year) were initially set as random effects. A model optimization was done for each analyzed ingredient on the basis of the Bayesian information criterion (BIC) as a measure of the relative quality of the models. If the model showed a statistically significant influence of the fixed effect, a Tukey-test was added as post-hoc-test (Moll and Piepho, 2001). The macro %mult.sas was used to describe significant differences ( $p < 0.05$ ) with letters (Piepho, 2012). Furthermore, Pearson correlation analyses (proc CORR, SAS 9.4) were performed to examine relations between the contents of the observed CN and AAs in field beans and field peas. In the following text, significant correlations are marked with \*\* ( $p < 0.01$ ).

### 3 Results and discussion

#### 3.1 Field peas (*Pisum sativum* L.)

High variations of the composition of field peas were observed. In addition, the relation of the SAAs to Lys varied (Table 3).

Table 3

Ranges and means with standard deviations (SD) of the contents of crude nutrients ( $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$  dry matter), lysine, methionine and cysteine in organically produced field peas (*Pisum sativum* L.) ( $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$  crude protein)

	Mean	SD	Min	Max
Dry Matter	92.82	0.57	91.43	94.19
Crude Protein	21.90	1.89	16.81	25.86
Lysine	8.02	0.36	6.90	8.99
Methionine	1.02	0.09	0.86	1.24
Cysteine	1.42	0.09	1.18	1.62
Methionine+Cysteine (SAA)	2.44	0.17	2.12	2.86
SAA:Lysine	0.30	0.02	0.27	0.33
Ether Extract	2.00	0.15	1.64	2.39
Crude Ash	3.12	0.18	2.64	3.48
Crude Fiber	6.58	0.32	5.82	7.33
Starch	52.54	1.61	47.80	56.54
Sugar	5.42	0.29	4.81	6.11

In pig nutrition a ratio of about 0.6 between SAAs and Lys is recommended as optimal (Boisen, 1997). Poultry need even more SAAs in their metabolism, for example for feather

growth. Thus, the SAAs are limiting in field peas. Nevertheless, since the ratio of SAA:Lys is notably higher in cereals, the limiting AA in cereal-based diets is Lys. Therefore, field peas can contribute to a balanced AA profile in the diet.

Schumacher et al. (2011) reported even higher variations in the CP content of their organically produced field pea samples ( $18.39 \text{ g CP } 100 \text{ g}^{-1}$  DM) of various origins. In 50 varieties of forage, marrowfat, catch crop and winter peas available at the Norddeutsche Pflanzenzucht KG, the CP contents were higher, the Lys contents lower and the SAA contents identical to the present ones. Although the data was derived from analyses of conventionally produced crops, Evonik Industries (2010) published slightly lower values (AMINODat® 4.0) in comparison to the present data. They found lower mean Lys and Met contents in 18 field pea samples harvested in Germany. The conditions of cultivation and the analyzed varieties are unknown. DLG (DLG, 2006-2010) summarized higher mean contents of CP ( $n = 75$ ), Met and Cys, but lower Lys contents ( $n = 46$ ) in organically produced field peas. Wang and Daun (2004) found slightly lower Lys and higher SAA contents in conventionally produced field peas. Table values for CN derived from conventionally produced field peas (Staudacher and Potthast, 2014) differed partially from the results. For EE and starch they were lower than the observed values, whereas for sugar and ash they were higher. Other authors observed diverging results especially for CP and starch, as well as comparable results for EE, ash, and CF. High variations of the composition of field peas were found (Jezierski et al., 2011; Ravindran et al., 2010; Schumacher et al., 2009; Bastianelli et al., 1998) with regard to high differences in the selection of varieties. The present results were generally in agreement with those outcomes. Fluctuations could be additionally due to varying environmental influences.

Several studies confirmed that the variety of field peas has an influence on its CP content as well as on many component parts like other CN, AAs, minerals or trypsin inhibitors (Guillamón et al., 2008; Kotlarz et al., 2011; Wang et al., 2008; Canbolat et al., 2007).

In the present study, significant differences of the CP and EE contents were observed between field pea varieties (Table 4).

Casablanca had on average the highest CP content, which was significantly different from Navarro, Natura, Auckland, Respect, Alvesta, and Abarth. Protecta had significantly higher CP contents than Respect, Alvesta, and Abarth. In addition, KWS La Mancha differed significantly from Auckland. The EE content was highest in Abarth and similarly high in Mythic, Navarro, Protecta, and Rebel. It was significantly lower in Alvesta, La Mancha KWS, and Salamanca. Salamanca had the lowest EE content, which was also significantly lower than in Auckland. The only normal-leaved variety Natura had relatively low ash and CF contents, which did not differ significantly from any of the semi leafless varieties, and performed on a medium level in all other parameters. There seems to be an inverse relationship between the CP content and the contents of starch, Lys, and Met between the varieties (Table 4). This might be due to genetic factors and/or to differences in the process of maturation (Flinn and Pate, 1968; Geervani and Devi, 1988).

**Table 4**

Least square means of crude nutrient contents (g 100 g<sup>-1</sup> dry matter) and contents of the amino acids lysine, methionine, and cysteine (g 100 g<sup>-1</sup> crude protein) with standard error (SE) and with letters to mark significant differences ( $p < 0.05$ ) in various field pea (*Pisum sativum* L.) varieties

	Crude Protein	Ether Extract	Crude Ash	Crude Fiber	Starch	Sugar	Lysine	Methionine	Cysteine	SAA:Lysine
<b>Abarth</b>	20.77 d	2.00 a	3.00 d	6.68	53.59	5.46	8.15	1.01	1.42	0.30
SE	0.66	0.08	0.12	0.17	0.63	0.09	0.14	0.05	0.05	0.01
<b>Alvesta</b>	21.11 d	1.91 cd	3.04 bd	6.67	53.04	5.49	8.11	1.00	1.41	0.30
SE	0.61	0.08	0.12	0.17	0.58	0.08	0.13	0.05	0.05	0.01
<b>Auckland</b>	21.65 cd	1.96 ac	3.10 bc	6.74	52.87	5.42	8.01	0.99	1.38	0.29
SE	0.61	0.08	0.12	0.17	0.58	0.08	0.13	0.05	0.05	0.01
<b>Casablanca</b>	23.38 a	1.93 ad	3.09 abd	6.66	51.58	5.33	7.81	0.95	1.38	0.30
SE	0.71	0.09	0.12	0.18	0.67	0.10	0.16	0.05	0.05	0.01
<b>KWS La Mancha</b>	23.08 ab	1.90 cd	3.10 bc	6.64	51.68	5.41	7.91	0.97	1.41	0.30
SE	0.61	0.08	0.12	0.17	0.59	0.08	0.13	0.05	0.05	0.01
<b>Mythic</b>	22.39 ad	2.00 ab	3.10 abc	6.75	51.69	5.49	8.00	0.97	1.4	0.30
SE	0.84	0.09	0.12	0.18	0.77	0.11	0.18	0.06	0.06	0.01
<b>Natura</b>	21.69 bcd	1.91 bcd	3cd	6.41	52.84	5.39	8.00	0.99	1.38	0.30
SE	0.74	0.09	0.12	0.19	0.69	0.12	0.16	0.05	0.05	0.01
<b>Navarro</b>	21.88 bcd	1.99 ab	3.10 b	6.73	52.5	5.37	8.11	0.99	1.41	0.30
SE	0.61	0.08	0.12	0.17	0.58	0.08	0.13	0.05	0.05	0.01
<b>Protecta</b>	22.73 ac	1.98 ab	3.19 a	6.78	51.78	5.36	7.81	0.97	1.38	0.30
SE	0.66	0.08	0.12	0.17	0.63	0.09	0.14	0.05	0.05	0.01
<b>Rebel</b>	22.24 ad	1.99 ab	3.07 bd	6.61	52.16	5.40	7.91	0.97	1.38	0.30
SE	0.81	0.09	0.12	0.18	0.76	0.10	0.17	0.06	0.06	0.01
<b>Respect</b>	21.12 d	1.96 ad	3.05 bd	6.6	53.32	5.50	8.05	1.02	1.4	0.30
SE	0.66	0.09	0.12	0.18	0.62	0.10	0.15	0.05	0.05	0.01
<b>Salamanca</b>	22.00 ad	1.89 d	3.09 bc	6.59	52.25	5.43	8.01	0.99	1.39	0.30
SE	0.61	0.08	0.12	0.17	0.58	0.08	0.13	0.05	0.05	0.01

SAA = Methionine+Cysteine

Neither the other CN nor the AAs in the CP of field peas differed significantly between the varieties of the data set. Even Ravindran et al. (2010) did not find significant differences in the CN and AA contents between five pea cultivars cultivated in New Zealand. Canbolat et al. (2007) examined only slight but significant differences of the contents of CP, CA, and CF between white- and purple-flowered peas from two

consecutive harvest years in Turkey. Furthermore, the testa color had an effect on the CN contents as brown colored peas did contain higher amounts of CP, CA, and CF but lower amounts of N-free extracts (carbohydrates). Moreover, Gronle et al. (2015) found a higher CP and CF content, but a lower EE, starch, and sugar content as well as a lower energetic value in a colored-flowering winter pea compared to a

**Table 5**

Estimated covariance of random factors on crude nutrients, some amino acids, and crop yield of field peas (*Pisum sativum* L.)

Parameter	Crude Protein	Ether Extract	Crude Ash	Crude Fiber	Starch	Sugar	Lysine	Methionine	Cysteine	SAA:Lys	Yield
<b>site</b>					1.869*	0.000	0.050			0.00002*	
<b>year</b>	0.00	0.017	0.037	0.060				0.006	0.005	0.00030	
<b>year*site</b>	2.53**	0.007*	0.009*	0.045*	0.168	0.049*	0.036	0.002*	0.003*		128.28**
<b>year*variety</b>	0.37*				0.293*		0.013	0.001*	0.001	0.00002*	
<b>Site*variety</b>											
<b>Residual</b>	0.57***	0.006***	0.008***	0.04***	0.436***	0.038***	0.043***	0.001***	0.002***	0.00002***	17.049***

Cells without a value show parameters removed during model selection by BIC; \* p &lt; 0.05, \*\* p &lt; 0.01, \*\*\* p &lt; 0.001

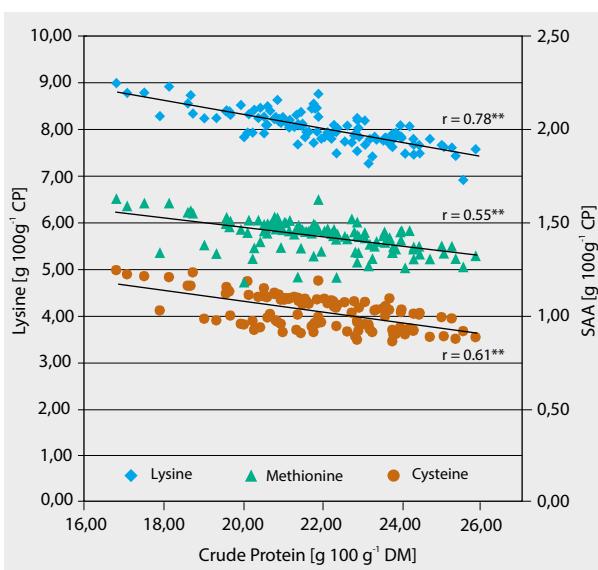
white-flowering winter pea. The size of a pea seed can impact the composition, particularly the CF contents (Bastianelli et al., 1998). However, in the present study only yellow, white-flowering peas were observed. Some further studies with various experimental set-ups did not reveal remarkable differences between varieties although single varieties showed significantly differing contents of some CN (Kotlarz et al., 2011; Wang et al., 2008). Nevertheless, the variability of those ingredients due to varietal characteristics influences diet formulation and should therefore be regarded.

Environmental factors are known to affect the nutrient composition of crops (Wang et al., 2010). For instance, the year can affect the amounts of CN (Kotlarz et al., 2011). Borreani et al. (2007) did not find any significant differences in the composition of mature crops of conventionally produced field peas between the observed harvest years and varieties. However, different environmental factors of year and site can interact and therefore have unpredictable effects on the composition of field peas (Nikolopoulou et al., 2007). In the present study, the random factor year\*site had an effect in the selected models of all analyzed parameters (Table 5). Hence, it can be concluded that there is an interaction between the environmental effects, which leads to differences in the composition.

However, these interacting effects are as unpredictable as the environmental alterations (like climatic conditions or possible alterations of the site). Additionally, year\*variety affected the contents of CP, starch, and the AAs. This interaction was rather low and could not be found by others (Borreani et al., 2007; Kotlarz et al., 2011).

The crop yield of the field peas was on average  $4.4 \pm 1.2 \text{ t ha}^{-1}$  and differed significantly between the examined varieties. Mythic had the highest ( $4.8 \pm 3.7 \text{ t ha}^{-1}$ ) and Rebel the lowest ( $4.1 \pm 3.5 \text{ t ha}^{-1}$ ) crop yield. Due to a high CP content, Mythic also had the highest CP yield per hectare. In consequence of low CP contents, Abarth showed the lowest CP yield per hectare. Additionally, there were differences between the varieties regarding the yields of AAs per hectare. The interaction between site and harvest year influenced the yields (Table 5). Hence, there is apparently an effect by the cultivation site, which might mainly be due to site-specific characteristics of the soil (plus soil fertility management, tillage, time of seeding and harvesting, row spacing, seed rate, pest and disease infestations, and further factors) combined with weather conditions and differences of the cultivation management connected to the harvest year. The present results indicate that individual varieties can have an improved AA profile and/or essential AA yield.

For diet formulation, the composition of the protein of harvested crops determines part of its quality. High amounts of limiting AAs can increase the value of a feedstuff. With regard to the amino acid gap it could be of increased interest to reward these characteristics instead of the CP yield in crops for use in monogastric nutrition. Thus, it is of interest to observe the changes in the AA profile with varying CP contents in the crops. The contents of the first-limiting AAs for swine and poultry, namely Lys, Met and Cys, were significantly negatively correlated with the CP content (Figure 2).



**Figure 2**  
Correlation of lysine and the sulfur-containing amino acids (SAA), methionine and cysteine, with crude protein in field peas (*Pisum sativum* L.) with the coefficient of correlation ( $r$ ,  $^{**}=p < 0.01$ )

Wang and Daun (2004) also found a significant negative correlation between the contents of Lys and CP ( $r = -0.52^{**}$ ) in field peas. However, their analyses of 24 samples did not reveal a relationship between the amounts of the SAAs and CP. In contrast, a more or less strong negative correlation between the CP content and the amounts of SAA in the CP of field peas is described by other authors, who used more than 190 samples (Igbasan et al., 1996; Reichert and MacKenzie, 1982). Schumacher et al. (2011) found Lys and CP correlated with  $r = -0.50^{**}$ , Cys and CP with  $r = -0.70^{**}$  as well as SAA with  $r = -0.67^{**}$  in 50 field pea samples from different varieties grown organically at two sites in the year 2007. These results indicate a negative relationship between the protein quality, more precisely the AA profile of the CP, and the CP quantity. Further investigations regarding the whole AA profile are required to gain comprehensive knowledge. The AAs in the profile, which account for those decreasing essential AAs, must be studied.

Moreover, there were correlations between different CNs (Table 6). A strong negative correlation of CP and starch was found with  $r = -0.79^{**}$ . Actually, it is stated that starch accounts for variations in the CP content of field peas in the first place (Bastianelli et al., 1998; Holl and Vose, 1980; Reichert and MacKenzie, 1982; Wang et al., 2008). A reason for this negative correlation between starch and CP contents can be the higher increase of starch in comparison to CP in the maturation process of the seeds (Borreani et al., 2007). This change in the relationships between the ingredients during maturation could also be a possible reason for described correlations between other nutrients like CP and sugar. Correlations with partly varying strength have been found by different researchers. Reichert and MacKenzie (1982) also found negative correlations of starch, EE, and CF

with CP. Nikolopoulou et al. (2007) published higher correlations between CP and ash and further correlations between ash and EE, ash and starch, as well as EE and starch than within the present data. They found CP and EE positively correlated in field peas. Bastianelli et al. (1998) found EE with CP, starch, and CF negatively correlated. Moreover, this inverse correlation between CP and EE was observed when drought stress occurred during the maturation of soybeans (Dornbos and Mullen, 1992). The correlation coefficients seem strongly dependent on the data basis. Hence, correlations are not suitable for predicting the composition of harvested crops due to a high variability of genetic and environmental influences on the maturation process (Gallardo et al., 2008; Gutierrez et al., 2007; Weber et al., 2005).

**Table 6**

Pearson correlation coefficients ( $n = 113$ ,  $r > 0.30$ ,  $p < 0.01$ ) between crude nutrients ( $\text{g } 100 \text{ g}^{-1} \text{ DM}$ ) of field peas (*Pisum sativum L.*)

	Crude Protein	Ether Extract	Crude Ash	Crude Fiber	Starch	Sugar
Crude Protein	1	-0.31	0.51	-0.36	-0.79	-0.55
Ether Extract		1				
Crude Ash			1		-0.35	
Crude Fiber				1	0.42	
Starch					1	
Sugar						1

The crop yield of the peas was positively correlated with the CP content ( $r = 0.50^*$ ) and the ash content ( $r = 0.38^*$ ) as well as negatively correlated with the starch content ( $r = -0.44^*$ ) and the CF content ( $r = -0.39^*$ ). However, it was observed to be negatively correlated with the CP content and positively correlated with the starch content (Al-Karak and Ereifej, 1999; Tar'an et al., 2004). Those negative correlations between CP and yield are also described for other legumes (Baudoin and Maquet, 1999; Dahiya et al., 1977; Erskine et al., 1985; Malik et al., 2006; Malik et al., 2007). Nevertheless, Pandey and Gritton et al. (1975) found variable but mostly positive correlations between CP content and the yield of peas. Tar'an et al. (2004) observed the variation of crop yield and CP content accounted for by two different trait loci. They concluded that it is possible to breed field pea varieties combining high crop yields and high CP contents. Thus, it is possible that correlations between crop yield and composition are influenced by the observed varieties. Another possible explanation is that the crop yield of field peas is highly variable depending on factors of the cultivation sites and harvest years. A crop shortfall due to pests or weather phenomena does not have to affect the CP content equally and can therefore alter the outcomes of correlation analyses.

### 3.2 Field beans (*Vicia faba L.*)

The analyzed field beans contained on average 29.6 g CP  $100 \text{ g}^{-1} \text{ DM}$  with 6.4 g Lys  $100 \text{ g}^{-1} \text{ CP}$ , 0.7 g  $100 \text{ g}^{-1} \text{ Met}$ , and 1.1 g  $100 \text{ g}^{-1} \text{ Cys}$ . The relation of the SAA to Lys varied between 0.2 and 0.3 (Table 7), even more widely than in field peas, and was mostly less favorable than the ratio found in field peas.

Schumacher et al. (2011) found lower contents of CP and Lys in organically produced field beans. However, the contents of Met and Cys did not differ from the results in Table 7. Although their field bean samples also originated from different varieties (not all of them actually in use), sites and harvest years, they reported lower variations of the CP content. The data of AMINODat® 4.0 derived from analyses of 18 conventionally produced field bean samples from Germany (Evonik Industries, 2010) with unknown cultivation conditions and varieties, published lower CP and Lys contents as well as higher Cys contents. The mean content of CP in 59 organically produced field bean samples was higher in the online tables of the DLG (2006–2010). The samples contained less Lys while the average amounts of Met and Cys (43 samples) were similar to the present findings. Conventionally derived table values (Staudacher and Potthast, 2014) were lower for CP but higher for Lys, Met, and Cys. The table values for EE, starch, and CF were also lower, while sugar contents were higher. Taken as a whole, the observed composition agrees with the widely varying literature results for both conventionally and organically cultivated field beans.

**Table 7**

Ranges and means with standard deviations (SD) of the contents of crude nutrients ( $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$  dry matter), lysine, methionine and cysteine in organically produced field beans (*Vicia faba L.*) ( $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$  crude protein)

	Mean	SD	Min	Max
Dry Matter	92.65	0.81	90.42	93.94
Crude Protein	29.56	1.70	25.32	33.28
Lysine	6.44	0.35	5.59	7.52
Cysteine	1.09	0.09	0.90	1.28
Methionine	0.71	0.05	0.62	0.80
Methionine+Cysteine (SAA)	1.80	0.13	1.55	2.08
SAA:Lysine	0.28	0.03	0.22	0.34
Ether Extract	1.72	0.18	1.39	2.43
Crude Ash	4.00	0.42	3.41	5.67
Crude Fiber	9.66	0.62	8.61	11.79
Starch	42.99	2.01	35.40	47.39
Sugar	3.08	0.14	2.80	3.45

Just as for field peas, the genetic influence of the variety can also affect the composition of field beans (Ghaouti, 2007). The field bean variety had a significant effect on the content of all CNs and AAs ( $p < 0.05$ ) (Table 8).

