

# **Bewertung von Futterbausystemen auf Geeststandorten aus ökologischer und ökonomischer Sicht – Bestimmung eines Öko-Effizienzmaßes –**

Von MARTIN HAGEMANN, TAMMO FRANCKSEN und FRIEDHELM TAUBE, Kiel

## **1 Einleitung und Zielsetzung**

Der Umwelt- und Ressourcenschutz gewinnt für den landwirtschaftlichen Sektor in Deutschland zunehmend an Bedeutung. So ist die Gewährung von Direktzahlungen seit dem Jahr 2005 auch an die Einhaltung von Vorschriften in den Bereichen Umwelt, Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit sowie Tiergesundheit und Tierschutz geknüpft (Cross Compliance). Eine für den Futterbau besonders relevante Vorschrift aus diesem Maßnahmenkatalog ist das Grünlandumbruchverbot, da es die Entscheidungsfreiheit der Landwirte andere Feldfrüchte anzubauen einschränkt. Darüber hinaus ist die EU-Wasserrahmenrichtlinie zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (8) für den Futterbau von besonderer Bedeutung. Diese EU-Verordnung wird in Deutschland durch die Düngeverordnung (4; 5) umgesetzt. Einen mitunter erheblichen Einfluss auf die Produktionsprozesse von Futterbaubetrieben nimmt dabei insbesondere die in der Düngeverordnung festgesetzte Obergrenze für die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft. So wird durch die Verordnung implizit auch die Anzahl der je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche gehaltenen Vieheinheiten begrenzt. Dies hat entsprechende Auswirkungen auf die mögliche Wertschöpfung der landwirtschaftlich genutzten Fläche.

Im Kyoto-Protokoll (13) hat sich die EU verpflichtet, in den Jahren 2008 bis 2012 die Treibhausgasemissionen um insgesamt 8 % gegenüber 1990 zu senken. Deutschland hat sich in diesem Zeitraum sogar zu einer Reduzierung der Emissionen um 21 % verpflichtet. Von 2013 an wird eine EU-weite Emissionsobergrenze von 1,97 Mrd. t CO<sub>2</sub> pro Jahr eingeführt und diese in den folgenden Jahren um jährlich 1,74 % gesenkt. Es ist zu erwarten, dass auch von der Landwirtschaft zukünftig ein stärkerer Beitrag zur Reduzierung der Treibhausgasemissionen und damit zum Schutz des Klimas gefordert wird. Der schonende Umgang mit den natürlichen Ressourcen wird daher mehr denn je Berücksichtigung in der landwirtschaftlichen Produktion finden müssen. Gleichzeitig sind Landwirte jedoch auch weiterhin gefordert, ihre Produktionskosten möglichst gering zu halten, um national und international wettbewerbsfähig zu produzieren und trotz zunehmend liberalisierter und in der Folge volatiler Märkte profitabel zu wirtschaften.

In dem vorliegenden Beitrag werden typische Verfahren zur Futterproduktion (Futterbausysteme) in Milchvieh-Futterbaubetrieben aus ökologischer Perspektive bewertet und einzelbetriebliche Potenziale zur Reduzierung der durch die Wirtschaftsfutterproduktion verursachten Umweltbelastung quantifiziert. Dazu wird zunächst der Begriff der „Öko-Effizienz“ definiert und dieser sodann im Rahmen einer empirischen Effizienzanalyse mittels des Konzepts der sogenannten „Free Disposal Hull Analysis“ (FDH) operationalisiert.

## 2 Theoretische und methodische Grundlagen

### 2.1 Konzept der Öko-Effizienz

Das Konzept der Öko-Effizienz ist aus der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro im Jahre 1992 hervorgegangen. Es subsumiert die ökologische und ökonomische Effizienz einer wirtschaftenden Einheit (vgl. 7). Akademisch eingeführt wurde der Begriff der Öko-Effizienz erstmals von SCHALTEGGER und STURM (15).

Um das, in dem vorliegenden Beitrag, zur Anwendung kommende Konzept der Öko-Effizienz an der Systematik der Effizienzanalyse auszurichten, werden zunächst die Begriffe „Produktivität“ und „Effizienz“ erläutert und voneinander abgegrenzt: Die Produktivität eines landwirtschaftlichen Betriebes ergibt sich aus dem Verhältnis der Summe aller im Rahmen der landwirtschaftlichen Produktionsprozesse erzeugten Outputs (z. B. Milch, Fleisch, Marktfrüchte) zur Summe aller eingesetzten Inputfaktoren (z. B. Boden, Arbeit, Kapital) (14). Die Produktivität hängt dabei von verschiedenen Faktoren ab, wie etwa der eingesetzten Produktionstechnologie und den äußeren Umweltbedingungen. Produktivität jedoch ist nur ein Teilaspekt der Effizienz. So bezeichnet „Effizienz“ den Vergleich zwischen der tatsächlich realisierten und der höchstmöglichen Produktivität eines Betriebes (14).