The varieties low in CP (Alexia, Espresso, Pyramid, and Fuego), showed significantly higher amounts of CF, Lys, and Met than the varieties high in CP (Bioro, Divine, Julia, and

**Table 8**

Least square means of crude nutrient contents (g 100 g<sup>-1</sup> dry matter) and contents of the amino acids lysine, methionine, and cysteine (g 100 g<sup>-1</sup> crude protein) with standard error (SE) and with letters to mark significant differences ( $p < 0.05$ ) in various field bean (*Vicia faba* L.) varieties

	Crude Protein	Ether Extract	Crude Ash	Crude Fiber	Starch	Sugar	Lysine	Methionine	Cysteine	SAA:Lysine
<b>Alexia</b>	27.70 d	1.70 df	3.77 d	9.78 cd	44.73 a	2.97 f	6.8 a	0.73 ab	1.09 b	0.27 bd
SE	0.97	0.05	0.13	0.29	0.88	0.04	0.30	0.02	0.05	0.02
<b>Bioro</b>	29.86 ab	1.66 f	3.96 bc	9.48 ef	43.07 bcd	3.07 cde	6.61 e	0.69 fgh	1.04 def	0.26 cde
SE	0.96	0.05	0.12	0.29	0.87	0.04	0.30	0.02	0.05	0.02
<b>Divine</b>	29.95 ab	1.65 f	3.98 bc	9.48 ef	42.29 d	3.06 de	6.65 cde	0.68 h	1.04 e	0.26 e
SE	0.96	0.05	0.12	0.29	0.87	0.04	0.30	0.02	0.05	0.02
<b>Espresso</b>	27.85 d	1.74 cef	3.84 cd	10.08 ab	43.67 ac	3.15 bc	6.76 ad	0.73 ab	1.08 be	0.27 bc
SE	0.99	0.06	0.14	0.30	0.92	0.05	0.31	0.02	0.05	0.02
<b>Fabelle</b>	30.25 a	1.69ef	4.06 ab	9.24 g	42.71 cd	3.06 de	6.64 de	0.69 gh	1.05 cef	0.26 ce
SE	0.98	0.05	0.12	0.29	0.87	0.03	0.30	0.02	0.05	0.02
<b>Fanfare</b>	29.19 ad	1.74 de	3.98 bc	9.86 bc	42.82 bcd	3.08 bd	6.66 bcde	0.71 ce	1.07 bf	0.27 bc
SE	1.05	0.05	0.13	0.29	0.91	0.04	0.30	0.02	0.05	0.02
<b>Fuego</b>	28.33 cd	1.86 b	4.05 ab	10.14 a	42.87 cd	3.11 bd	6.64 de	0.71 cd	1.07 bc	0.27 b
SE	0.96	0.05	0.12	0.28	0.86	0.03	0.30	0.02	0.05	0.02
<b>Isabell</b>	29.33 ac	1.74 de	4.04 ac	9.63 de	43.08 bcd	3.07 cd	6.61 e	0.70 def	1.06 cef	0.27 bc
SE	0.96	0.05	0.12	0.28	0.86	0.03	0.30	0.02	0.05	0.02
<b>Julia</b>	30.04 ab	1.57 g	3.89 cd	9.39 fg	43.55 bc	3.01 ef	6.6 e	0.69 eg	1.04 ef	0.26 cde
SE	0.97	0.05	0.12	0.29	0.88	0.04	0.30	0.02	0.05	0.02
<b>Pyramid</b>	28.10 d	1.77 cd	4.20 a	10.10 a	43.07 bcd	3.14 b	6.78 ab	0.73 b	1.07 bcd	0.27 bc
SE	0.97	0.05	0.13	0.29	0.88	0.04	0.30	0.02	0.05	0.02
<b>Taifun</b>	28.54 bcd	1.95 a	4.15 ab	9.69 ce	44.86 a	3.11 bd	6.75 ad	0.75 a	1.14 a	0.28 a
SE	1.06	0.05	0.14	0.3	0.93	0.04	0.31	0.02	0.05	0.02
<b>Tangenta</b>	28.57 cd	1.83 bc	4.20 a	9.78 cd	43.97 ab	3.27 a	6.77 ac	0.72 bc	1.07 be	0.26 be
SE	1.00	0.05	0.13	0.29	0.9	0.04	0.30	0.02	0.05	0.02

SAA = Methionine+Cysteine

Fabelle). Even the Cys contents were on average higher in varieties with low CP content. Furthermore, varieties with average contents of CP, like Taifun or Tangenta, had significantly the highest EE, ash, starch, and sugar contents as well as high amounts of Lys, Met, and Cys. Jezierny et al. (2011) also examined the composition of Divine, Espresso, and Fuego. They found different amounts of some CN in each variety. Divine was harvested in 2005 and had equal CP, lower EE and ash but higher starch and sugar contents than the present findings. Espresso and Fuego were harvested in 2004 and contained more CP but less starch and sugar. Even the contents of ash and EE were lower in Fuego harvested in 2004. These differences are probably dependent on the cultivation conditions. Duc et al. (1999) found no influence of the "vicin-gene" on the composition of field beans. However, the "tannin-gene" seemed to lead to higher CP- and lower CF-contents. In the present sample, the tannin-free variety Tangenta performed on a medium level and the vicin-free varieties Divine and Fabelle had high CP contents as well as low CF contents. These findings support the suggestion that factors other than varietal effects might be considerably high. Furthermore, it is possible that twelve years of breeding

contributed to the altered composition with regard to this comparison. Taken as a whole, the results indicate that the choice of the field bean variety can most likely be of benefit for diet formulation for monogastrics. Further breeding strategies might be able to use those genetic differences to their advantage.

In addition to genetic influences, the environment can affect the composition of field beans, too (Römer, 1998). Just as in field peas, the factor year\*site was found to affect all ingredients in the individual statistical models (Table 9). The combination of the environmental factors seems to be important with regard to the composition of crops. Furthermore, variety\*site influenced the contents of CP and starch.

Remarkable is the fact that field beans, which were harvested in 2011 on Location 56\_6, had lowest average contents of CP as well as very low Cys-contents, medium Met-, and the highest Lys-contents. Hence, the relationships between Cys:Met as well as SAA:Lys were particularly low. Even the contents of CF, ash, sugar, and starch were high in comparison and the content of EE was low. No causes for these effects could be determined for certain. However, the generative development of those field beans was quickened due

**Table 9**Estimated covariance of random factors on crude nutrients, some amino acids, and crop yield of field beans (*Vicia faba* L.)

Parameter	Crude Protein	Ether Extract	Crude Ash	Crude Fiber	Starch	Sugar	Lysine	Methionine	Cysteine	SAA:Lys	Yield
<b>site</b>											
<b>year</b>	1.48			0.12	0.67	0.00	0.25	0.0013	0.0057	0.0011	46.77
<b>year*site</b>	1.40*	0.02**	0.15**	0.22*	3.19*	0.01**	0.04*	0.0005*	0.0041*	0.0001*	89.12*
<b>variety*site</b>	0.23*				0.23**						14.95*
<b>year*variety</b>	0.11				0.10						
<b>Residual</b>	0.25	0.01***	0.03***	0.04***	0.22**	0.005***	0.01***	0.0002***	0.0011***	0.0001***	12.37***

Cells without a value show parameters removed during model selection by BIC; \* p &lt; 0.05, \*\* p &lt; 0.01, \*\*\* p &lt; 0.001

to a dry period until May. Nevertheless, crop yields of about 5 t ha<sup>-1</sup> were reached after a slow maturation. It is possible that drought and heat had detrimental effects on the nodulation and symbiosis in the early stages of development, respectively on N-fixation, and therefore on the CP contents (Hungria and Vargas, 2000) but there were no studies in the temperate zone.

No significant differences were observed for the crop yield of field bean varieties. It ranged between 3.9 ± 0.6 t ha<sup>-1</sup> (Tangenta) and 5.3 ± 0.7 t ha<sup>-1</sup> (Fanfare). The random factor year\*site affected the crop yield. Furthermore, effects of site\*variety and year led to the model with the lowest BIC (Table 9). The CP yield did not differ significantly between varieties. In conclusion, the sum of environmental influences strongly affected the yield of the field beans in the data set, independent of the variety.

In field beans, Lys and Met showed high negative correlations with CP. However, the Cys content was not correlated with the CP content of this species (Figure 3).

A negative correlation between the CP content and the amounts of SAA in the CP of field beans has already been described (Gate, 1994; Monti and Grillo, 1983). Schumacher et al. (2011), for example, found Met and CP correlated with  $r = -0.83^{**}$ , Cys and CP correlated with  $r = -0.44^{ns}$  as well as SAA and CP correlated with  $r = -0.61^{**}$ . In addition, Lys and CP had a strong negative correlation. Thus, also in field beans, a negative relationship between the quality and the quantity of the protein was found.

Further correlations were even found in field beans. The contents of starch and sugar were, for example, negatively correlated with the CP content (Table 10). Duc et al. (1999) found an equal relationship of starch and CP within 74 genotypes of faba beans ( $r = -0.67^{**}$ ). The maturation process might account for this correlation in field beans just as it does in field peas (Borreani et al., 2007; Holl and Vose, 1980). EE, ash and CF decreased with increasing starch contents and were positively correlated with each other. Furthermore, light correlations were found between the sugar content and the contents of ash and CF (Table 10). Those correlations are not described consistently in the literature. Therefore, influences of parameters within the trials, like the varieties, the harvest years with their climatic factors and the locations with different soil characteristics, tillage, time of seeding and harvesting, row spacing, seed rate, and further factors, might be very high.

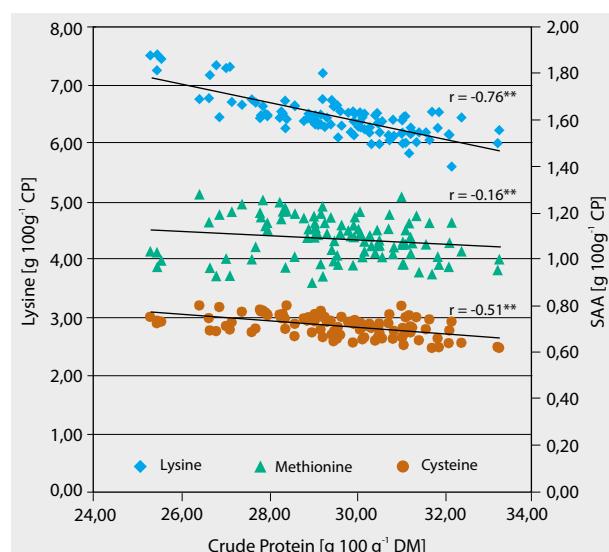


Figure 3

Correlation of lysine and the sulfur-containing amino acids (SAA), methionine and cysteine, with crude protein in field beans (*Vicia faba* L.) with the coefficient of correlation ( $r$ , \*\*=  $p < 0.01$ )

**Table 10**

Pearson correlation coefficients ( $n = 105$ ,  $r > 0.30$ ,  $p < 0.01$ ) between crude nutrients (g 100 g<sup>-1</sup> dry matter) of field beans (*Vicia faba* L.)

	Crude Protein	Ether Extract	Crude Ash	Crude Fiber	Starch	Sugar
Crude Protein	1				-0.69	-0.47
Ether Extract		1	0,57	0,39	-0.34	
Crude Ash			1	0,56	-0,43	0,41
Crude Fiber				1	-0,37	0,39
Starch					1	
Sugar						1

A correlation of  $r = 0.55^{**}$  between crop yield and starch content could be observed in spring faba beans of the present study. Furthermore, the crop yield was also slightly negatively correlated with the amounts of SAA (Cys:  $r = -0.40^{**}$ , Met:  $r = -0.36^{**}$ ). Al-Karaki and Ereifej (1999) found the crop yield of field peas to be positively correlated with the starch content, which equals the present findings in field beans. Nevertheless, crop yields are strongly influenced by environmental factors and can therefore vary depending on harvest year and cultivation site. These influences can affect the correlation coefficients, especially in an unbalanced dataset.

In the present study, as well as in earlier studies (Schumacher et al., 2011; Wang and Daun, 2004; Wang et al., 2008), both grain legume species showed variations in their composition. Regarding the present results as well as the results of Schumacher et al. (2011), the reactions of the amount of Met in the CP seem to be more stable and dependent on the CP contents than the reactions of Cys in the seeds of field beans. The range of the Met content is smaller than the range of the Cys content. Statistically significant correlations between Met and CP content could be found repeatedly, while there were no correlations between Cys and CP content in the studies.

Results of variety trials on certain cultivation sites in one year indicate that varieties of both observed species react within their genetic possibilities depending on the environmental factors like soil, climate, and cultivation. The interaction of both genetic and environmental factors at a single site in one year is of interest. In multiannual trials, genetically indicated varietal differences can be derived from repetitive observations under different environmental conditions (site, weather conditions, cultivation management). However, varietal differences are more obvious when the variance of environmental differences is reduced. Therefore, homogeneous climatic areas, and subsequently cultivation areas for different crop species, were identified as a basis to improve recommendations for varieties of crop species (Graf et al., 2009). Based on the knowledge that varieties can show differences in their development, crop yield, and even quality parameters depending on the cultivation system, there is also a separation into organic and conventional variety trials. Every time a crop is cultivated, there are many different expressions of environmental effects as well as various interactions between those effects (precipitation, tillage, fertilization...), which can affect further plant development. Those influences cannot be overlooked. Therefore, a precise estimation of the influence of environmental factors on variations of crop yield, CP content or other parameters is not possible. Nevertheless, in the present study it was possible to show that varietal differences in the nutrient composition of field peas and field beans occur regardless of environmental effects related to site and year. However, since there is an undirected interference between different environmental conditions and varietal characteristics, the result of the plant development under different conditions is not yet predictable. Hence, it is recommended to analyze every batch before formulating a diet.

Since a negative correlation between the CP content and the limiting AA, Lys, Met, and Cys (Monti and Grillo, 1983; Partanen et al., 2001; Wang and Daun, 2004) was confirmed, the use of varieties with high CP contents or a cultivation management that leads to high CP contents might also be disadvantageous for diet formulation. Therefore it is aimed to improve the SAA contents in field beans and field peas. The fertilization with sulfur can have a positive impact on the quantities of SAA in the crops (Scherer, 2001). Beside sulfur-fertilization, the use of breeding strategies to improve both CP content and protein quality is another relevant possibility in the production of grain legumes as feedstuffs. Regarding successes in soybeans (Imsande, 2001), the breeding of Met- or SAA-enriched varieties of native grain legumes seems promising (Schumacher et al., 2009). These findings are supported by the identification of genes, which control the amounts of CP and SAA in legume seeds (Gallardo et al., 2008).

## 4 Conclusions

Both genetic and environmental factors can have an influence on the contents of CN, Lys, Cys, and Met in the seeds of field peas and field beans and also on the crop yield. The possibility to make predictions for the nutrient composition of these crops is very limited due to unforeseeable combinatorial effects of variety, site (cultivation), and climate (year). It is yet not possible to make predictions with regard to the influence of those combined environmental factors. The effect of the variety is the most certain factor of influence, and is more or less affected by other parameters. Most of the currently used varieties, which were part of the study, did not differ significantly, but the choice of the variety can be essential with regard to the amount of quality-determining constituents.

Some correlations could be confirmed by the present data. In general, the negative correlation of the Lys-, Met-, and Cys content with the CP content was proved. However, the strength of the correlation was not equal in comparison with other studies and seemed to be dependent on the database and its influencing factors. The cultivation of varieties with higher CP contents might decrease the amounts of essential AAs in the CP. This is not desired for grain legumes, which are used to feed monogastric animals. Therefore, breeding for higher protein contents alone is not adequate. An improvement in the protein quality to meet the requirements of monogastric animals must be the focus of attention rather than protein yield. Since the direction of described variations is not predictable, it is clearly recommended to analyze every batch before diet formulation to match the requirements of monogastric animals. Especially in organic farming, the use of this information has the potential to improve the feeding system. Further research is required regarding the protein quality of crops and the influencing factors.

## Acknowledgements

We would particularly like to thank the chambers of agriculture as well as the German experimental stations which provided the samples. Furthermore, special thanks go to Volker Michel (Landesforschungsanstalt Mecklenburg-Vorpommern, Gültzow) for his support in statistical questions.

This research was funded by the Federal Ministry of Food and Agriculture (BMEL) according to a decision of the Deutscher Bundestag in the context of the Federal Programme for Organic Farming and Other Forms of Sustainable Agriculture.

## Literature

- AI-Karaki GN, Ereifej KI (1999) Relationships between seed yield and chemical composition of field peas grown under semi-arid Mediterranean conditions. *J Agron Crop Sci* 182(4):279-284
- Aulrich K, Mattiesch L, Witten S (2016) Prediction of crude nutrients and limiting amino acids of organically produced field peas (*Pisum sativum*) and field beans (*Vicia faba*) by near-infrared reflectance spectroscopy. *Landbauforsch Appl Agric Forestry Res* 66 (unveröffentlichtes Manuskript)
- Avola G, Gresta F, Abbate V (2009) Diversity examination based on physical, technological and chemical traits in a locally grown landrace of faba bean (*Vicia faba* L. var. major). *Int J Food Sci Technol* 44(12):2568-2576
- Bastianelli D, Grosjean F, Peyronnet C, Duparque M, Regnier JM (1998) Feeding value of pea (*Pisum sativum*, L.) : 1. Chemical composition of different categories of pea. *Anim Sci* 67(3):609-619
- Baudoin JP, Maquet A (1999) Improvement of protein and amino acid contents in seeds of food legumes : a case study in *Phaseolus*. *Biotechnol Agron Soc Environ* 3(4):220-224
- Boisen S (1997) Ideal protein and its suitability to characterize protein quality in pig feeds : a review. *Acta Agric Scand A-AN* 47(1):31-38
- Boisen S, Hvelplund T, Weisbjerg MR (2000) Ideal amino acid profiles as a basis for feed protein evaluation. *Livest Prod Sci* 64(2-3):239-251
- Borreani G, Peiretti PG, Tabacco E (2007) Effect of harvest time on yield and pre-harvest quality of semi-leafless grain peas (*Pisum sativum* L.) as whole-crop forage. *Field Crop Res* 100(1):1-9
- Burstin J, Gallardo K, Mir RR, Varshney RK, Duc G (2011). Improving protein content and nutrition quality. In: Pratap A, Kumar J (eds) *Biology and breeding of food legumes*. Wallingford : CABI, pp 1-34
- Canbolat O, Tamer E, Acikgoz E (2007) Chemical composition, metabolizable energy and digestibility in pea seeds of differing testa and flower colors. *J Biol Environ Sci* 1(2):59-65
- Dahiya BS, Brar JS, Bhullar BS (1977) Inheritance of protein content and its correlation with grain yield in pigeonpea (*Cajanus cajan* L. Millsp.). *Qual Plant* 27(3-4):327-334
- De Almeida Costa GE, Da Silva Queiroz-Monici K, Pissini Machado Reis SM, De Oliveira AC (2006) Chemical composition, dietary fibre and resistant starch contents of raw and cooked pea, common bean, chickpea and lentil legumes. *Food Chem* 94(3):327-330
- De Ponti T, Rijk B, Van Ittersum MK (2012) The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agric Syst* 108:1-9
- DLG (2006-2010) DLG-Datenbank Futtermittel [online]. To be found at <<http://datenbank.futtermittel.net>> [quoted 19.10.2015]
- Dornbos DL, Mullen RE (1992) Soybean seed protein and oil contents and fatty-acid composition adjustments by drought and temperature. *J Am Oil Chemists Soc* 69(3):228-231
- Duc G, Marget P, Esnault R, Le Guen J, Bastianelli D (1999) Genetic variability for feeding value of faba bean seeds (*Vicia faba*) : comparative chemical composition of isogenics involving zero-tannin and zero-vicine genes. *J Agric Sci* 133(02):185-196
- EC (2007) Council Regulation (EC) No 834/2007 of 28 June 2007 on organic production and labelling of organic products and repealing Regulation (EEC) No 2092/91 [online]. To be found at <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:189:0001:0023:EN:PDF>> [quoted 20.10.2015]
- EC (2008) Commission Regulation (EC) No 889/2008 of 5 September 2008 laying down detailed rules for the implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007 on organic production and labelling of organic products with regard to organic production, labelling and control [online]. To be found at <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:250:0001:0084:EN:PDF>> [quoted 20.10.2015]
- Emmert JL, Baker DH (1997) Use of the ideal, protein concept for precision formulation of amino acid levels in broiler diets. *J Appl Poult Res* 6(4):462-470
- Erskine W, Williams PC, Nakkoul H (1985) Genetic and environmental variation in the seed size, protein, yield, and cooking quality of lentils. *Field Crop Res* 12:153-161
- EU (2014) Commission Implementing Regulation (EU) No 836/2014 of 31 July 2014 amending Regulation (EC) No 889/2008 laying down detailed rules for the implementation of Council Regulation (EC) No 834/2007 on organic production and labelling of organic products with regard to organic production, labelling and control [online]. To be found at <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32014R0836&from=EN>> [quoted 20.10.2015]
- Evonik Industries (2010) Amino Dat 4.0 [online]. To be found at <<http://feed-additives.evonik.com/product/feed-additives/en/services/analytical-services/aminodat/Pages/default.aspx>> [quoted 20.10.2015]
- Flinn AM, Pate JS (1968) Biochemical and physiological changes during maturation of fruit of the field pea (*Pisum arvense* L.). *Ann Bot* 32:479-495
- Gallardo K, Thompson R, Burstin J (2008) Reserve accumulation in legume seeds. *C R Biol* 331(10):755-762
- Gatel F (1994) Protein quality of legume seeds for non-ruminant animals : a literature review. *Anim Feed Sci Tech* 45(3-4):317-348
- Geervani P, Devi U (1988) Effect of maturation on nutrient composition of selected vegetable legumes. *J Sci Food Agric* 46:243-248
- Ghaouti L (2007) Comparison of pure line cultivars with synthetic cultivars in local breeding of faba bean (*Vicia faba* L.) for organic farming. *Göttingen : Univ*, 141 p
- Graf R, Michel V, Roßberg D, Neukampf R (2009) Definition of crop specific areas for planning of distribution of field trials. *J Kulturpflanzen* 61(7):247-253
- Gronle A, Heß J, Böhm H (2015) Effect of intercropping normal-leaved or semi-leafless winter peas and triticale after shallow and deep ploughing on agronomic performance, grain quality and succeeding winter wheat yield. *Field Crop Res* 180:80-89
- Guillamón E, Pedrosa MM, Burbano C, Cuadrado C, de Cortes Sánchez M, Muzquiz M (2008) The trypsin inhibitors present in seed of different grain legume species and cultivar. *Food Chem* 107:68-74
- Gutierrez L, Van Wytswinkel O, Castelain M, Bellini C (2007) Combined networks regulating seed maturation. *Trends Plant Sci* 12(7):294-300
- Holl FB, Vose JR (1980) Carbohydrate and protein accumulation in developing field pea seeds. *Can J Plant Sci* 60(4):1109-1114
- Hungria M, Vargas MAT (2000) Environmental factors affecting N<sub>2</sub> fixation in grain legumes in the tropics, with an emphasis on Brazil. *Field Crop Res* 65(2-3):151-164
- Igbasan FA, Guenter W, Warkentin TD, McAndrew DW (1996) Protein quality of peas as influenced by location, nitrogen application and seed inoculation. *Qual Plant* 49:93-105
- Imsande J (2001) Selection of soybean mutants with increased concentrations of seed methionine and cysteine. *Crop Sci* 41(2):510-515
- Jansen G, Seddig S (2007) Ökologisch und konventionell erzeugte Leguminosen : Erträge und ausgewählte Qualitätsparameter im Vergleich. *Landbauforsch Völkenrode SH* 314:41-52
- Jezierny D, Mosenthin R, Sauer N, Roth S, Piepho HP, Rademacher M, Eklund M (2011) Chemical composition and standardised ileal digestibilities of crude protein and amino acids in grain legumes for growing pigs. *Livestock Sci* 138(1-3):229-243
- JKI (2014) Anbaugebiete des ökologischen Landbaus [online]. To be found at <<http://geoportal.jki.bund.de/map?app=oeko>> [quoted 20.10.2015]
- Kotlarz A, Sujak A, Strobel W, Grzesiak W (2011) Chemical composition and nutritive value of protein of the pea seeds : effect of harvesting year and variety. *Veg Crops Res Bull* 75(1):57-69

- Krupa U (2008) Main nutritional and antinutritional compounds of bean seeds : a review. *Pol J Food Nutr Sci* 58(2):149-155
- Makkar HPS, Becker K, Abel H-J, Pawelzik E (1997) Nutrient contents, rumen protein degradability and antinutritional factors in some colour- and white-flowering cultivars of *Vicia faba* beans. *J Sci Food Agric* 75(4):511-520
- Malik, MFA, Qureshi AS, Ashraf M, Ghafoor A (2006) Genetic variability of the main yield related characters in soybean. *Int J Agric Biol* 8(6):815-819
- Malik, MFA, Ashraf M, Qureshi AS, Ghafoor A (2007) Assessment of genetic variability, correlation and path analyses for yield and its components in soybean. *Pak J Bot* 32(2):405-413
- Moll E, Piepho HP (2001) Die Auswertung von Versuchsserien balancierter und unbalancierter einfaktorieller Blockanlagen A-BI mit Hilfe von SAS. *eZAI* 4:76-84
- Monti LM, Grillo S (1983) Legume seed improvement for protein-content and quality. *Qual Plant* 32(3-4):253-266
- Muzquiz M (ed) (2004) Recent advantages of research in antinutritional factors in legume seeds and oil seeds : proceedings of the fourth international workshop on "Antinutritional factors in legume seeds and oil-seeds"; 8<sup>th</sup>-10<sup>th</sup> of March, Toledo, Spain. Wageningen : Wageningen Acad Publ, 370 p, EAAP Publ 110
- Nikolopoulou D, Grigorakis K, Stasini M, Alexis MN, Iliadis K (2007) Differences in chemical composition of field pea (*Pisum sativum*) cultivars : effects of cultivation area and year. *Food Chem* 103(3):847-852
- Pandey S, Gritton ET (1975) Genotypic and phenotypic variances and correlations in peas. *Crop Sci* 15(3):353-356
- Partanen K, Valaja J, Jalava T, Siljander-Rasi H (2001) Composition, ileal amino acid digestibility and nutritive value of organically grown legume seeds and conventional rapeseed cakes for pigs. *Agric Food Sci Finland* 10(4):309-322
- Piepho H-P (2012) A SAS macro for generating letter displays of pairwise mean comparisons. *CBCS* 7(1):4-13
- Ravindran G, Nalle CL, Molan A, Ravindran V (2010) Nutritional and biochemical assessment of field peas (*Pisum sativum* L.) as a protein source in poultry diets. *J Poult Sci* 47(1):48-52
- Reichert RD, MacKenzie SL (1982) Composition of peas (*Pisum sativum*) varying widely in protein content. *J Agric Food Chem* 30(2):312-317
- Römer A (1998) Untersuchungen zu Inhaltsstoffen und zum Futterwert von Ackerbohnen (*Vicia faba* L.). Göttingen : Cuvillier, 189 p
- Scherer HW (2001) Sulphur in crop production : invited paper. *Eur J Agron* 14(2):81-111
- Schumacher H, Paulsen HM, Gau AE (2009) Phenotypical indicators for the selection of methionine enriched local legumes in plant breeding. *Landbauforsch* 59(4):339-344
- Schumacher H, Paulsen HM, Gau AE, Link W, Jürgens HU, Sass O, Dieterich R (2011) Seed protein amino acid composition of important local grain legumes *Lupinus angustifolius* L., *Lupinus luteus* L., *Pisum sativum* L. and *Vicia faba* L. *Plant Breed* 130(2):156-164, DOI:10.1111/j.1439-0523.2010.01832.x
- Staudacher W, Potthast V (2014) DLG-Futterwerttabellen Schweine. Frankfurt a M : DLG-Verl, 68 p
- Tar'an B, Warkentin T, Somers DJ, Miranda D, Vandenberg A, Blade S, Bing D (2004) Identification of quantitative trait loci for grain yield, seed protein concentration and maturity in field pea (*Pisum sativum* L.). *Euphytica* 136(3):297-306
- Urbatzka P, Graß R, Haase T, Schüler C, Trautz D, Heß J (2011) Grain yield and quality characteristics of different genotypes of winter pea in comparison to spring pea for organic farming in pure and mixed stands. *Organic Agric* 1(4):187-202
- Wang N, Daun JK (2004) Effects of variety and crude protein content on nutrients and certain antinutrients in field peas (*Pisum sativum*). *J Sci Food Agric* 84(9):1021-1029
- Wang N, Hatcher DW, Gawalko EJ (2008) Effect of variety and processing on nutrients and certain anti-nutrients in field peas (*Pisum sativum*). *Food Chem* 111:132-138
- Wang N, Hatcher DW, Warkentin TD, Toews R (2010) Effect of cultivar and environment on physicochemical and cooking characteristics of field pea (*Pisum sativum*). *Food Chem* 118(1):109-115
- Weber H, Borisjuk L, Wobus U (2005) Molecular physiology of legume seed development. *Annu Rev Plant Biol* 56(1):253-279
- Worthington V (2001) Nutritional quality of organic versus conventional fruits, vegetables, and grains. *J Altern Complement Med* 7(2):161-173
- Zdunczyk Z, Godycka I, Amarowicz R (1997) Chemical composition and content of antinutritional factors in Polish cultivars of peas. *Plant Foods Hum Nutr* 50(1):37-45

# Development of Total Factor Productivity of dairy farms in Germany

---

Werner Kleinhanss\*

## Abstract

In this paper we analyse the development of Total Factor Productivity (TFP) of dairy farms in Germany using the Fisher Index Method. Balanced farm panels are selected from the German Farm Accounting Data Network representing about half of dairy farms and two thirds of milk production. Fisher indexes are computed at the farm level and normalized for each farm; results are aggregated by regions and size classes, weighted by the farm individual weighting factors. Normalized TFP Indices show similar tendencies over time for most regions: a low increase in the first two years, then a decrease in 2007/08, the year with highest milk prices in the underlying period, and an upward tendency of TFP when milk prices reached their lowest levels. In most regions positive scale effects on TFP can be considered; annual increasing rates are generally lower than 1 %. The variation of subsidies shows that TFP's are slightly higher in small farms with subsidies and vice versa for large farms without subsidies.

**Keywords:** Total Factor Productivity, dairy farms, subsidies, Farm Accountancy Data Network

## Zusammenfassung

### Entwicklung der totalen Faktorproduktivität in Milchviehbetrieben in Deutschland

In diesem Beitrag wird die Entwicklung der totalen Faktorproduktivität in Milchviehbetrieben in Deutschland unter Verwendung der Fisher-Index-Methode analysiert. Aus dem Datensatz des Testbetriebsnetzes werden identische Betriebe mit Milchviehhaltung im Zeitraum 2005/06 bis 2012/13 selektiert. Diese repräsentieren etwa die Hälfte der Milchviehbetriebe und zwei Drittel der Milchproduktion in Deutschland. Fisher-Indizes werden auf Betriebsebene berechnet und auf das Basisjahr normiert. Die Ergebnisse werden mit den Hochrechnungsfaktoren gewichtet und nach Regionen und Größenklassen aggregiert.

Im Vergleich zu kleinen Betrieben weisen große Betriebe einen stark steigenden Vorleistungseinsatz auf, durch Preiserhöhungen einerseits und Ausdehnung der Milchproduktion andererseits. Bei den Erlösen gibt es einen klaren Aufwärtstrend vor allem in großen Betrieben. Betriebe im Westen Deutschlands zeigen eine größere Dynamik beim Vorleistungseinsatz und Erlösen als Betriebe in den östlichen Ländern.

Die normierten TFP Indizes zeigen eine ähnliche zeitliche Entwicklung auf regionaler Ebene, und zwar eine geringe Zunahme in den ersten zwei Jahren, dann eine Abnahme in 2007/08, dem Jahr mit der höchsten Milchpreisen im zurückliegenden Zeitraum, und eine Aufwärtstendenz bei niedrigen Milchpreisen. In den meisten Regionen sind positive Skaleneffekte zu verzeichnen. Die Wachstumsraten der TFP's belaufen sich auf unter 1 % pro Jahr.

**Schlüsselworte:** Faktorproduktivität, Milchviehbetriebe, Subventionen, Testbetriebsnetz

---

\* Thünen Institute of Farm Economics, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Germany

## 1 Introduction

Agricultural productivity is an important performance indicator of the agricultural sector. Improvement of productivity is a factor for farmers to make profits and keep their businesses competitive. Therefore, analyses of development of productivity are of interest for farmers and policy makers.

The underlying paper is a contribution to the activity of the OECD Farm Level Analysis network (Kimura, 2015), dealing with the analysis of productivity in some OECD Member States. The focus is on farm level analysis which can be seen as a complement to analyses at sector and regional levels, i.e. Ball et al. (2010). Referring to the importance of sectors of production, the dairy sector has been chosen for the first project phase.

Beside the conception work of Sheng et al. (2013b), Gray et al. (2014), the OECD commissioned a software tool in SAS to compute Fisher TFP Indexes for both, the aggregated sector level and the farm level. The model is used to estimate TFP's for a balanced panel of dairy farms drawn from the German Farm Accounting Data network, covering about half of dairy farms in Germany.

Beside the theoretical concept, the method and data are briefly described in Section 2. Section 3 describes characteristics of farms differing by size, location and the development during the underlying period from 2005/06 to 2012/13. TFP estimates are presented in Section 4, where policy variables are considered by simulations with and without direct payments. Conclusions on the development of TFP and referring to the method are given in Section 5.

## 2 Method and data

### 2.1 Method

The estimation methods for productive indexes can be categorized into parametric and non-parametric methods (Griliches, 1996). 'The former involves econometric modelling of a production function and often uses regression techniques to estimate the relationships between total outputs and major types of inputs, [...] The residual of these regressions can be used as a measure of total factor productivity' (Zhao et al., 2011). An example is the analysis of TFP between organic and conventional farms in Germany based on Stochastic Frontier Analysis (Tiedemann and Latacz-Lohmann, 2011). Index methods as Laspeyres, Paasche, Fischer, Tornqvist indexes as well as the Malmquist, Lowe, Hicks-Moorsteen and Färe-Primont indexes, – are non-parametric methods, the latter mainly computed based on Data Envelopment Analysis (O'Donnell, 2011, 2012a, b).

The Fischer Index is recommended by Zhao et al. (2011). It is a combination of the square root of the product of the Laspeyres and Paasche Index. Diewert (1992) shows that the 'Fischer Index is exact for a quadratic cost function [...] while the 'Tornqvist index is exact for a Translog cost function'. With regard to data requirements, an advantage is that the Fischer Index can work with missing or negative data and is therefore more appropriate for individual farm data. Analyses for

US Agriculture based on the Fischer Index were realised by Ball et al. (2010) and Sheng et al. (2013a).

The Fisher price index is computed as the geometric mean of the Laspeyres index and the Paasche index referring to Sheng et al. 2013b; it is composed by the Fisher output index  $P_{t-1,t}^F$  and the Fisher input index  $W_{t-1,t}^F$ :

$$P_{t-1,t}^F = (P_{t-1,t}^L P_{t-1,t}^P)^{1/2} = \left( \frac{\sum_{i=1}^N p_{it} q_{i,t-1}}{\sum_{i=1}^N p_{i,t-1} q_{i,t-1}} \frac{\sum_{i=1}^N p_{it} q_{it}}{\sum_{i=1}^N p_{it-1} q_{it}} \right)^{1/2}$$

$$W_{t-1,t}^F = (W_{t-1,t}^L W_{t-1,t}^P)^{1/2} = \left( \frac{\sum_{j=1}^M w_{jt} x_{j,t-1}}{\sum_{j=1}^M w_{j,t-1} x_{j,t-1}} \frac{\sum_{j=1}^M w_{jt} x_{jt}}{\sum_{j=1}^M w_{j,t-1} x_{jt}} \right)^{1/2}$$

where

$$P_{t-1,f}^L = \frac{\sum_{i=1}^N p_{it} q_{i,t-1}}{\sum_{i=1}^N p_{i,t-1} q_{i,t-1}} \quad \text{and} \quad W_{t-1,t}^L = \frac{\sum_{j=1}^M w_{jt} x_{j,t-1}}{\sum_{j=1}^M w_{j,t-1} x_{j,t-1}}$$

are the Laspeyres index

and

$$P_{t-1,t}^P = \frac{\sum_{i=1}^N p_{it} q_{it}}{\sum_{i=1}^N p_{it-1} x_{it}} \quad \text{and} \quad W_{t-1,t}^P = \frac{\sum_{j=1}^M w_{jt} x_{jt}}{\sum_{j=1}^M w_{j,t-1} x_{jt}}$$

are the Paasche index.

$p_{it-1}, p_{it}, w_{jt-1}$  and  $w_{jt}$  represent the prices of the  $i$ th output or  $j$ th input items in the base ( $t-1$ ) and current periods ( $t$ ), and  $q_{it-1}, q_{it}, x_{jt-1}$  and  $x_{jt}$  are the quantity of the  $i$ th or  $j$ th item in the two periods. TFP is computed as  $P_{t-1,t}^F / W_{t-1,t}^F$ .

TFP Indexes are computed at farm level using the program provided from OECD<sup>1</sup>. As the indexes are related to a reference farm and a base period, TFP indexes are normalized for each farm to base period in a next step. Results are further aggregated by four regions and five size classes using the farm individual weighting factors.

### 2.2 Data preparation

Farm data are taken from the German FADN (Farm Accountancy Data Network).<sup>2</sup> For the selection of farm samples there are two options. With focus on representativeness all (representative) farms with milk production should be included. If the focus is on farm development balanced samples of farms with milk production over the whole period are preferred. Otherwise – in case of resampling farms in FADN – the calculation of normalized indexes referring to the first year is not possible (see section 4.2). Effects of resource allocation due to considerable structural change are implicitly included in the sample, as can be seen by trends of milk production by regions and size classes in Figure 1.

Balanced samples of farms were selected for the period of the economic years 2005/06 to 2012/13. To take account

<sup>1</sup> The OECD secretariat provided software for the calculation of aggregated and farm level TFP indexes. Test calculations show that results are similar, but farm level TFP calculations allows for more dis-aggregated results. In this paper we only describe farm level TFP results.

<sup>2</sup> BMELV-Testbetriebsnetz.

of shares of size classes on milk production in Germany, a minimum farm size of 25 dairy cows is considered. The sample covers about half of dairy farms with two thirds of milk production in Germany. To distinguish by locations and farm size, farms are clustered into five size categories based on average milk production<sup>3</sup> and four regions<sup>4</sup>. Further distinctions are made by farms with negative or positive balances of total output minus total inputs, exclusive direct payments as output or inclusive of them<sup>5</sup>.

The application of the Fisher index requires quantities and prices for both, outputs and inputs. The aggregation of outputs and inputs were defined by the OECD Farm Level Network, and templates specified for US, Australian and EU data bases (Kimura, 2015). Farm data are taken from the German Farm Accounting Data network, where model variables are computed referring to the EU FADN template. Quantities and prices are available in the data for the main outputs, while the latter are derived from sales values and quantities. In case of aggregated output, i.e., for beef, pigs etc., the monetary values were split into quantities and price vectors using price indexes of the German Statistical Office. Plausibility checks are made and observations with extreme values and missing data for milk are cancelled.

In contrast to output figures, all inputs are only available as monetary values at the whole farm level. Further, own factors such as family labour, own land and capital have to be evaluated by opportunity costs. Monetary inputs are split into quantities and prices referring to price indexes from the Statistical Office. They are only available at the national level and might in time deviate from real price conditions at the farm and regional levels. Opportunity costs of family labour and own land are computed based on land rental prices (for land rented) and wages of hired labour by administrative regions of the Länder, main farming types and years. This seems to be a good approximation, as the computation at a more disaggregated level would cause a considerable share of outliers. Own capital is valued close to the key interest rate of the European Central Bank.

Table 1 describes selected output and input variables used as well as some structural characteristics of farms. The farm sample includes 2,904 farms annually, representing 57,100 farms with milk production in Germany, or two third of German milk production.