Entsprechend basiert auch das Konzept der Öko-Effizienz auf dem Verhältnis der tatsächlich realisierten Öko-Produktivität zu der maximal möglichen Öko-Produktivität einer zu analysierenden wert- und schadschöpfenden Einheit (hier: Futterbausystem). Die Öko-Produktivität ist demnach formal wie folgt definiert:

$$\text{Öko-Produktivität} = \frac{\text{Wertschöpfung}}{\text{Schadschöpfung}} \quad (1)$$

Entsprechend gilt für die Öko-Effizienz:

$$\text{Öko-Produktivität} = \frac{\text{tatsächliche Ökoproduktivität}}{\text{maximal mögliche Öko-Produktivität}} \quad (2)$$

In der hier vorliegenden Studie zur Quantifizierung der Öko-Effizienz von Futterbausystemen wird die Öko-Produktivität der einzelnen Systeme als das Verhältnis des erzielten Deckungsbeitrags (Wertschöpfung) zur verursachten Umweltbelastung durch Nitratauswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen<sup>1)</sup> des Futterbaus (Schadschöpfung) gemessen. Grundsätzlich wird die Schadschöpfung analog zur Wertschöpfung als Summe aller durch die betrieblichen Leistungserstellungsprozesse direkt oder indirekt verursachten und bezüglich ihrer Schädlichkeit gewichteten Umweltwirkungen erfasst (15). Die Messung der Schadschöpfung in ihrer Gesamtheit erfordert somit eine detaillierte Erfassung aller mit den analysierten Produktionsprozessen einhergehenden Material-, Energie- und Nährstoffflüsse. Angesichts der Komplexität dieser Stoffflüsse können in der Umweltmanagementpraxis häufig jedoch nicht alle für die ökologische Bewertung von Leistungserstellungsprozessen relevanten Schadstoffemission quantifiziert werden. So ist auch in Bezug auf die im Rahmen des vorliegenden Beitrags durchgeführte Öko-Effizienzanalyse von Futterbausystemen zu konstatieren, dass mit der Nitratauswaschung sowie den CO<sub>2</sub>-Emissionen zwar die wohl bedeutendsten, nicht aber die einzigen zur Beurteilung der ökologischen Schädlichkeit von Futterbausystemen relevanten Schadstoffemissionen, erfasst werden.

## 2.2 Quantifizierung der Öko-Effizienz

Empirische Effizienzanalysen in der Agrar- und Umweltökonomie wurden bislang überwiegend zum Zwecke der Produktivitätssteigerung auf einzelbetrieblicher Ebene durchgeführt. Der Methodik der Effizienzanalyse nach werden Produktivitätssteigerungspotenziale auf einzelbetrieblicher Ebene jedoch nur dann identifiziert, wenn die Steigerung der Produktivität zu einer „Paretoverbesserung“ führt. Eine Paretoverbesserung liegt vor, wenn der Einzelne seine Produktivität und in der Folge auch seine Wohlfahrt steigern kann, ohne dass dies die Wohlfahrt aller anderen Gesellschaftsmitglieder negativ beeinflusst.

In der Öko-Effizienzanalyse werden nicht nur herkömmliche Input- und Outputfaktoren landwirtschaftlicher Betriebe betrachtet, sondern auch Umweltwirkungen berücksichtigt, die mit der landwirtschaftlichen Produktion dieser Betriebe einhergehen (3). Das Konzept der Öko-Effizienz wurde erstmals von ALLEN (1) mit der Methodik der Effizienzanalyse theoretisch verknüpft. Empirische Anwendung fand dieses Konzept erstmals durch KORTELAINEN und KUOSMANEN (11; 12) im Rahmen einer Studie zur Öko-Effizienz des straßengebundenen Gütertransports in Finnland. Die Ergebnisse dieser Studie zeigen, dass die durch das Transportgewerbe verursachte Umweltverschmutzung mit der vorhandenen Transporttechnologie in nur sehr begrenztem Maße reduziert werden kann.