**Table 1**  
Characteristics of farms by size classes (2012/13)

Size class	tons	<250	<500	<750	<1000	>1000
milk						
Farms	n	1.229	833	354	135	353
Farms represented	n	35.311	14.099	4.550	1.324	1.840
Milk production						
Mean	kg	134.645	353.135	598.426	861.972	2.704.294
StdErr	kg	611	1.085	2.095	5.112	45.099
Land use						
Mean	ha	37	66	94	144	904
StdErr	ha	0	0	1	6	17
Labour unpaid						
Mean	AWU	1	2	2	2	1
StdErr	AWU	0	0	0	0	0
Labour hired						
Mean	AWU	0	0	1	1	19
StdErr	AWU	0	0	0	0	0
Aggr. Output						
Mean	€	85.642	193.086	305.916	441.003	1.873.046
StdErr	€	592	1.007	1.845	7.132	33.759
Aggr. Input						
Mean	€	126.584	226.627	325.020	434.765	2.401.480
StdErr	€	667	1.112	2.357	7.730	57.768

Source: Author's calculation based on BMEL Testbetriebsnetz.

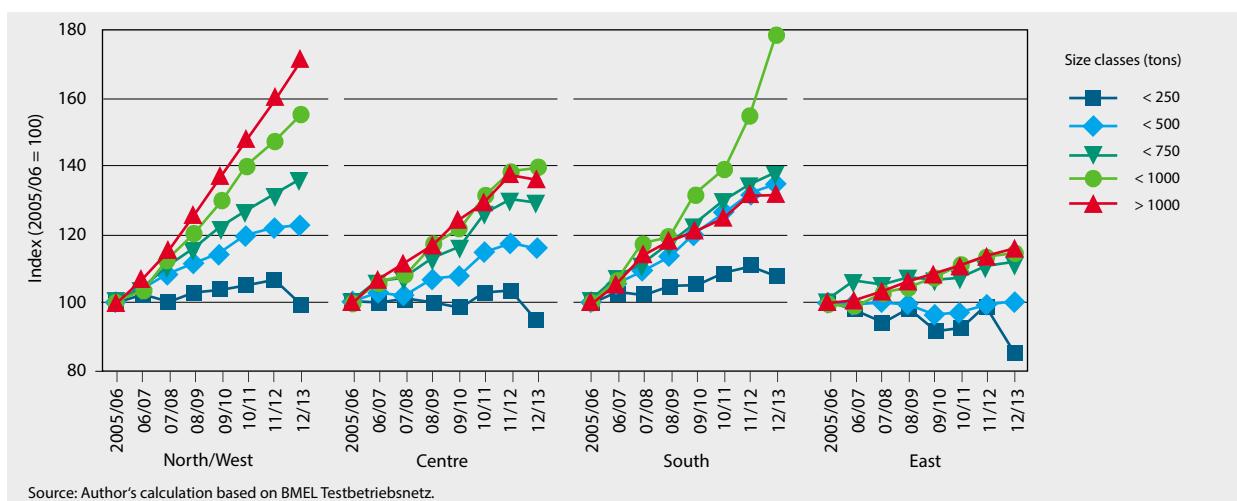
### 3 Structural indicators and farm development

As mentioned before, farms are clustered by regions and five size categories. The sample covers two thirds of milk production in Germany in 2012/13, where 33 % are located in region North/West, 6 % in region Centre, 36 % in region South and 24 % in region East. Referring to size, about 25 to 27 % each is produced in size categories <250, <500 and >1000 tons, while 15 % is produced in category <750 and 7 % in category <1000. The development of milk production is quite diverse due to quota trade at the regional level, as well as by scale effects, especially for farm buildings and machinery. Small farms (<250 t) in the regions of Germany West increase production up to 10 %, whilst lowering production in 2012/13 shortly before phasing out of the milk quota regulation. In the South, farms in size categories <500 and <750 successively increase milk production up to one third in 2012/13, but with an increase of 80 % in size class <1000 and therefore much more than of the largest size class. This indicates, that reallocation of production in this region is in favour of farms below 100 dairy cows. Large farms (>1000 t) in region North/West increase milk production by 70 to 80 %, indicating a reallocation of production from small to farms with more than 100 dairy cows. The situation is less dynamic in the East, where large farms are dominating. Small farms reduce milk production and large farms increase their size only by 15 %. The latter might be an effect of competition on the land market, where large scale arable production is favoured by decoupled direct payments – against dairy and (other) cattle production (Kleinhanss, 2013; 2012; 2011). A similar development can be seen for land use (but on a lower level): small

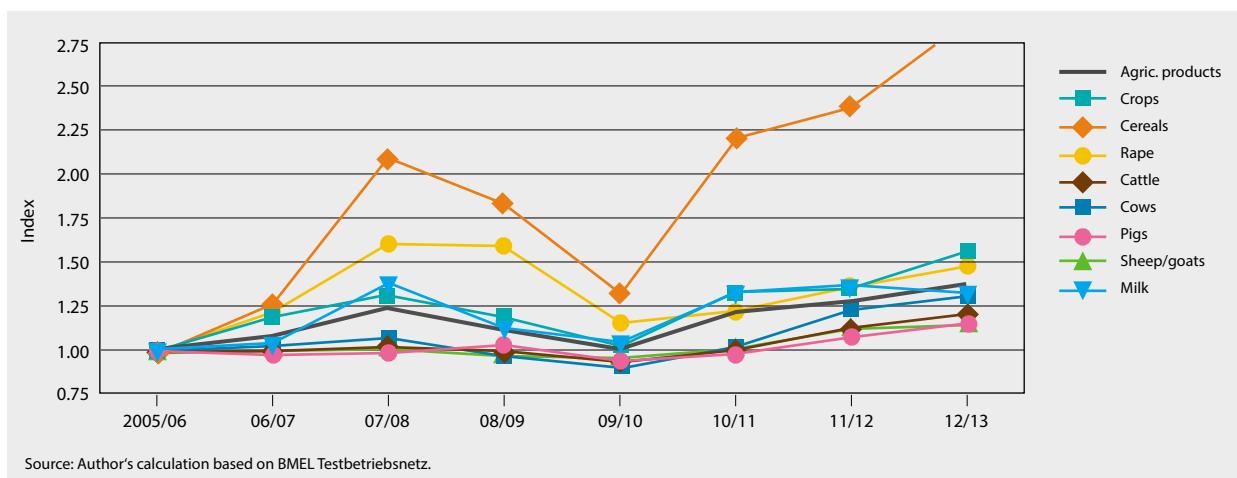
<sup>3</sup> Size categories in tons of milk production (averages over the years): '<250': <= 250 tons; '<500': >250 ... <500 tons; '<750': >500 ... <= 750 tons; '<1000': >750 ... <= 1000 tons; '>1000': >1000 tons.

<sup>4</sup> North/West: Schleswig Holstein, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen; Centre: Hessen, Rheinland-Pfalz, Saarland; South: Baden-Württemberg, Bayern; East: Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Thüringen.

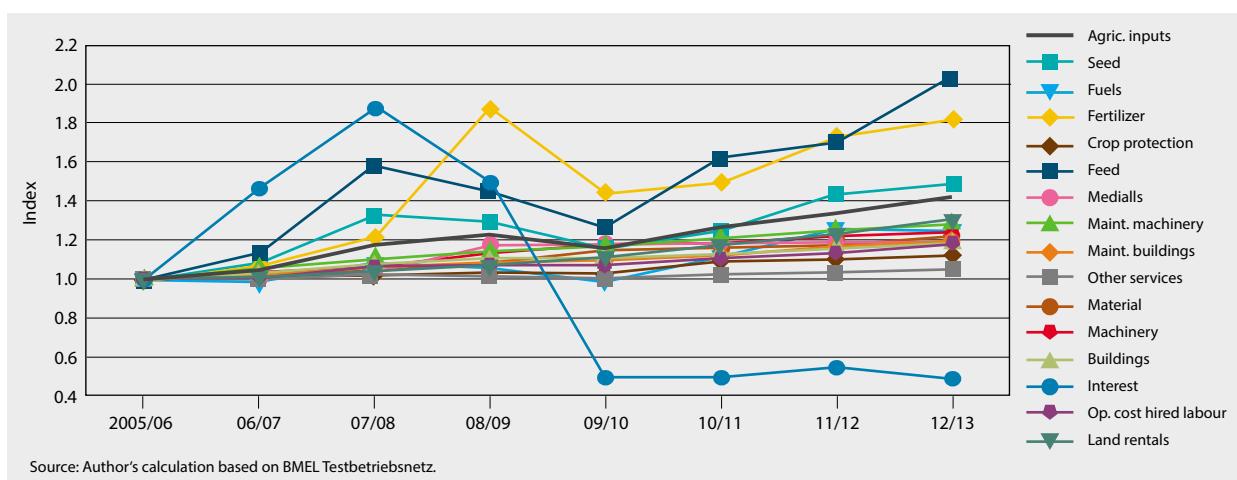
<sup>5</sup> While subsidies are often excluded in TFP analyses (Kimura, 2015) it seems to be worthwhile to include them in time series analyses, to take account of milk market reform from 2003 to 2007, where support prices were reduced and milk premia were introduced, being coupled in the first period and decoupled since 2005/06. However, the effect of subsidies on TFP is rather marginal, as has been proved by test calculations and results shown in Figure 10.



**Figure 1**  
Development of milk production (2005/06 = 100)



**Figure 2**  
Development of output prices (index 2005/06 = 1)



**Figure 3**  
Price index of inputs (index 2005/06 = 1)

farms in the West as well all farms in the East are stagnating, while large farms increase land use by up to 20 %.

Overall trends of output and input prices are expressed by price indexes referring to the first period. For products, price for cereals shows the highest increase, followed by oilseeds and milk. The development is characterized by a large increase during the price boom in 2007/08, a drastic fall during the economic crisis, and a further boom for cereals since 2010/11.

Within inputs prices of fertilizer and feed increased most, the latter correlated with cereals. While interest rates increased until 2007/08, they fell strongly under the monetary policy of the European Central Bank.

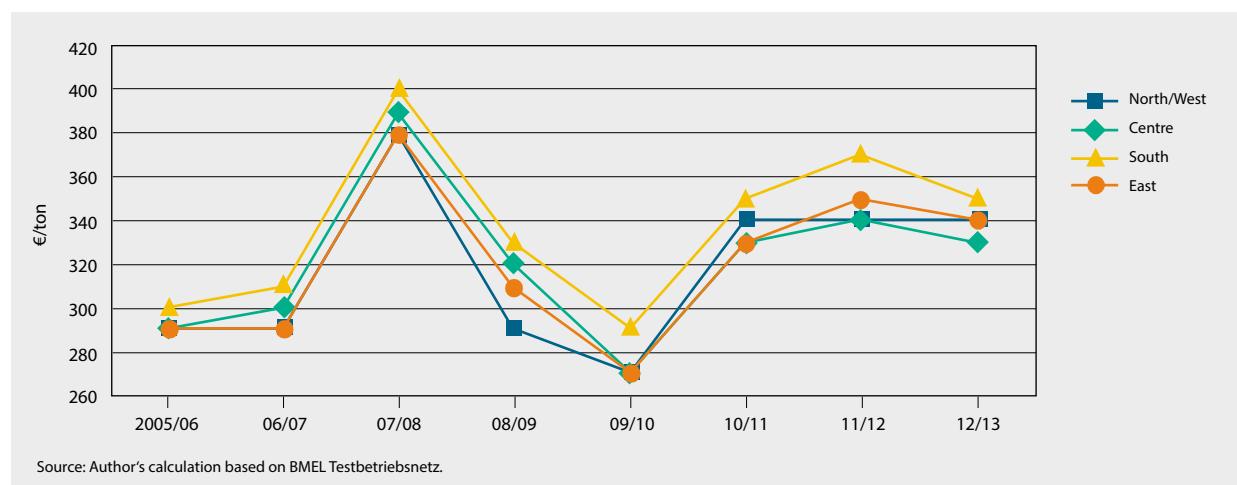
Details on milk prices and land rental prices by regions, derived from farm accounting data, are given in Figures 4 and 5. Milk prices show a rather high variation in time: levels of the first two years were determined by intervention prices, and then a price boom in 2007/08 determined by globalization and a strong demand from the world market; followed by very low prices under the economic crisis, and a recovery

and stabilisation at an above average level since 2011. Region South shows higher milk prices thanks to higher shares of hard cheese processing and milk exports to Italy.

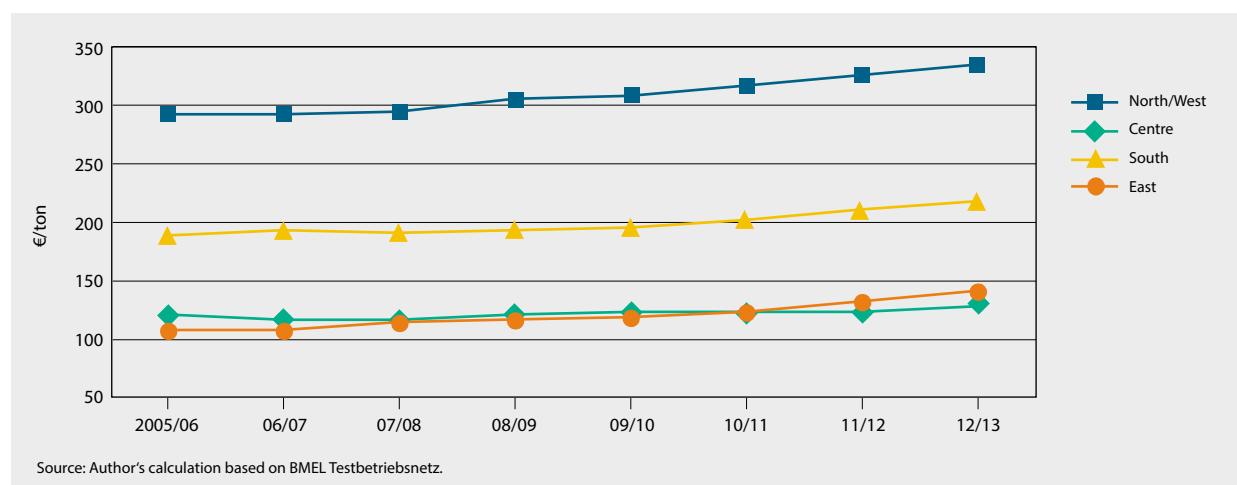
The change of **land rental prices** is significant; changes in absolute terms are about 40 to 50 €/ha. There are considerable regional differences with highest levels in North/West and low levels in the Centre and East, while the latter is an effect of transformation of agriculture since reunification and often long term rental contracts.

Based on the underlying data the totals of outputs and inputs, as well as margins of total outputs minus total inputs, are calculated. This results in the interesting insight that (including direct payments) less than 20 % of farms have positive margins with high variation in time and by regions (Figure 6). In the North/West and East shares are above average, while in the South only 5 % of all dairy farms reach positive margins.

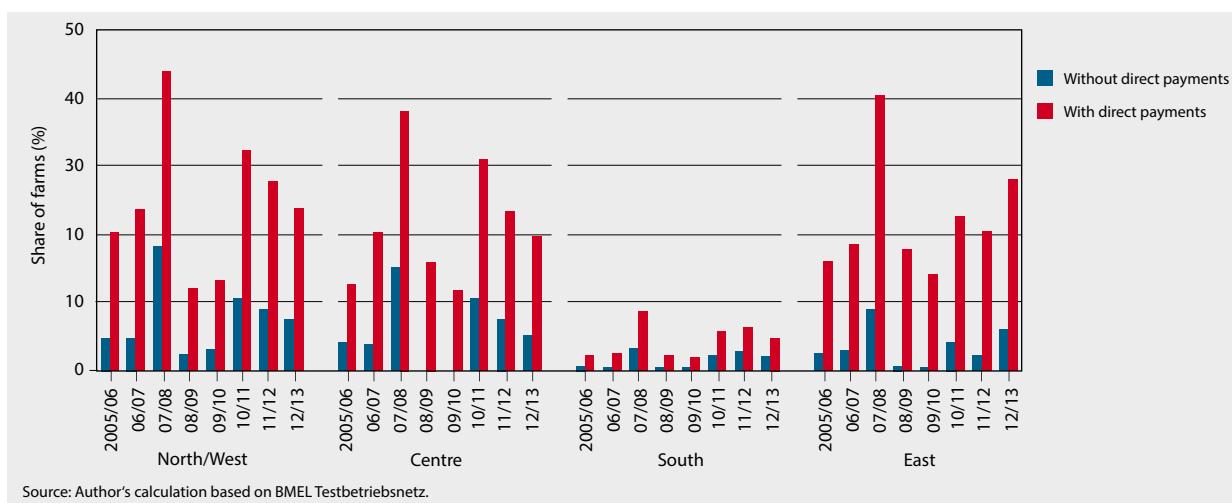
The situation becomes much worse if subsidies (direct payments) are excluded from the output. In this case less than 10 % of farms reach positive margins. This is the



**Figure 4**  
Development of milk price



**Figure 5**  
Development of land rental price

**Figure 6**

Share of farms with positive margins (total output minus total input) with or without direct payments

situation for TFP analysis where by standard definition – all factors are remunerated (own factors by opportunity costs) and subsidies not considered.

As a consequence we run the model including direct payments as output in the standard version, and without direct payments in an alternative scenario. Further we differentiate TFP results by farms with negative and positive margins.

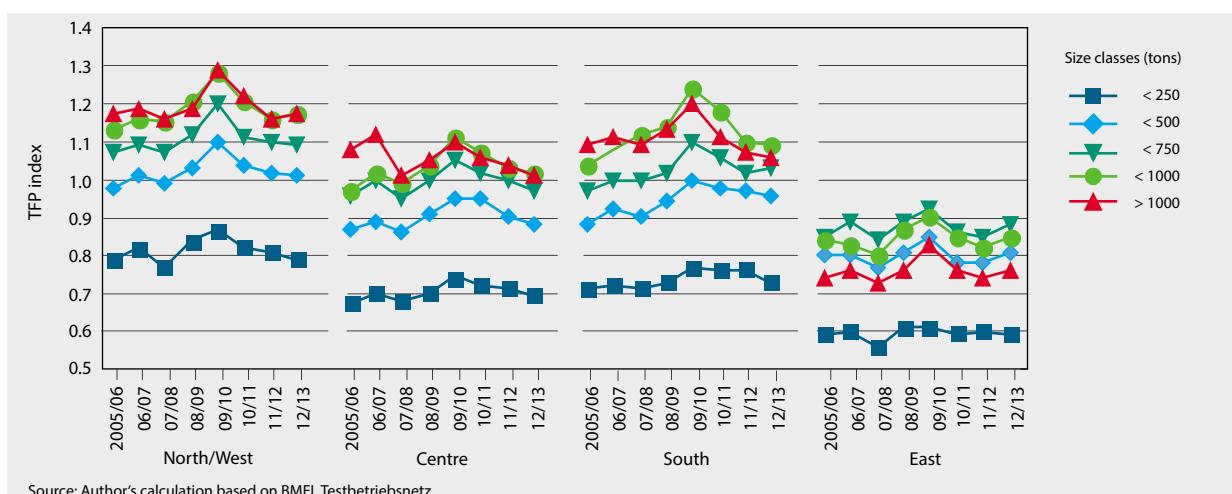
## 4 TFP results

All TFP results shown in the following are based on farm individual indexes, weighted by the individual weighting factors. At first we discuss the direct outcome of TFP's calculations, referring to a reference farm in the first year. Then we show normalized TFP's, as well as of aggregated input and output. Further differentiations are made with and without direct payments and clusters with positive or negative

margins. Outputs including direct payments are used as standard TFP model.

### 4.1 Absolute TFP indexes

Absolute TFP indexes, differentiated by four regions and five size classes, are shown in Figure 7. TFP levels show a clear ranking up to size class <750, with lowest levels for small farms and higher levels for next size classes. TFP levels of farm <250 tons are 0.8 in region North/West, 0.7 in Centre, 0.75 in region South and 0.6 in region East. They are rather stable in time, beside the South with a slight increase since 2009/10. Size class <500 shows a slight increase of TFP with the exception of region East. The development is similar for size class <750 in Germany West. Scale effects are not at all clear for size categories <1000 and >1000 referring to the ranking and tendency. This is especially the case in region East, where size class <750 shows the highest TFP level, while the largest category is even lower than of size class < 500.

**Figure 7**

Development of TFP (abs.) by regions and size classes

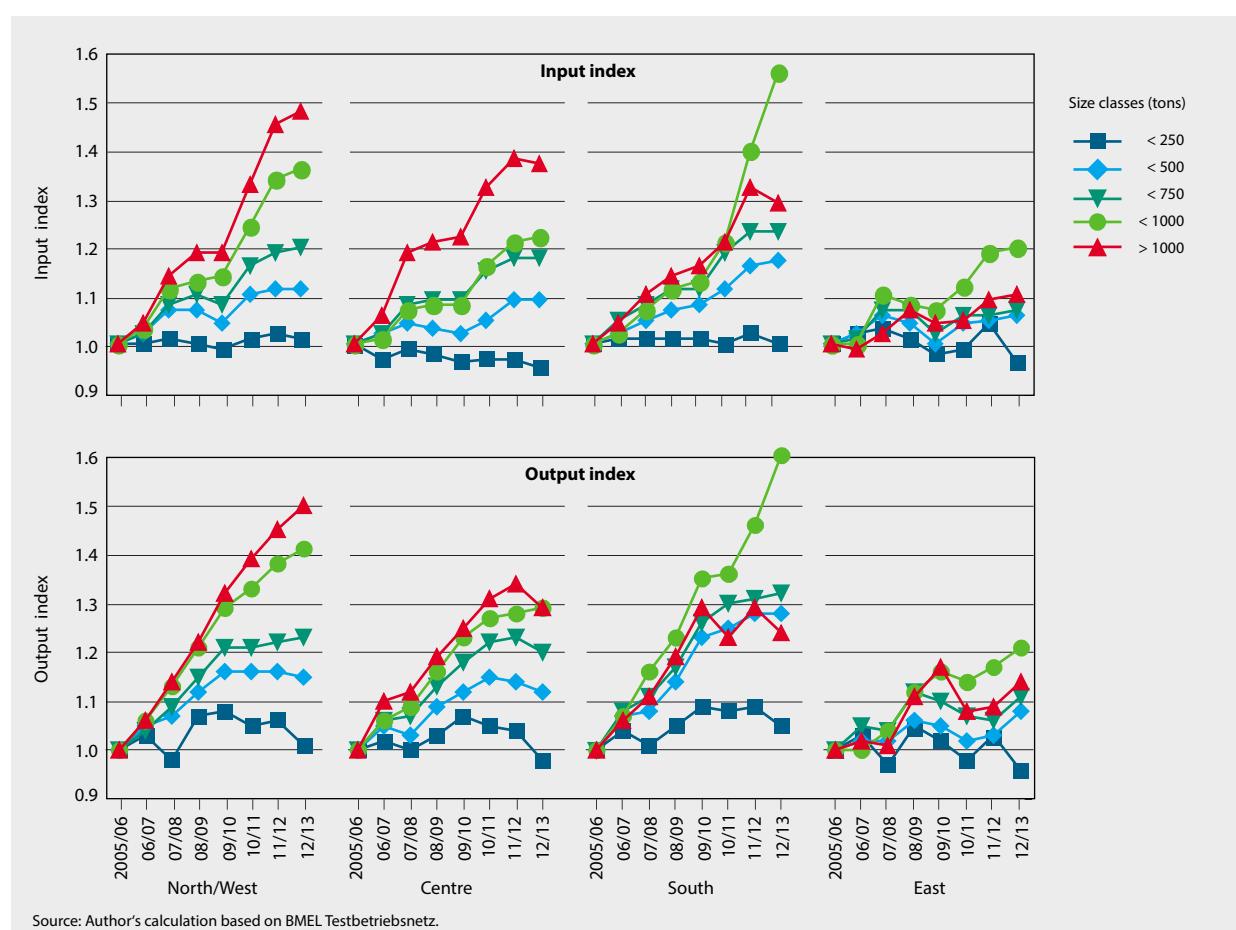
Concerning the development in time there are similarities, with rather low levels in the first year, when the economic performance of dairy farms was rather weak. Next an unexceptional slow-down in 2007/08 when milk prices as well as profits<sup>6,7</sup> were most favourable and then an upward tendency under the economic conditions of the economic crisis, expressed by low milk prices, but higher input prices, especially for fertilizer and feed.

#### 4.2 TFP's normalized

Development of TFP can better be explained based on normalized indexes (see Section 2.1). Input, output and TFP indexes are normalized for each farm referring to the first period; results are summarized in Figure 8.

Concerning the development of inputs it's interesting to see that small farms have a rather constant input level, meaning that they don't use many chemical inputs, energy

and purchased feed. Another factor could be that price effects are outbalanced by shrinking production especially for milk (see Figure 1). The development can be summarized as follows: an increase from 2006/07 to 2007/08, then a slowdown in following two years (economic crisis), and a further significant increase since 2009/10, mainly due to rising feed costs. Referring to region North/West, input indices increase – until the last period – by 10 % in size class <500, 20 % in class <750, 35 % in class <1000 and 50 % in largest farms. Increases are slightly lower in region Centre and higher in region South with an exceptional increase of size class <1000. This is also a signal of a rather dynamic farm development towards increasing milk production by 80 % (see Figure 1). Changes of aggregated input is rather low in region East with an increase of 5 to 10 % in medium sized farms and only 20 % in large farms. This is an indication that farms are more diversified in milk and crop production; about half of Legal Entities are classified as farm type 'Mixed'.

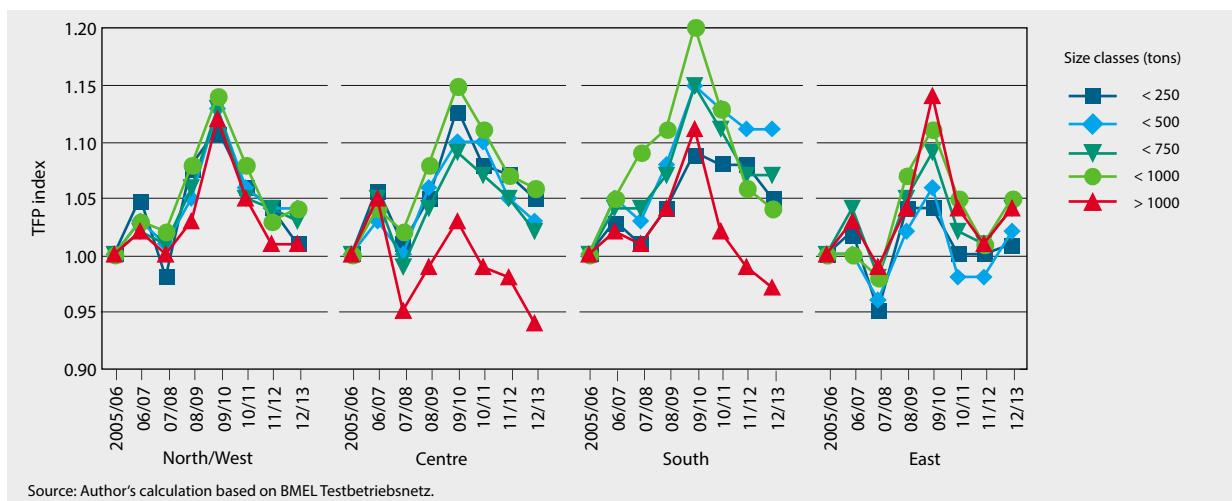


**Figure 8**

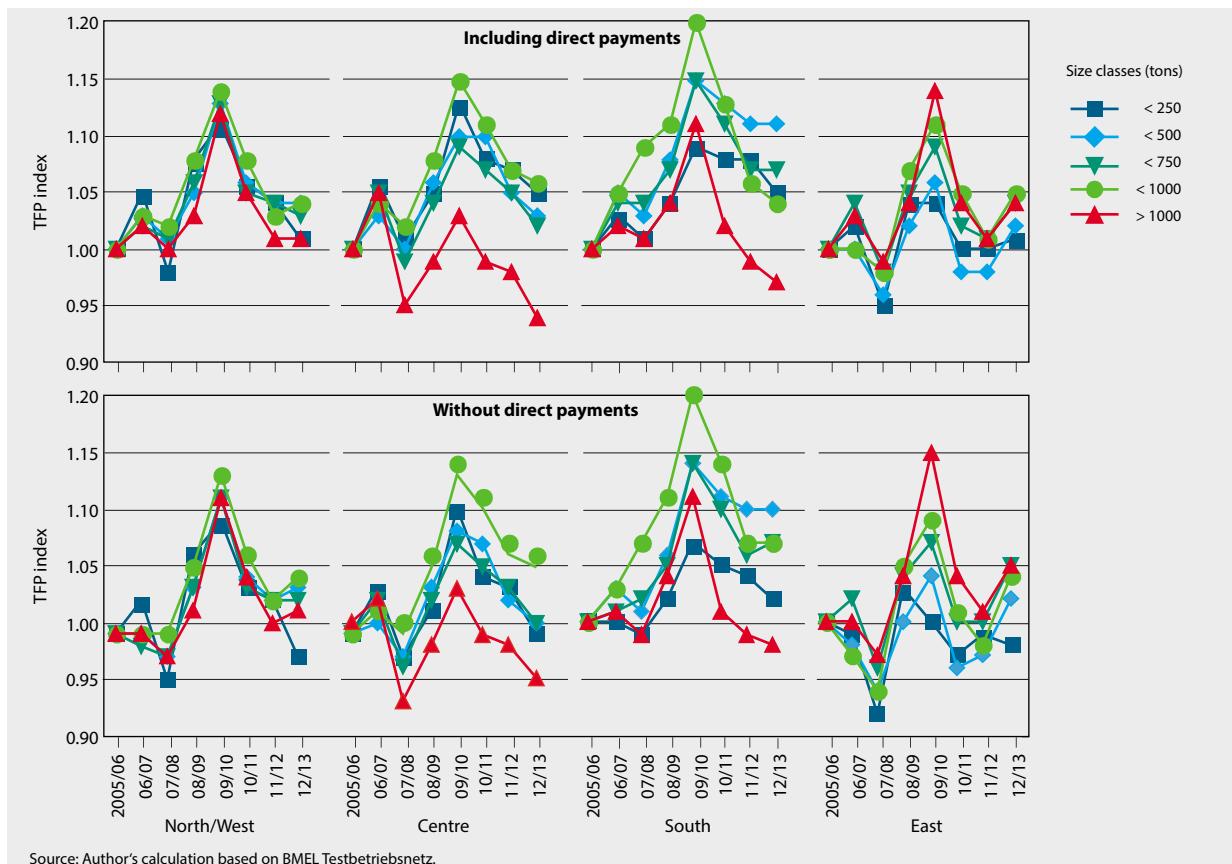
Development of TFP input and output index (normalized) by regions and size classes

<sup>6</sup> <https://www.ti.bund.de/de/thema/einkommen-und-beschaeftigung/einkommen-in-der-landwirtschaft-ein-dauerbrenner/einkommens-und-betriebSENTWICKLUNG/>

<sup>7</sup> [http://www.bmelv-statistik.de/fileadmin/user\\_upload/monatsberichte/BFB-0111101-2011.pdf](http://www.bmelv-statistik.de/fileadmin/user_upload/monatsberichte/BFB-0111101-2011.pdf)



**Figure 9**  
Development of TFP (normalized) by regions and size classes



**Figure 10**  
Development of TFP (normalized) with and without direct payments by regions and size classes

The development of **output** is also rather dynamic. An exceptional situation is given for small farms, where output becomes lower in 2007/08 when milk prices were highest. This can also be an indication that these farms are more diversified in livestock production, i. e., versus beef cattle and pigs, where the prices were very low in this year. Output successively increased in the following years, becoming flatter

and even slightly decreasing. Especially the large farms in regions North/West and South increase their output by 50 and 60 %, mainly driven by specialisation and expanding milk production. As for input the development of output is much less dynamic in region East; even the large farm increased output by only 10 and 20 % till the end of period.

The TFP index is calculated as aggregated output divided by aggregated input; results are shown in Figure 9. In contrast to output and input, the development is different and shows lower variations. Due to heights and drops it makes no sense to econometrically estimate trends. Instead we evaluate the development by comparing TFP of the last year with the first period.

TFP for most size classes show similar tendencies:

- a slight upward tendency in the 2<sup>nd</sup> year
- then a significant decrease in 2007/08, meaning that changes of aggregated output were higher than of aggregated inputs
- A continuous rise in next two years, reaching highest TFP's in 2009/10. This might be a result that inputs decreased more than outputs.
- A continuous decrease of TFP at least until 2011/12 and – in a few cases – a slight increase in the last year

In region **North/West** small farms have a rather insignificant increase of TFP in 2012/13. Unexceptionally, this is also the case for size class >1000. Three size classes (<500, <750 and <1000) show similar tendencies and levels in the last year with TFP of 1.04, meaning that annual TFP change is about 0.6 %.

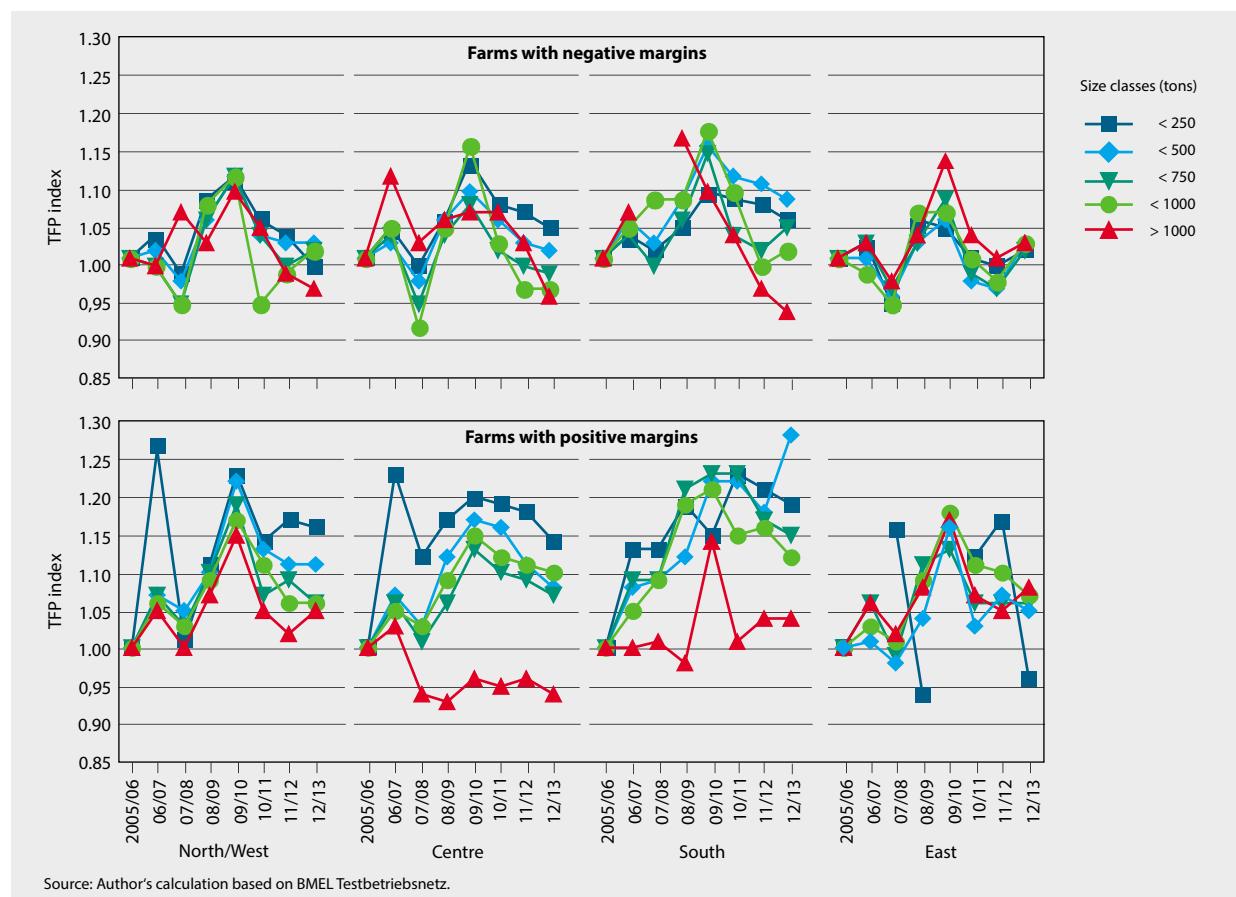
In region **Centre** TFP in farms size class <1000 reach 1.05, which is rather equal to those of small farms. Unexceptionally, the TFP of large farms (>1000) drops to 0.94, indicating an annual decrease of TFP by 1 %.

TFP development in region **South** shows a broader variation. Size class <1000 shows the highest TFP in 2009/10, but then becomes less than of other farms except >1000. The annual TFP increases of three size classes are about 1 % per year. Only in the large farms changes are about -0.5 % per year. Against other regions scale effects with regard to milk are not so clear, because especially the small farms often produce milk and beef (based on Simmental breeds), while large farms are more specialized towards milk, mainly using Holstein Friesian dairy breeds.

Results in region **East** show (<250 and <500) lower variation and lower TFP indexes size class. Large farms approaching TFP levels of 1.05, which is an annual increase of about 0.8 %.

#### 4.3 Further differentiations

The first option considered is the effect of **subsidies**. In the following simulation direct payments are excluded and results compared with the above-mentioned conditions (see Figure 10). TFP changes are rather insignificant from those including direct payments. As a general rule it can be concluded, that TFP in small farms is slightly lower (at the end of period), while it becomes slightly higher in large farms. This indicates a lower dependency of large farms from direct payments, but the differences can hardly be proved by statistical significance.



**Figure 11**

Development of TFP of farms with negative or positive margins by regions and size classes

Source: Author's calculation based on BMEL Testbetriebsnetz.

The next aspect being tested is the clustering between farms with **negative and positive margins** (total output minus inputs). In this case the number of farms in clusters varies between the years (Figure 11). In general TFP's vary less in farms with negative margins, and the ending level is close to one, meaning almost no change of TFP. In case of positive margins there has been an upward tendency since 2007/08 and a stabilisation until the end of the period. The change of TFP is about 1 to 2.5 % per year.

## 5 Summary and conclusions

In this paper the development of Total Factor Productivity (TFP) of dairy farms in Germany is analysed using Fisher TFP Indexes. Farm data are taken from the German Farm Accounting Data Network, where a balanced panel of dairy farms over the period 2005/06 to 2012/13 is selected. Templates for data specification have been worked out by the OECD Farm Level Network and software provided by OECD. Due to balanced panels and small farms excluded, the sample represents about half of dairy farms and two thirds of milk production in Germany. The contribution fits into the OECD work program, where cross-country analysis is done for some OECD Member States.

Fisher TFP Indexes are computed at the farm level and normalized for each farm referring to the first year; results are aggregated by regions and size classes weighted by the farm individual weighting factors. Data preparation shows that the total cost assumption deviates from classical farm accounting calculating profit or other income indicators, indicating the remuneration of own factors under the existing economic conditions, i. e., including subsidies from the Common Agricultural Policy. In the classical Total Factor Productivity approaches, there are following significant differences: subsidies are not included in the outputs, while costs of all factors are included, and own factors valued by opportunity costs. In the case of dairy farms in Germany only 20 % of farms would have positive margins of outputs minus inputs including subsidies.

Aggregated input indexes show almost no variation in small farms, where price changes might be outbalanced by structural change. High input levels for feed, fertilizer and energy, and the strong price increase, induce a considerable increase on aggregated inputs in large farms, underlined by increase of milk production. There is a clear upward tendency for the development of output, especially in large farms. Farms in the West of Germany are more dynamic with regard to inputs and outputs.

Normalized TFP Indices show similar tendencies at regional level over time: a low increase in the first two years, then a decrease in 2007/08, the year with highest milk prices in the underlying period, an upward tendency of TFP when milk prices reached their lowest levels during the economic crisis. In most regions positive scale effects on TFP can be considered; annual increasing rates are generally lower than 1 %. In some cases TFP's of large farms are lower than those of smaller farms. Variation of subsidies show, that with subsi-

dies TFP's are slightly higher in small farms and vice versa for large farms without subsidies.

## References

- Ball V, Butault J, San Juan C, Mora R (2010) Productivity and international competitiveness of European Union and United States agriculture. *Agric Econ* 41:611–27
- Diewert E (1992) Fischer ideal output, input, and productivity indices revisited. *J Productivity Analysis* 3:211–48
- Gray EM, Oss-Emer M, Sheng Y (2014) Australian agricultural productivity growth : past reforms and future opportunities [online]. To be found at <[http://www.oecd.org/tad/events/Mr%20Merrilees\\_Agricultural%20productivity%20growth%20reforms%20opportunities.pdf](http://www.oecd.org/tad/events/Mr%20Merrilees_Agricultural%20productivity%20growth%20reforms%20opportunities.pdf)> [quoted 02.10.2015]
- Griliches Z (1996) The discovery of the residual : a historical note. *J Econ Literature* 24:1324–1330
- Kimura S (2015) Dynamics of dairy farm productivity growth : cross-country comparison [online]. To be found at <<http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=TAD/CA/APM/WP%282014%2937/FINAL&docLanguage=En>> [quoted 06.10.2015]
- Kleinhanss W (2011) The impact of SPS implementation options on the distribution of support. In: OECD (ed) Disaggregated Impacts of CAP reforms : proceedings of an OEC D Workshop. Paris : OECD, pp 161–174
- Kleinhanss W (2012) Change of productivity in German dairy farms. In: Vrolijk H (ed) Pacioli 20 : complex farms and sustainability in farm level data collection. The Hague : LEI Wageningen UR, pp 26–34
- Kleinhanss W (2013) Development of productivity of dairy and pig farms in Germany [online]. To be found at <[http://ifmaonline.org/wp-content/uploads/2014/08/13\\_Kleinhanss\\_P207-215v3.pdf](http://ifmaonline.org/wp-content/uploads/2014/08/13_Kleinhanss_P207-215v3.pdf)> [quoted 09.10.2015]
- O'Donnell C (2011) DPIN 3.0 A program for decomposing productivity index numbers. Brisbane : Univ Queensland Centre Efficiency Productivity Analysis
- O'Donnell CJ (2012a) An aggregate quantity framework for measuring and decomposing productivity change. *J Prod Anal* 38(3):255–272, doi:10.1007/s11123-012-0275-1
- O'Donnell C (2012b) Nonparametric estimates of the components of productivity and profitability change in U.S. agriculture. *Am J Agric Econ* 94:873–890
- Sheng Y, Nossal K, Davidson A (2013a) Comparing agricultural total factor productivity between countries : the case of Australia, Canada and the United States [online]. To be found at <<https://www.business.unsw.edu.au/research-site/centreforappliedeconomicresearch-site/Documents/Y.%20Sheng,%20K.%20Nossal,%20A.%20Davidson%20-%20Comparing%20Agri%20TFP%20between%20Countries,%20the%20case%20of%20Australia,%20Canada%20and%20US.pdf>> [quoted 02.10.2015]
- Sheng Y, Jackson T, Zhang D, Zhao S (2013b) Measuring output, input and total factor productivity in Australian agriculture : an industry level analysis [online]. To be found at <<http://www.iariw.org/papers/2013/ShengPaper.pdf>> [quoted 02.10.2015]
- Tiedemann T, Latacz-Lohmann U (2011) Development of productivity in organic and conventional agriculture : an empirical analysis. *German J Agric Econ* 60(2):101–118
- Zhao S, Sheng Y, Gray EM (2011) Measuring productivity of the Australian broadacre and dairy industries : concepts, methodology and data. In: Fuglie KO (ed) Productivity growth in agriculture : an international perspective. Wallingford : CABI, pp 34–108

# Determinants of economic success in egg production in Germany – here: laying hens kept in aviaries or small-group housing systems

Amely Campe\*, Catherine Hoes\*, Sarah Koesters\*, Cornelia Froemke\*, Werner Bessei\*\*,  
Ute Knierim\*\*\*, Lars Schrader\*\*\*\*, Lothar Kreienbrock\*, and Petra Thobe\*\*\*\*\*

## Abstract

The European Union ban on conventional battery cages had far-reaching consequences for animal welfare and the economic success of egg production. The aim of this study was to identify the main influences on economic success of farms keeping laying hens in aviaries or small-group housing systems. The results confirmed the importance of productivity measures (i.e. conversion rate), whereas farm size was of consequence for small-group housing systems, only. Dependent on the housing system, management decisions (i.e. daily inspection time, feeding of self-mixed feed) accounted for a considerable part of economic effectiveness. Furthermore, the number of years of experience of the farmer with the housing system seemed to influence economic productivity. Positive effects of selling graded eggs (instead of bulk-ware) showed the relevance of market outlets on economic profitability. The study indicated that small-group housing systems might profit from selling their products directly to the consumer. The results show that decisions of politics and the retail sector as well as consumer choices have an influential effect on the economic success of egg production.

**Keywords:** *Laying hens, economic efficiency, market influences, management*

## Zusammenfassung

**Determinanten des wirtschaftlichen Erfolgs in der Eiproduktion in Deutschland – hier: in Volieren- oder Kleingruppenhaltungssystemen gehaltene Legehennen**

Das EU-weite Verbot von konventioneller Käfighaltung hatte weitreichende Konsequenzen für das Tierwohl und die Wirtschaftsleistung in der Eiproduktion. Das Ziel dieser Studie war es, die Haupteinflüsse auf den wirtschaftlichen Erfolg in Betrieben mit Volieren- oder Kleingruppensystemen zu identifizieren. Die Ergebnisse bestätigten den Einfluss von Produktivitätskriterien (z. B. Futterverwertung) auf den wirtschaftlichen Erfolg, wogegen die Betriebsgröße nur bei der Kleingruppenhaltung eine Rolle spielte. Abhängig vom Haltungssystem bedingen Managemententscheidungen (z. B. tägliche Inspektionszeit, selbstgemischtes Futter) einen relevanten Teil des ökonomischen Erfolgs. Ebenso kann die Erfahrung des Landwirts mit dem Haltungssystem einen Einfluss haben. Positive Effekte durch den Verkauf von sortierten Eiern gegenüber Bulk-Ware zeigten die Relevanz von verschiedenen Absatzmärkten für den ökonomischen Erfolg. Alternativ zum Vertrieb im Einzelhandel könnte die Kleingruppenhaltung davon profitieren, die Eier direkt zu vermarkten. Die Ergebnisse dieser Studie lassen erkennen, dass Entscheidungen der Politik, des Einzelhandels und der Verbraucher den ökonomischen Erfolg der Eiproduktion beeinflussen.

**Schlüsselwörter:** *Legehennen, Wirtschaftlichkeit, Markteinflüsse, Management*

\* University of Veterinary Medicine Hannover, Department of Biometry, Epidemiology and Information Processing, Buenteweg 2, D-30559 Hannover, Germany

\*\* University of Hohenheim, Farm Animal Ethology and Poultry Production (470c), Garbenstraße 17, D-70599 Stuttgart, Germany

\*\*\* University of Kassel, FB 11 Organic Agricultural Sciences, Steinstr. 19, D-37213 Witzenhausen, Germany

\*\*\*\* Friedrich-Loeffler-Institute, Institute of Animal Welfare and Animal Husbandry, Doernbergstraße 25/27, D-29223 Celle, Germany

\*\*\*\*\* Thuenen Institute of Farm Economics, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, Germany

## 1 Introduction

Mainly due to raised consumer awareness and resulting social and economic pressure from animal welfare groups and the retail industry, the farming methods of laying hens in the EU have undergone fundamental changes during the last 25 years, culminating in the political decision to ban housing in conventional cages, coming into effect in January 2012 (European Council, 1999). In Germany, laying hens are now predominantly kept in barns (floor housing or aviaries, respectively) as well as in free-range or organic systems. Currently, about 11 % of eggs are produced in enriched cages (MEG, 2015), so called 'small-group housing' (TierSchNutzV, 2006, last amended 2014), for which the legal basis is under debate. The alternative housing systems do not only pose new challenges regarding management strategies to ensure health and welfare of layers (Green et al., 2000; Tauson, 2005; Drake et al., 2010; Lambton et al., 2010), but also to achieve economic success. However, information on small group housing systems, being new and still under debate in Germany, are limited.

Literature on influences on economic efficiency in egg production is sparse. Current research mainly focuses on productivity of the hens (e.g. Tauson, 2002; Singh et al., 2009; Guo et al., 2012; Freire and Cowling, 2013). However, variables like laying performance, feed conversion rate and mortality can only in part explain how to secure profits or avoid losses in egg production. Considerable variance between farms with similar housing systems, e.g. regarding mortality or laying performance, indicate that productivity is not primarily influenced by the housing system but by the quality of the management (e.g. Aerni et al., 2005). However, improving the management typically involves higher costs, e.g. for personnel, layer house modifications or feed components. Therefore, in regard to economic success it is important whether these investments pay off through higher returns, to at least achieve a balanced overall result in the long term.

Another major influence on economic profitability is found in market outlets. These can partly be influenced by the farmers themselves, e.g. the decision to sell eggs by direct marketing or to sell bulk-ware to wholesale industry. In these decisions costs for extra equipment, labour, etc. have to be weighed against higher returns. Nevertheless, factors beyond the reach of the farms play an important role as well. Market resolutions, such as the delisting of cage eggs by large parts of the retail industry in several European countries (European Commission, 2003) affect returns attainable for produced eggs and, therefore, the economic productiveness.

The aim of this study was to take an observational approach to identify the main influencing factors on the economic success of egg producers in Germany. However, it can be assumed that kind and impact of influencing factors vary with the housing systems. Therefore, two important housing systems for laying hens in Germany were assessed. One of these systems was 'small-group housing', because it was supposed to replace conventional cages. Secondly, aviary systems were investigated as they are the most common

housing system for large laying hen flocks in Germany. We intended to identify main influences, which impact economic success regardless of individual farm conditions. As the most important influences on profitability can be assigned to the thematic clusters (blocks) animal associated productivity, direct and indirect farm management, a focus of the investigation was to identify the relative importance of these blocks and if possible to identify the driving factors within these groups. In order to identify block importance and single variable importance for a number of different indicators of economic success, simultaneously, a multivariate, multifactorial analysis tool was needed, which could yield not only single variable but also block importance (for the Results see Section 3.2). The only method to do so (to our knowledge) is the "Multiblock Redundancy Analysis" (Bougeard et al., 2012).

The study intended to perform an observational description of the main influences on economic success, as little is known about small group housing systems in Germany. Furthermore, we intended to identify strategies a farmer could use to compensate for potential disadvantages inherent in a housing system itself or for disadvantages through circumstances beyond the farm. Therefore, the results of the analyses were discussed from the point of view of farmers with a small-group housing system on the one hand and with an aviary system on the other hand.

## 2 Methods

### 2.1 Data collection and variable selection

The study presented was part of a collaborative project, where members of various scientific fields participated: Contributions came from animal health and behavior groups, as well as agricultural technologists, economic experts, and epidemiologists. The aim of this project was to deduce management recommendations for laying hens kept in small-group housing or aviary systems based on data collected in a cross-sectional study.

The project eligibility criteria were a minimal farm size of 2,000 hens, specifications considering the design of equipment in aviary systems, the willingness to answer questionnaires, to record and transmit productivity data and to grant access to the layer houses for health and hygiene assessment, behavioural observations as well as air measurements. These criteria were applied by all study teams and on all farms. Egg producers in Germany were contacted either directly or by advertisement. When farms showed their willingness to participate, they were visited a first time to assess whether or not they fulfilled the eligibility criteria. Those farms that did were later visited again by the different project partners for data collection. As this data collection was very extensive and therefore highly time consuming and cost-intensive as well as requiring trained personnel and specialized equipment, the number of participating farms was limited to 70. Due to the limited sample size, this study was restricted to identifying the most important influencing factors, despite having access to a large amount of information on the farms.

For the purpose of data collection standard, operating procedures for health and behaviour assessment and measurements of hygienic conditions of air and housing equipment were determined (Dahoo et al., 2009). Three different questionnaires were used: The farm management questionnaire contained questions considering general farm management (light program, feed, hygiene, personnel etc.) and animal/herd characteristics (e.g. type of hybrid). Data were collected by trained observers in a personal interview. According to interobserver reliability analyses (for the method description see Ruddat et al., 2014; data not presented here) there was no indication of interviewer bias. The layer house equipment questionnaire included questions considering the size of the layer house as well as design, dimensions and conditions of housing equipment in the layer house. Measurements and observations were gathered by trained members of the project team during a visit to the farms. With the farm economics questionnaire productivity and other economic data (e.g. laying performance, returns for eggs, and feeding/personnel costs) were collected. Information was obtained by an economic expert in a personal meeting after depopulation. The questionnaires comprised over 1,000 questions in total, of which the qualitative ones were closed as well as semi-closed. All questionnaires were pilot tested on six farms and then modified to their final forms. The data were collected per farm and layer house, the latter representing the experimental unit. Additionally, a clinical scoring was conducted for each of 100 hens per layer house. The data from the farm management and layer house equipment questionnaires as well as the clinical scoring were kept in a SQL-database. The data of the farm economics questionnaire were digitized in Microsoft Excel™.

Due to the high number of investigated variables a process of variable selection was applied to ensure the final statistical models. Dependent variables were selected that measured different stages of economic profitability by including returns or costs as well as both combined (KTBL, 2012). To be able to differentiate between primary cost-driving factors and those affecting returns, direct costs and returns per egg were identified as suitable outcome variables besides net total per egg, which corresponds to the balance of revenues and total costs per egg (or margin or returns per egg) and reflects the overall economic success (Figure 1d). The returns per egg comprise the total revenues for the eggs, slaughtered hens and dry manure. The total costs contain the indirect costs (fixed costs) and the immediately attributable direct costs (variable costs). The fixed costs contain the costs for labour and machinery, building and capital, whereas the direct costs comprise the costs for pullets, feed, veterinarian costs, energy, water, marketing and packaging and other direct costs per egg. The endpoints and all factors, which may be associated with these endpoints, were checked for plausibility. In case of inconsistencies the data collectors were contacted to eliminate the problems. Furthermore, basic descriptive analyses were conducted yielding contingency tables and measures of central tendency and variation.

Variable selection included the removal of one dataset with missing mortality, as the methods used require complete datasets. Furthermore, to avoid sparse data problems, such as convergence problems of models and representativeness, variables with less than five observations in a category were transformed, i.e. dichotomized, if possible, or not considered for further analysis. Furthermore, variables were checked for strong multi-collinearity by investigating

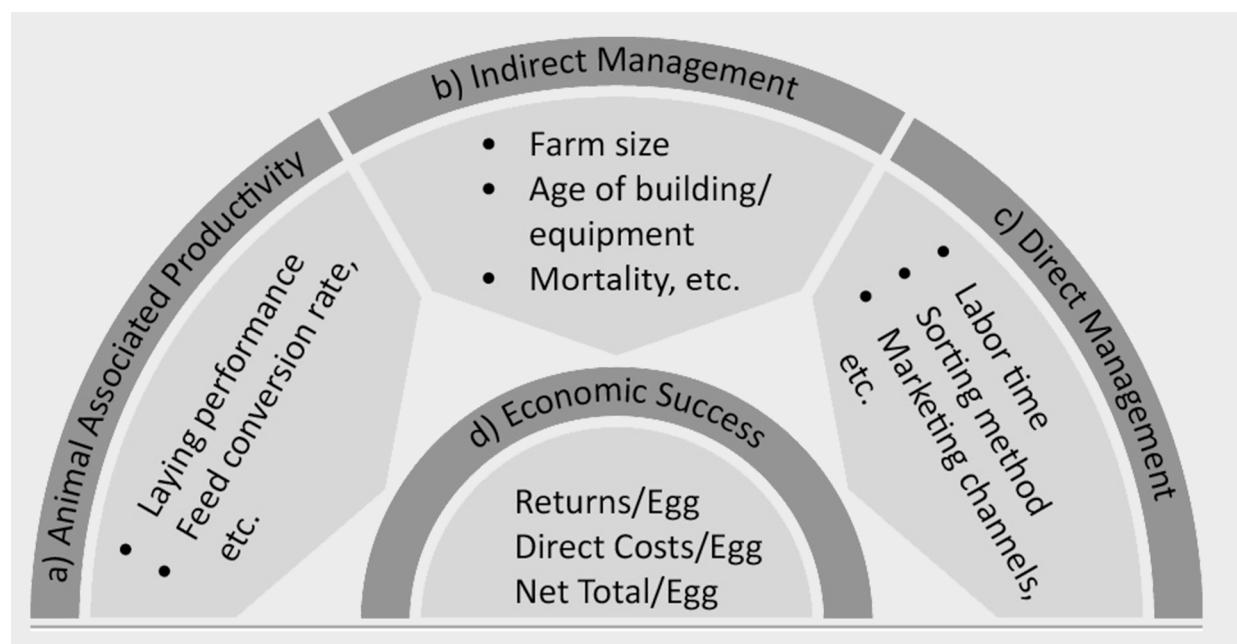


Figure 1

Relevant associations between groups (or blocks) of influences and the economic success of egg producing farms with small-group or aviary housing systems analyzed in this study

cross-tables and determining their variance inflation factors. The remaining potential influencing factors underwent a univariate one-factorial linear regression analysis (Neter et al., 1996) and only those being allowed in the final multiblock redundancy model, which had a p-value <0.15. This relaxed significance level was chosen at this level of variable selection in order to avoid losing confounded explanatory factor estimates.

## 2.2 Multiblock redundancy analysis

The method chosen for multivariate, multifactorial analysis was the multiblock redundancy analysis. For this method, sets of explanatory variables have to be grouped together in meaningful explanatory blocks and all outcomes have to be merged in one outcome block. The basic objective of this analytical method is to summarize each block by one latent variable. The latent variables then are constructed such that a criterion is maximized, which reflects the extent to which each latent variable (from the respective explanatory block) is linked to the latent variable of the outcome block. The solution to this maximization problem is derived from a matrix eigenanalysis. The multiblock redundancy analysis requires centered and scaled data in presence of variance heterogeneity.

After derivation of the latent variables, associations between the explanatory data and outcome are investigated. First, the degree of association between one explanatory block and the whole outcome block is computed based on the eigenanalysis. It is named block importance (BIP [%]) and considers the covariance between the latent variables of the explanatory block and the outcome block. To compute the block importance, the method allows a weighting of the explanatory blocks: Blocks can be equally weighted, weighted according to the number of variables included in each block or weighted due to practical reasons, such as biological considerations. In this study, the blocks were weighted equally.

Then, the association between one explanatory variable and the whole outcome block is assessed as variable importance (VIP [%]), which is based on the covariance of each specific explanatory variable with the whole outcome block and the loadings given by the eigenanalysis (see Bougeard et al., 2011;2012 for technical details).

Finally, the association between one explanatory variable and one specific outcome variable is calculated by ordinary least square regression, yielding regression coefficients for each association.

Due to the fact that this method employs principle component analysis to derive latent information, model fit can be adjusted by the number of dimensions used. For the study presented here, the cut-off for inertia was set to ≥80 %, indicating that with the given number of dimensions at least 80 % of the cumulative relative variance is explained by the latent variables. Goodness of fit of the models was assessed calculating the coefficient of determination for the total model as well as for each outcome variable. For this multiblock redundancy model two-sided 95 %-confidence intervals (CI)

were computed for all these measures via bootstrap simulation with 400 steps (Carpenter and Bithell, 2000). The significance level of 5 % was chosen at this final level of analyses in order to identify the most important influences under the preselected explanatory variables. However, due to the explorative nature of this study, a multiplicity correction was omitted.

In this study explanatory variables were grouped in three blocks: The first contained "animal- associated productivity" variables such as laying performance, age at 50 % Laying Performance and feed conversion ratio (Figure 1a). The second block, "indirect management", was made up of those variables that also in some way reflected the management but could only be indirectly influenced (mortality) or could only be changed with great difficulty (farm size, age of barn/ housing equipment; Figure 1b). A third block on the other hand was termed "direct management" (Figure 1c), as it included variables that could easily be influenced by management decisions (stocking density, feeding of self-mixed feeds, caretaking time/hen, selling eggs directly etc.). The variables included in the final multiblock redundancy analysis are listed in Table 2 for the aviary system and in Table 3 for the smallgroup housing system.

For plausibility checks and descriptive analysis data were imported to SAS 9.3 (SAS Institute Inc., 2012). Statistical procedures and associated interpretation tools concerning the multivariate, multifactorial analysis were performed using code programs in R (R Development Core Team, 2008). The code source was made available by Stéphanie Bougeard.

## 3 Results

### 3.1 Descriptive analysis

Of the originally 70 farms meeting the eligibility criteria, four withdrew their consent to participate for various reasons during the data collection process. Therefore, the sample consisted of 19 small-group housings and 47 aviaries, which were visited during the period from April 2010 to September 2012 by the different project partners. The depopulation on one farm with small-group housing fell outside the time period of the project, resulting in 18 small-groups included in the analysis of productivity and economic efficiency. Compared with data of the Federal Statistical Office (DeStatist extract from 01.12.2011) the farms in the sample population were a typical representation of German egg production regarding farms size, geographical distribution and housing technology.

The variables selected, based on hypotheses, are listed in Table 1, for aviaries and small-group housing systems, separately. A descriptive analysis of the outcome variables is shown there, too. An outlier could be identified for the minimum direct costs. This value belongs to a farmer, who was farming laying hens as a contractor, meaning that vaccinated laying hens, feedstuff as well as veterinary consultancy were provided by a third party. The farmer invested personnel and the layer house, only. His direct costs were energy, water, cleaning and disinfection and costs for marketing, only.

**Table 1**

Variables originally selected for analysis and **descriptive results** of those quantitative variables included in the **aviary** model (47 farms) and **small-group** model (18 farms), respectively. The grouping of variables in the respective groups (blocks) is also shown.

	Aviary					Small-Group				
	Mean	Median	SD	Min	Max	Mean	Median	SD	Min	Max
<i>Block d: Outcome Variables</i>										
Returns (Cent/Egg) <sup>1</sup>	10.60	10.48	3.38	2.20	17.56	9.64	8.54	3.66	4.53	17.69
Direct Costs (Cent/Egg) <sup>1</sup>	6.65	6.09	1.83	0.31	10.44	6.36	5.95	1.59	4.57	10.94
Net Total (Cent/Egg) <sup>1</sup>	0.93	0.76	1.64	-2.97	4.78	-0.14	0.26	2.04	-6.02	4.80
<i>Explanatory Variables</i>										
<i>Block a: Animal Associated Productivity</i>										
Laying Performance (Eggs/Hen and Year)	278.87	286.00	30.05	160.95	321.84	281.02	289.57	36.23	215.03	323.88
Age at 50 % Laying Performance (Weeks)	21.65	22.00	1.25	19.00	24.00	22.35	22.75	1.59	19.00	25.50
Feed Conversion Rate (g/Egg)	146.84	142.96	25.24	109.01	252.08	147.52	145.90	20.43	123.11	200.14
Breed	— <sup>5</sup>					— <sup>5</sup>				
Rearing System	— <sup>2</sup>					— <sup>2</sup>				
<i>Block b: Indirect Management</i>										
Mortality (%)	10.46 <sup>5</sup>	9.67	5.70	1.62	30.00	6.81	5.05	4.18	3.00	18.06
Farm Size (Number of Hens)	52596	22000	96850	2300	580000	71140	30780	105467	2500	342840
Injuries after Housing	— <sup>2</sup>					— <sup>2</sup>				
Mortality after Housing (%)	— <sup>2</sup>					— <sup>2</sup>				
Age of Layer House Equipment (Years)	2.53	2	3.06	0	11	1.47 <sup>5</sup>	1	1.26	0	4
Age of Layer House Building (Years)	21.25	20	18.74	0	56	17.58 <sup>5</sup>	22	16.24	0	43
Educational Level of Farm Manager	— <sup>3</sup>					— <sup>3</sup>				
Cannibalism	— <sup>5</sup>					— <sup>3</sup>				
Nest Pollution	— <sup>3</sup>					— <sup>3</sup>				
Incidences of Diseases	— <sup>5</sup>					— <sup>5</sup>				
Incidences of Red Fowl Mite	— <sup>5</sup>					— <sup>5</sup>				
<i>Block c: Direct Management</i>										
Economic Counselling	— <sup>2</sup>					— <sup>2</sup>				
Herd Controls/Day Housing	3.7	3	1.89	1	8	2.68 <sup>5</sup>	2	1.70	1	7
Self-mixed Feed	— <sup>3</sup>					— <sup>3</sup>				
Uses/Day of Egg Collection Belt	— <sup>5</sup>					—n/a				
Vaccination against Salmonella	— <sup>3</sup>					— <sup>3</sup>				
Collections/Day of Mislaid Eggs	1.66	1	0.92	1	5	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Number of Feeding Phases	2.32	3	1.17	1	5	1.72	1	0.87	1	3
Frequency of Manure Belt Activity	— <sup>3</sup>					— <sup>3</sup>				
Sickbay	— <sup>3</sup>					— <sup>3</sup>				
Daily Inspection Time/Hen (s/Hen)	0.60	0.43	0.47	0.10	2.06	1.35 <sup>5</sup>	0.32	2.94	0.12	12
Nesting Site/Hen	— <sup>2</sup>					— <sup>2</sup>				
Stabbing Roosters	— <sup>3</sup>					— <sup>3</sup>				
Molting	— <sup>2</sup>					— <sup>2</sup>				
Stocking Density (Hens/m <sup>2</sup> )	10.55	9.50	3.29	6.10	20.60	11.38	11.11	1.17	8.60	13.9
Eggs Sold as "Grade A" (%)	64.31	93.00	44.32	0.00	100.00	73.01 <sup>5</sup>	93.00	39.23	0.00	100.00
Eggs Sold Unsorted (%)	— <sup>4</sup>					— <sup>4</sup>				
Eggs Sold by Direct Marketing (%)	13.47	0.00	23.84	0.00	98.00	22.68	6.09	34.32	0.00	100.00

<sup>1</sup> outcome block of both models = All outcome variables were inserted in one block

Explanatory variables were excluded from the separate models due to:

<sup>2</sup> missing values,

<sup>3</sup> sparse data,

<sup>4</sup> collinearity,

<sup>5</sup> univariate preselection (therefore descriptive results are shown in grey color, only).

N/A = not applicable

Therefore, the farm was kept in the dataset. Table 1 also shows how influencing variables were grouped into the three influencing blocks and reasons, which precluded their insertion in the respective model. The main reason why variables were not included in the final models were sparse data (aviary: 6; small-group: 8) or insufficient p-values in the univariate analyses (aviary: 6; small-group: 8). The final aviary model included 13, the small-group model eight of the original influencing factors. The only remaining qualitative (dichotomized) variable was part of the aviary model, namely the feeding of self-mixed feed, which was practiced on 12 of the 47 farms. The results of the descriptive analysis of the quantitative variables included in the final models are shown in Table 1.

### 3.2 Multiblock redundancy analysis

The cut-off of 80 % inertia was exceeded by using two dimensions in both models, the one for smallgroup housing and the one for aviaries, already. For the smallgroup housing model the overall coefficient of determination was  $R^2 = 0.464$ ; for the outcome returns (cent/egg) it was  $R^2 = 0.517$ ,

for direct costs (cent/egg)  $R^2 = 0.628$  and for net total (cent/egg)  $R^2 = 0.247$ . For the aviary model the overall coefficient of determination was  $R^2 = 0.456$ ; for the outcome returns (cent/egg) it was  $R^2 = 0.502$ , for direct costs (cent/egg)  $R^2 = 0.501$  and for net total (cent/egg)  $R^2 = 0.364$ .

**Small-Group Housing.** Of the three blocks in the small-group model the one on animal-associated productivity had the highest relevance and explained 46.7 % (BIP, 95 %-CI: 34.8; 58.7) of the variability in the data. The two blocks containing management variables had about the same relevance with a BIP of 27.2 % (95 %-CI: 14.8; 39.7) for indirect and 26.0 % (95 %-CI: 11.4; 40.7) for direct management. Of the variables entered in the model, the feed conversion rate had by far the highest (significant) importance for the overall outcome, however, it was significantly associated with more returns and higher direct costs per egg, only (Table 3). The farm size showed the second most (significant) importance for the overall outcome, but it was significantly associated with a higher net total gained per egg, only.

**Aviary.** In aviaries the block "direct management" had the highest relevance for the overall economic success and explained 46.3 % (BIP, 95 %-CI: 36.0; 56.7) of the variability of

Table 2

Regression coefficients and relevance (VIP) of influences on returns, direct costs and net total per egg in aviary housing systems ( $n = 47$ ) – estimated in the multiblock redundancy analysis.

Influencing Factors	Regression Coefficients [Two Sided 95 %-CI]			VIP in % [Two Sided 95 %-CI]
	Returns / Egg	Net Total / Egg	Direct Costs / Egg	
Laying Performance (/ Hen Housed and Year)	-0.137 [-0.397; 0.122]	0.282 [-0.152; 0.716]	-0.328 [-0.58; -0.075]	2.4 [0; 6.6]
Age at 50 % Laying Performance (Week)	0.137 [-0.142; 0.417]	-0.469 [-1.133; 0.195]	0.45 [-0.011; 0.911]	4.7 [0; 11]
Feed Conversion Rate (g/Egg)	0.445 [-0.021; 0.911]	-0.828 [-1.493; -0.164]	1.008 [0.5; 1.515]	22.7 [7.8; 37.7]
Farm Size (Number of Hens)	-0.162 [-0.347; 0.023]	-0.061 [-0.304; 0.181]	-0.13 [-0.297; 0.037]	0.3 [0; 1.9]
Age of Layer House Equipment (Years)	0.342 [0.093; 0.592]	0.526 [0.131; 0.922]	0.016 [-0.197; 0.229]	2.4 [0; 8.3]
Age of Layer House Building (Years)	-0.137 [-0.409; 0.135]	-0.185 [-0.505; 0.135]	-0.023 [-0.253; 0.207]	0.3 [0; 1.8]
Herd Inspections / Day	-0.045 [-0.64; 0.55]	0.381 [-0.183; 0.945]	-0.296 [-0.766; 0.174]	2.4 [0; 10.4]
Self-Mixed Feed	0.393 [-0.062; 0.847]	0.594 [-0.115; 1.303]	0.025 [-0.413; 0.463]	7.6 [0; 20.3]
Collections / Day of Mislaid Eggs	0.465 [-0.002; 0.933]	0.154 [-0.558; 0.867]	0.388 [-0.052; 0.828]	9.6 [0; 24.1]
Daily Inspection Time / Hen	0.339 [-0.209; 0.887]	-0.23 [-1.159; 0.7]	0.506 [0.015; 0.996]	8 [0; 21.9]
No. of Feeding Phases	-0.239 [-0.618; 0.14]	-0.189 [-0.756; 0.379]	-0.128 [-0.486; 0.229]	2.4 [0; 9.4]
Stocking Density (Hens/m <sup>2</sup> )	-0.271 [-0.698; 0.156]	0 [-0.767; 0.768]	-0.285 [-0.631; 0.062]	3.7 [0; 9.9]
Pct. of Eggs Sold as "Grade A"	0.846 [0.265; 1.426]	0.739 [0.016; 1.463]	0.406 [-0.049; 0.861]	30.2 [6.4; 54]
Pct. of Eggs Sold by Direct Marketing	0.163 [-0.414; 0.74]	0.523 [-0.516; 1.563]	-0.17 [-0.637; 0.298]	3.2 [0; 16.2]

VIP = Variable Importance – Relevance of the Influencing Factor

CI = Confidence Interval

**Table 3**

Regression coefficients and relevance (VIP) of influences on returns, direct costs and net total per egg in **small-group housing systems** ( $n = 18$ ) – estimated in the multiblock redundancy analysis.

Influencing Factors	Regression Coefficients [Two Sided 95 %-CI]			VIP in % [Two Sided 95 %-CI]
	Returns / Egg	Net Total / Egg	Direct Costs / Egg	
Laying Performance (/ Hen Housed and Year)	-0.290 [-0.828; 0.248]	-0.366 [-1.307; 0.575]	-0.248 [-0.692; 0.196]	3.2 [0; 20.4]
Age at 50 % Laying Performance (Week)	0.172 [-0.101; 0.445]	0.124 [-0.331; 0.579]	0.171 [-0.093; 0.436]	2.7 [0; 10.4]
Feed Conversion Rate (g/Egg)	0.832 [0.158; 1.506]	0.659 [-0.890; 2.208]	0.814 [0.336; 1.292]	55.7 [27.4; 84.1]
Mortality (%)	0.181 [-0.141; 0.504]	-0.083 [-0.627; 0.461]	0.237 [-0.162; 0.635]	5.6 [0; 20.4]
Farm Size (Number of Hens)	0.023 [-0.319; 0.365]	0.565 [0.027; 1.102]	-0.120 [-0.474; 0.235]	12.1 [0.6; 23.6]
Number of Feeding Phases	-0.055 [-0.571; 0.461]	0.518 [-0.401; 1.437]	-0.200 [-0.660; 0.260]	14.6 [0; 33.7]
Stocking Density (Hens/m <sup>2</sup> incl. Nest)	-0.100 [-0.503; 0.302]	-0.011 [-0.543; 0.520]	-0.116 [-0.393; 0.162]	0.8 [0; 10.4]
Pct. of Eggs Sold by Direct Marketing	0.374 [-0.479; 1.226]	0.560 [-0.458; 1.577]	0.297 [-0.201; 0.795]	5.3 [0; 31.9]

VIP = Variable Importance – Relevance of the Influencing Factor

CI = Confidence Interval

the data. Whereas the block with variables on animal-associated productivity explained another 37.8 % (BIP, 95 %-CI: 27.8; 47.8), the block reflecting the indirect management was significantly of less relevance (BIP = 15.9 %; 95 %-CI: 5.5; 26.3). Regarding the total outcome block the percentage of eggs sold as "Grade A" as well as the feed conversion rate showed the highest importance. When considering the individual associations between outcomes and influencing factors, additional influencing factors became significant as well (Table 2). The age of layer house equipment and the percentage of eggs sold a "Grade A" were significantly associated with more returns and a higher net total per egg, respectively. The daily inspection time per hen was significantly associated with higher direct costs per egg. The feed conversion rate was significantly associated with a lower net total and higher direct costs per eggs.

## 4 Discussion

### 4.1 Quality assurance of statistical analyses

As this study was to identify the predominant determinants of economic success in egg production in Germany the most suitable information to describe productivity was to be used. Literature mainly uses laying performance, feed conversion ratio and mortality when describing the productivity of laying hens on herd or farm level (Figure 1a) and utilizes this productivity to draw conclusions as to the economic efficiency of the different housing systems (e.g. LayWel, 2006a; Singh et al., 2009; Sosnowka-Czajka et al., 2010; Freire and Cowling, 2013). However, to equate the productivity of the hens with the economic success of the farm would mean neglecting other influences on the overall economic

profitability. Therefore, additional to productivity parameters (Figure 1a) other factors were included as potential explanatory variables, whose influence might not be immediately evident, but which were considered nevertheless to have an indirect effect on the economic outcome, e.g. farm size (Damme, 2008; Thobe and Haxsen, 2014; Figure 1b). Some variables were suspected to have an ambiguous influence insofar as they are cost intensive, but might lead to higher returns (e.g. control time/hen). A third criterion to include an explanatory factor was its reflection of market influences (Figure 1c; e.g. whether eggs were sold graded or in bulk; Thobe and Haxsen, 2014) and therefore being subject to direct management decisions.

The fact that several variables had to be excluded from the analysis as their variability was insufficient or they did not reach the required p-value in the univariate selection process, might partly be due to the sample size. However, it may also reflect the uniformity of conditions of laying hen housing found in the field, especially in certain areas such as genotypes (Kjaer and Sorensen, 2002; van Hierden et al., 2002), the occurrence of red fowl mites (Green et al., 2000; LayWel, 2006b) or the (nearly nonexistent) installation of separated sickbays. As the minimum direct cost (Table 1) for aviaries was a valid value, it may be concluded that farming laying hens as a contractor represents a farming concept, which is rare but known in Germany. For farmers in Germany this concept may provide an incentive, because they have to cope with extremely fluctuating egg prices. As the maximum acceptable stocking density is 18 hens/m<sup>2</sup> in aviaries with more than one level and 12.5 hens/m<sup>2</sup> in small group housing systems, the stocking density was exceeded over the legal maximum in Germany (TierSchNutzV) in three of the aviary systems and three of the small group systems. Reasons for

exceeding the maximum acceptable stocking density were that the area under the aviary was closed in order to prevent mislaid eggs, for example.

Multiblock redundancy analysis was chosen to group variables into thematic blocks. Thus allowing in a single analysis to calculate the joint impact of thematically related variables on the one hand, and on the other hand to consider individual variable influences (Bougeard et al., 2012). However, due to the relatively small sample size, especially as regards small-group housing, the analyses were restricted to identifying the most important explanatory factors. For each single explanatory factor a regression coefficient along with a confidence interval is output. While the confidence intervals inform about the reliability of the estimation, the regression coefficients indicate strength and direction of effects. However, the point estimates of the regression coefficients should be interpreted carefully regarding the exact size of the effects (see Table 2 and 3).

The overall coefficient of determination of the models analyzed here could be expected to be relatively low, because we have explanatory variables in the model, which only might affect one out of three outcome variables. Considering this, a 46.4 % or 45.6 % explanation of the variance of the total outcome by the investigated explanatory variables fits the expectations. For the outcome specific coefficients of determination higher values may have been expected. Due to their observed values it can be concluded that further factors influence costs and returns in egg production that were not investigated in this study. Nevertheless, this does not invalidate the significant effects that could be identified in the present study.

The algorithm for grouping the variables into the respective blocks would also have to be addressed. Especially as regards the productivity data, which were grouped in a specific animal associated block, it might be argued whether these variables might not have been better included in the direct management block. However, the BIP of the respective blocks mainly depended on single variables. Therefore, in the following the discussion focuses on the regression coefficients of single variables rather than on thematic blocks, which makes the grouping algorithm less important.

#### 4.2 Determinants of economic success

One of the objectives of the project, to which this study contributed, was to define management recommendations for existing laying hen farms, while at the same time accounting for the differences as regards productivity and many of the main cost determining factors between farms keeping their hens in small-groups or aviaries (Tauson et al., 1999; Klemm, 2004; LayWel, 2006b; Damme, 2008; Singh et al., 2009). Therefore, it seemed appropriate to compute a separate model for each housing system.

On the participating farms returns and costs per egg were within the expected range (Damme, 2008). Nonetheless, it should be noted that many of the participating farms keeping hens in small-group housing showed a negative net total per egg. Especially smaller farms that had higher

operating and building costs per egg (Thobe and Haxsen, 2014) could not compensate those with the reduced prices obtained with caged eggs (Beck, 2013). The productivity data as regards mortality, laying performance and feed conversion rate for the small-group housing as well as aviaries showed slightly better results than published in literature (VanHorne, 1996; LayWel, 2006b). This might partly be due to selection bias, as participation in the project, to which the study contributed, was voluntary and by trend more farms with higher level of management may have participated. On the other hand, it can be assumed as well, that as alternative housing systems become more common, improvements based on scientific knowledge such as compatible genotypes or rearing conditions (Aerni et al., 2005) as well as technical modifications become more widespread (Tauson, 2005), on average leading to improved welfare and performance.

**Small-Group Housing.** The results confirm prior knowledge that the feed conversion rate is one of the most important cost-incurring factors as feed costs constitute about 39 to 47 % of all costs in German egg production (Klemm, 2004; Damme, 2008). However, at the same time an increased feed requirement per egg also resulted in higher returns for this egg. This may be difficult to explain. Drivers for increasing returns per egg despite a seemingly less optimal (feed) management might have been a more favorable size distribution of the eggs, better egg quality or the marketing strategy of the farmer. When considering the net total gain per egg, the influence of the feed conversion rate became less clear, showing the importance of a differentiated view on the economic efficiency and considering different indicators.

However, on the participating farms additional factors were of similar importance. Especially the farm size showed a significant association with a higher net total gain, which can be explained by the advantages larger farms have through lower overheads. For example, their personnel expenses per hen are generally lower (Thobe and Haxsen, 2014). Through bulk buying they also might bargain better conditions for feed cost. However, as the effect of farm size on the direct costs is only marginal, this was not the main reason for an increased net total on larger farms.

As in Germany and other European countries most of the retailers do not sell eggs produced in enriched cages anymore (European Commision, 2003; Böttcher et al., 2008), farmers have to accept the lower prices of the food processing industry (Beck, 2013). A way to circumvent this might be to sell eggs directly to the consumer. Resulting higher personnel costs, etc. (Klemm, 2004; Damme, 2008) can be compensated by the higher prices achieved, as also shown by the results of this study. The net total of those farms which (partly) sell their eggs directly, is higher by trend. Although this finding seems to contradict assumptions that consumers prefer eggs from animal friendlier housing systems, the direct contact to the producer may outweigh considerations of animal welfare, or certain consumers prefer cage eggs for hygienic reasons.

**Aviary.** In small-group housing systems the food conversion rate is the main cost-driving component, as more than a third of all costs in egg production are accounted for by food costs (Damme, 2008). In loose housing systems hens generally have higher basic energy needs for maintenance than in cage systems (Tauson et al., 1999; Michel and Huonic, 2003), as a larger part of their energy is used for various behavioral exercises. However, when assessing only farms with aviary systems, higher feed conversion rates might mainly be due to a less optimal (feed) management. Furthermore, the (not significant) association between feed conversion rate and more returns per egg, cannot compensate for the increased costs, leading to a significantly negative effect of the feed conversion rate on the net total per egg.

However, the present study shows that farms can significantly increase their returns per egg by selling a higher percentage of "Grade A" eggs. As the main part of the total returns is accounted for by the returns for eggs (Beck, 2013), the higher egg prices achieved for graded eggs, as opposed to bulk-ware, lead to a distinct increase in total returns. Higher costs for grading equipment, packaging material and labor time (Klemm, 2004) are more than compensated and the influence on the net total is a significantly positive. On the other hand, this discussion must not be concluded without consideration of the association between the percentage of "Grade A" and the percentage of eggs sold unsorted. Due to this association it cannot be clearly deduced, which one of these influences was more important for the extent of returns per egg. Nevertheless, it can be concluded, that the returns per egg depend on the amount as well as on the grading of eggs sold.

Another significant cost-driving factors in this study was the daily inspection time, because it causes higher personnel costs. However, personnel costs are not included in the direct costs (Figure 1d), which makes an association between these variables (see Table 2) at first sight seem inconsistent. However, the number of herd inspections per day, showed a positive (not significant) association with the net total per egg. In general, the interpretation of associations between increased care for the hens and returns is complicated by the possibility that care was already increased at the time the study was conducted. This might have been an attempt to tackle underlying problems, such as increased feather pecking, cannibalism or an increased number of mislaid eggs, and not a measure to prevent them. Dealing with these primary problems may be the real cause for an increase in direct costs as they are known to result in higher feed conversion rates (Tauson and Svensson, 1980) or mortality (Huber-Eicher and Sebo, 2001) as well as in a decreased laying performance (El-Lethy et al., 2000). The decreased laying performance, higher mortality etc. in turn are associated with the direct costs. Nonetheless, the profitability of these labor intensive measures is also reflected in their positive association with the returns per egg.

Mortality itself could be expected to have an influence on economic success. However, neither mortality, nor cannibalism or incidences of disease passed the selection process of the one-factorial, univariate analysis ( $p$ -value <0.15). Probably,

variation in the investigated sample was not large enough to let mortality become a main driver of economic success.

The age of the layer house equipment also shows a positive influence on the net total per egg. The obvious explanation of a complete tax depreciation of older equipment probably does not apply as no layer house equipment in this study was older than 11 years. Additionally, the significantly positive impact on returns per egg seems unaccountable at first. When assessing the age of the equipment, the quality of material as well as the adequacy of equipment and facilities deteriorate with age, while the microbial and parasitical load increases. These inadequate conditions on farms with older equipment may conflict with the needs of the hens. Nonetheless, the farmer's experience in managing the building and its facilities seems to prevail over the wear and tear on the equipment. An association between the farmer's experience and the age of the facility has already been found in other livestock husbandry such as pig and broiler farming (Laanen et al., 2010; Campe et al., 2013).

The positive (not significant) association of self-mixed feed with returns and net total per egg is not simply explained by the direct influence of feed on productivity (e.g. Gunawardana et al., 2008; Safaa et al., 2008; Yuan et al., 2009; Perez-Bonilla et al., 2011). As an influence on direct costs could not be identified in this study, the positive effect on the net total per egg cannot be explained by lower feed costs due to the use of locally grown cereals, only (Henuk and Dingle, 2002). It rather can be assumed that farmers who successfully utilize self-mixed feed, have not only increased knowledge on poultry nutrition, but also on general management practice concerning egg production. Therefore, it can be assumed that the general management on farms feeding self-mixed feed was more efficient in regard to productivity of the hens as well as other economic influences.

Therefore, positive associations between management practices and total returns may be accounted for by its reflection of the farmer's management abilities as well. As shown in other fields of animal husbandry, to successfully implement management practices, farmers must not only have comprehensive knowledge of the needs of their animals but also the willingness to adopt relevant management procedures (Bigras-Poulin et al., 1985). The farmer's attitude and abilities are particularly important for high productivity and economic efficiency in loose house systems (Tauson, 2005; Sherwin et al., 2010) in the way that labour intensive measures, such as better observation of the birds, self-mixing of feed, etc. indeed pay off.

As the actual management measures applied in the field show a wide variation, they could not be identified directly. However, this study found indirect indicators of the farm management and possibly the farmer's attitude and abilities, such as the age of the layer house equipment and the percentage of eggs sold as "Grade A", which had an important effect on economic efficiency. Whereas these findings confirm prior knowledge that loose housing systems like aviaries require close attention in regard to productivity (Tauson, 2005; Sherwin et al., 2010), the study also shows that these cost and labor intensive measures may generally pay off.

## 5 Conclusion

It can be concluded that the economic efficiency of farms depends on more than the bare productivity of the animals. Although the feed conversion rate proved to be an important factor in the achievement of economic success, this field study showed that other factors should not be neglected.

Although there were indications that management decisions accounted for a considerable part of the economic effectiveness, they vary widely in the field. Therefore, they could not be identified in themselves. However, this study implies that management decision and the attitude of the farmer regarding animal husbandry and productivity should be taken into greater account in agricultural, economic and veterinary consultancy in the future.

Another major impact identified in this study are market outlets, which can either be conscious decisions, such as selling graded eggs or bulk-ware, but may also be beyond the influence of the farmer. Perhaps the fact that the former mass product "cage egg" now only appears profitable in niche markets, e.g. through direct marketing, shows that political decisions, decisions of the retail sector and consumer choices are important influences on the economic efficiency of egg production.

## Acknowledgements

This work was financially supported partly by the German Federal Ministry of Food, Agriculture and Consumer Protection (BMELV) through the Federal Agency for Agriculture and Nutrition (BLE), grant number 2807UM013.

The authors wish to thank all participating farmers and the project partners. Special thanks go to Stéphanie Bougeard for her support in implementing the multiblock redundancy analysis.

## References

- Aerni V, Brinkhof MWG, Wechsler B, Oester H, Fröhlich E (2005) Productivity and mortality of laying hens in aviaries : a systematic review. *World Poult Sci J* 61:130-142
- Beck MM (2013) MEG-Marktbilanz Eier und Geflügel 2013. Stuttgart : Ulmer, 214 p
- Bigras-Poulin M, Meek AH, Martin SW, McMillan I (1985) Attitudes, management practices, and herd performance : a study of Ontario dairy farm managers : II. Associations. *Prev Vet Med* 3:241-250
- Böttcher W, Beck MM, Gerlach K (2008) Der Eiermarkt : national und international. *Landbauforsch SH* 322:240-255
- Bougeard S, Qannari EM, Rose N (2011) Multiblock redundancy analysis : interpretation tools and application in epidemiology. *J Chemometrics* 25:467-475
- Bougeard S, Lupo C, Le Bouquin S, Chauvin C, Qannari EM (2012) Multiblock modelling to assess the overall risk factors for a composite outcome. *Epidemiol Infect* 140:337-347
- Campe A, Koesters S, Niemeyer M, Klose K, Ruddat I, Baumgarte J, Kreienbrock L (2013) Epidemiology of influences on the performance in broiler flocks : a field study in Germany. *Poult Sci* 92:2576-2587
- Carpenter J, Bithell J (2000) Bootstrap confidence intervals : when, which, what? A practical guide for medical statisticians. *Statist Med* 19:1141-1164
- Damme K (2008) Betriebswirtschaftliche Aspekte der Eiererzeugung. *Landbauforsch SH* 322:224-239
- Dahoo I, Martin W, Stryhn H (2009) Veterinary epidemiologic research. Charlottetown : VER, 865 p
- Drake KA, Donnelly CA, Dawkins MS (2010) Influence of rearing and lay risk factors on propensity for feather damage in laying hens. *Br Poult Sci* 51:725-733
- El-Lethy H, Aerni V, Jungi TW, Wechsler B (2000) Stress and feather pecking in laying hens in relation to housing conditions. *Br Poult Sci* 41:22-28
- European Commission (2003) Report from the Commission to the Council with regard to developments in consumption, washing and marking of eggs ; proposal for a council regulation amending regulation (EEC) No 1907/90 on certain marketing standards for eggs [online]. To be found at <<http://standards.globalspec.com/std/630714/eu-com-2003-479-final>> [quoted 08.10.2015]
- European Council (1999) Council Directive 1999/74/EC of 19 July 1999 laying down minimum standards for the protection of laying hens [online]. To be found at <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:203:0053:0057:EN:PDF>> [quoted 08.10.2015]
- Freire R, Cowling A (2013) The welfare of laying hens in conventional cages and alternative systems : first steps towards a quantitative comparison. *Anim Welf* 22(1):57-65
- Green LE, Lewis K, Kimpton A, Nicol CJ (2000) Cross-sectional study of the prevalence of feather pecking in laying hens in alternative systems and its associations with management and disease. *Vet Rec* 147:233-238
- Gunawardana P, Roland DA, Bryant MM (2008) Effect of energy and protein on performance, egg components, egg solids, egg quality, and profits in molted Hy-Line W-36 hens. *J Appl Poult Res* 17:432-439
- Guo YY, Song ZG, Jiao HC, Song QQ, Lin H (2012) The effect of group size and stocking density on the welfare and performance of hens housed in furnished cages during summer. *Anim Welf* 21:41-49
- Henuk YL, Dingle JG (2002) Practical and economic advantages of choice feeding systems for laying poultry. *Worlds Poult Sci J* 58:199-208
- Huber-Eicher B, Sebo F (2001) Reducing feather pecking when raising laying hen chicks in aviary systems. *Appl Anim Behav Sci* 73:59-68
- Kjaer JB, Sorensen P (2002) Feather pecking and cannibalism in free-range laying hens as affected by genotype, dietary level of methionine plus cysteine, light intensity during rearing and age at first access to the range area. *Appl Anim Behav Sci* 76:21-39
- Klemm R (2004) Erzeugungskosten und Arbeitszeitaufwand. SchR Bayer Landesanst Landwirtsch 2004(8): 22-48
- KTBL (2012) Betriebsplanung Landwirtschaft 2012/13 : Daten für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft. Darmstadt : KTBL, 824 p
- Laanen M, Beek J, Ribbens S, Vangroenweghe F, Maes D, Dewulf J (2010) Biosecurity on pig herds : development of an on-line scoring system and the results of the first 99 participating herds. *Vlaams Diergeneesk Tijdschr* 79:302-306
- Lambton SL, Knowles TG, Yorke C, Nicol CJ (2010) The risk factors affecting the development of gentle and severe feather pecking in loose housed laying hens. *Appl Anim Behav Sci* 123:32-42
- LayWel (2006a) LAYWEL : welfare implications of changes in production systems for laying hens ; deliverable 6.2 ; report on production and egg quality [online]. To be found at <<http://www.laywel.eu/web/pdf/deliverable%2062.pdf>> [quoted 08.10.2015]
- LayWel (2006b) LAYWEL : welfare implications of changes in production systems for laying hens ; deliverables D.3.1-D.3.3, WP3 – health [online]. To be found at <<http://www.laywel.eu/web/pdf/deliverables%2031-33%20health.pdf>> [quoted 08.10.2015]
- MEG (2015) Deutschland. Mehr Eier produziert. *DGS Intern* 28:6
- Michel V, Huonnic D (2003) A comparison of welfare, health and production performance of laying hens reared in cages or in aviaries. *Br Poult Sci* 44:775-776
- Neter J, Kutner M, Wasserman W, Nachtsheim C (1996) Applied linear statistical models. Boston : McGraw-Hill, 1408 p

- Perez-Bonilla A, Frikha M, Mirzaie S, Garcia J, Mateos GG (2011) Effects of the main cereal and type of fat of the diet on productive performance and egg quality of brown-egg laying hens from 22 to 54 weeks of age. *Poult Sci* 90:2801-2810
- R Development Core Team (2008) R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria : R Foundation Stat Computing
- Ruddat I, Scholz B, Bergmann S, Buehring A-L, Fischer S, Manton A, Prengel D, Rauch E, Steiner S, Wiedmann S, Kreienbrock L, Campe A (2014) Statistical tools to improve assessing agreement between several observers. *Animal* 8(4):643-649
- Safaa HM, Serrano MP, Valencia DG, Frikha M, Jimenez-Moreno E, Mateos GG (2008) Productive performance and egg quality of brown egg-laying hens in the late phase of production as influenced by level and source of calcium in the diet. *Poult Sci* 87:2043-2051
- SAS Inst (2012) SAS/SAT user's guide, version 9.3. SAS Inst, Cary, NC, USA
- Sherwin CM, Richards GJ, Nicol CJ (2010) Comparison of the welfare of layer hens in 4 housing systems in the UK. *Br Poult Sci* 51:488-499
- Singh R, Cheng KM, Silversides FG (2009) Production performance and egg quality of four strains of laying hens kept in conventional cages and floor pens. *Poult Sci* 88:256-264
- Sosnowka-Czajka E, Herbut E, Skomorucha I (2010) Effect of different housing systems on productivity and welfare of laying hens. *Ann Anim Sci* 10:349-360
- Tauson R (2002) Furnished cages and aviaries : production and health. *Worlds Poult Sci J* 58:49-63
- Tauson R (2005) Management and housing systems for layers : effects on welfare and production. *Worlds Poult Sci J* 61:477-490
- Tauson R, Svensson SA (1980) Influence of plumage conditions on the hen's feed requirement. *Swed J Agric Res* 10:35-39
- Tauson R, Wahlstrom A, Abrahamsson P (1999) Effect of two floor housing systems and cages on health, production, and fear response in layers. *J Appl Poult Res* 8:152-159
- Thobe P, Haxsen G (2014) Economic efficiency of small group housing and aviaries for laying hens in Germany. *Eur Poultry Sci* 78:0003-9098
- TierSchNutztV (2006, zuletzt geändert 2014): Verordnung zum Schutz landwirtschaftlicher Nutztiere und anderer zur Erzeugung tierischer Produkte gehaltener Tiere bei ihrer Haltung (Tierschutz-Nutztierhaltungsverordnung) vom 22. August 2006 (BGBl. I S. 2043), zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 5. Februar 2014 (BGBl. I S. 94)]
- van Hierden YM, Korte SM, Ruesink EW, van Reenen CG, Engel B, Koolhaas JM, Blokhuis HJ (2002) The development of feather pecking behaviour and targeting of pecking in chicks from a high and low feather pecking line of laying hens. *Appl Anim Behav Sci* 77:183-196
- VanHorne PLM (1996) Production and economic results of commercial flocks with white layers in aviary systems and battery cages. *Br Poult Sci* 37:255-261
- Yuan K, Wu GB, Bryant MM, Roland DA (2009) Effect of dietary energy on performance, egg component, egg solids, and egg quality in Bovans White and Dekalb White Hens During Phase 2. *J Poult Sci* 46:30-34

## Danksagung an die Gutachter 2014 bis 2015

Manuskripte, die zur Veröffentlichung eingereicht werden, durchlaufen einen Begutachtungsprozess. Herausgeber und Schriftleitung danken den Gutachtern für diese wichtige Unterstützung.

Prof. Dr. Christian Ammer, Göttingen  
Dr. Johann Bachinger, Müncheberg  
Dr. Holger Bergmann, Göttingen  
Dr. Walter Borchert, Freising  
Prof. Dr. Olaf Christen, Halle  
Dr. Peter Elsasser, Hamburg  
Patrick Gillespie, Atheny  
Prof. Dr. Thomas Glauben, Halle  
Prof. Dr. Ulrike Grabski-Kieron, Münster  
Prof. Dr. Michael A. Grashorn, Stuttgart  
Dr. Rüdiger Graß, Kassel  
Prof. Dr. Jörg Michael Greef, Braunschweig  
Dr. Annkathrin Gronle, Jena  
Dr. Werner Hagmüller, Raumberg-Gumpenstein  
Dr. Berthold Heinze, Wien  
Prof. Dr. Dr. Christian Hennig, Kiel  
Dr. Sylvia Hermann, Hannover  
Prof. Dr. Sebastian Hess, Kiel  
Dr. Edna Hillmann, Zürich  
Dr. Torsten Hinz, Braunschweig  
Dr. Martin Hofmann, Hann. Münden  
Prof. Dr. Steffen Hoy, Gießen  
Gerhard Huber, Teisendorf  
Dr. Lukas Kiefer, Stuttgart  
Shingo Kimura, Paris  
Prof. Dr. Ute Knierim, Kassel

## Acknowledgements to the reviewers in 2014 and 2015

Manuscripts submitted for publication undergo a peer review process. The publisher and editors would like express their gratitude to the colleagues listed below who acted as reviewers during the period 2014 to 2015.

Prof. Dr. Thomas Knoke, München  
Dr. Monika Konnert, Teisendorf  
Prof. Dr. Stanislaus Korn, Nürtingen  
Prof. Dr. Uwe Latacz-Lohmann, Kiel  
Dr. Mirko Liesebach, Großhansdorf  
Dr. Ralf Loges, Kiel  
Prof. Dr. Hermann Lotze-Campen, Potsdam  
Dr. Dietrich Meier, Hamburg  
Prof. Dr. Bernhard Möhring, Göttingen  
Dr. Franziska Müller-Langer, Leipzig  
Prof. Dr. Axel Munack, Braunschweig  
Bernhard Osterburg, Braunschweig  
Dr. Regina Rößler, Kassel/Göttingen  
Dagmar Schneck, Waldsieversdorf  
Prof. Dr. Ewald Schnug, Braunschweig  
Dr. Lars Schrader, Celle  
Dr. Silvio Schüler, Wien  
Dr. Gerald Schwarz, Braunschweig  
Dr. Stefan Schwarze, Göttingen  
Prof. Dr. Walter Sekot, Wien  
Dr. Giovanni Sorda, Aachen  
Dr. Michael Strogies, Dessau-Roßlau  
Prof. Dr. Susanne Waiblinger, Wien  
Dr. Johannes Welling, Hamburg  
Dr. Heino Wolf, Dresden  
Dr. Monika Zehetmeier, München

## Inhalt *Content*

Lydia Rosenkranz und Björn Seintsch

### **Opportunitätskostenanalyse zur Implementierung des naturschutzorientierten Waldbehandlungskonzepts „Neue Multifunktionalität“**

- 145 Opportunity cost analysis of the nature conservation-oriented silvicultural concept „new multifunctionality“

Peter Spathelf, Andreas Bolte, and Ernst van der Maaten

### **Is Close-to-Nature Silviculture (CNS) an adequate concept to adapt forests to climate change?**

- 161 Ist naturnaher Waldbau ein geeignetes Konzept zur Anpassung von Wäldern an den Klimawandel?

Andrea Machmüller und Albert Sundrum

### **Betriebliche Stickstoffüberschüsse erst durch systemische Analyse zielführend absenkbare**

- 171 Farm nitrogen surpluses need systemic analysis to be lowered expediently

Magdalena Ohm, Maximilian Schüler, Gustav Fystro, and Hans Marten Paulsen

### **Redistribution of soil phosphorus from grassland to cropland in an organic dairy farm**

- 193 Umverteilung von Bodenphosphor aus Dauergrünland zu Ackerland in einem ökologischen Milchviehbetrieb

Stephanie Witten, Herwart Böhm, and Karen Aulrich

### **Effect of variety and environment on the contents of crude nutrients, lysine, methionine and cysteine in organically produced field peas (*Pisum sativum* L.) and field beans (*Vicia faba* L.)**

- 205 Einfluss von Sorte und Umwelt auf die Gehalte an Rohnährstoffen, Lysin, Methionin und Cystein in ökologisch angebauten Futtererbsen (*Pisum sativum* L.) und Ackerbohnen (*Vicia faba* L.).

Werner Kleinhanß

### **Development of Total Factor Productivity of dairy farms in Germany**

- 217 Entwicklung der totalen Faktorproduktivität in Milchviehbetrieben in Deutschland

Amely Campe, Catherine Hoes, Sarah Koesters, Cornelia Froemke, Werner Bessie, Ute Knierim, Lars Schrader,

Lothar Kreienbrock, and Petra Thobe

### **Determinants of economic success in egg production in Germany – here: laying hens kept in aviaries or small-group housing systems**

- 227 Determinanten des wirtschaftlichen Erfolgs in der Eiproduktion in Deutschland – hier: in Volieren- oder Kleingruppenhaltungssystemen gehaltene Legehennen

### **Danksagung – Acknowledgements**

**Landbauforschung**  
*Applied Agricultural  
and Forestry Research*

**Herausgeber · Editor**  
Johann Heinrich von Thünen-Institut  
Bundesallee 50  
38116 Braunschweig  
Germany

**Vol. 65**

No. 3/4. 12.2015

Preis · Price 8 €

ISSN 0458-6859