In der vorliegenden Arbeit wird der in empirischen Öko-Effizienzanalysen bislang verwendete methodische Ansatz aufgegriffen und um das Konzept der sogenannten „Free Disposal Hull Analysis“ (FDH) erweitert. Ziel ist es dabei, die Öko-Effizienz des Futterbaus im Rahmen einer schadschöpfungsorientierten Öko-Effizienzanalyse zu ermitteln und einzelbetriebliche Reduktionspotenziale bei der Nitratauswaschung sowie den CO<sub>2</sub>-Emissionen zu quantifizieren. Die Quantifizierung der Schadstoffreduktionspotenziale erfolgt dabei einzelbetrieblich durch Identifizierung des jeweils besten (d. h. öko-effizienten) alternativen Futterbausystems und Gegenüberstellung dieses Ziel-Futterbausystems mit dem tatsächlich gewählten Futterbauverfahren. Als öko-effiziente Ziel-Futterbausysteme werden dabei nur solche Futterbauverfahren bestimmt, die eine höchstmögliche Reduzierung der Umweltbelastung durch Nitratauswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen garantieren, ohne dass dies mit einer Verminderung der Wertschöpfung, sprich des Deckungsbeitrages der Futterfläche, einhergeht. Insofern handelt es sich bei diesem Vorgehen um eine schadschöpfungsorientierte Öko-Effizienzanalyse. Der einzelne Landwirt stellt sich durch die Wahl des Ziel-Futterbausystems niemals schlechter als in der Ausgangssituation, d. h. beim Fahren des aktuellen und gegebenenfalls öko-ineffizienten Systems. Stellt der Landwirt auf das Ziel-Futterbausystem um, erhöht er seine Öko-Produktivität auf das bei dem gegebenen Stand der Technik und den gegebenen Futterbaualternativen höchstmögliche Maß. Eine zur schadschöpfungsorientierten Analyse alternative Herangehensweise ist die wertschöpfungsorientierte Öko-Effizienzanalyse. Bei der wertschöpfungsorientierten Analyse werden öko-ineffizienten Futterbauverfahren nur solche Ziel-Futterbausysteme zugewiesen, die eine höchstmögliche Wertschöpfung (Deckungsbeitrag) versprechen, ohne dass die Umstellung auf diese Systeme mit einer Erhöhung der Umweltbelastung durch Nitratauswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen einhergeht.

Bei dem in diesem Beitrag angewandten methodischen Instrumentarium der FDH Analysis handelt es sich um ein Problem der Linearen Optimierung, welches sich formal wie folgt darstellt:

$$\min_{\theta_t, \lambda_k} \theta_t \quad (3)$$

unter der Nebenbedingung:

$$\sum_{k=1}^N \lambda_k x_{ik} \leq \theta_t x_{it} \quad (i=1, \dots, I);$$

$$\sum_{k=1}^N \lambda_k y_{jk} \geq y_{jt} \quad (j=1, \dots, J);$$

$$\sum_{k=1}^N \lambda_k = 1;$$

$$\lambda_k \in \{0, 1\} \quad (k=1, \dots, N; t \in \{k=1, \dots, N\});$$

$\theta$  vorzeichenunbeschränkt

Werden insgesamt  $N$  unterschiedliche Futterbausysteme analysiert, ist das lineare Optimierungsproblem (3) für jedes beobachtete Futterbausystem  $k$  ( $k = 1, \dots, N$ ;  $t \in \{1, \dots, N\}$ ) zu lösen und ein systemspezifischer Öko-Effizienzwert  $\theta$  zu bestimmen. Mit jedem Futterbauverfahren wird eine gewisse Wertschöpfung erzielt, die sich in einer Anzahl unterschiedlichster Outputs  $y_j$  ( $j = 1, 2, \dots, J$ ) äußert. In dem vorliegenden Beitrag wird die Wertschöpfung eines jeden beobachteten Futterbausystems durch den auf der Futterbaufläche erzielten Deckungsbeitrag charakterisiert. Es fließt somit lediglich ein Outputfaktor ( $j = 1$ ) in die Öko-Effizienzanalyse ein. Jedes Futterbausystem liefert jedoch nicht nur eine Wertschöpfung, sondern hat gleichzeitig auch eine gewisse Umweltbelastung zur Folge. Diese Umweltbelastung erfolgt durch den produktionsprozessbedingten Ausstoß einer Anzahl unterschiedlichster Umweltschadstoffe  $x_i$  ( $i = 1, 2, \dots, I$ ). Wie bereits erwähnt, werden in der vorliegenden Studie für jedes zu analysierende Futterbausystem zwei ( $i = 1$ ) Schadstoffe und ihre Umweltwirkungen beobachtet: Die Grundwasserbelastung durch Nitratauswaschung sowie die Umweltbelastung durch klimaschädliche  $\text{CO}_2$ -Emissionen.

Die Quantifizierung der Schadstoffverminderungspotenziale erfolgt für jedes in der Zielfunktion der Modellformulierung (3) beobachtete Futterbausystem ( $k = t$ ) durch Gegenüberstellung mit dem jeweils besten, öko-effizienten Ziel-Futterbausystem. Dieses Ziel-Futterbausystem wird im Rahmen des Optimierungsprozesses ermittelt. Die dritte und vierte Nebenbedingung des Optimierungsproblems (3) gewährleisten dabei, dass jedem öko-ineffizienten Futterbausystem nur ein einziges Ziel-Futterbausystem zugeordnet wird. Das entsprechende Ziel-Futterbausystem  $k$  bekommt dabei einen  $\lambda$ -Wert von 1 zugewiesen und ist damit als solches erkennbar. Nachdem nun zunächst die einzelnen Parameter des Optimierungsproblems erläutert wurden, soll im Folgenden auf die Zielfunktion sowie die erste und zweite Nebenbedingung der Modellformulierung genauer eingegangen werden.

Der Zielfunktion nach soll die Öko-Effizienz  $\theta_t$  des analysierten Futterbauverfahrens  $t$  minimiert werden. Dies erscheint auf den ersten Blick verwirrend, da man intuitiv eine Maximierung der Öko-Effizienz fordern würde. Minimiert man jedoch im Zuge des Optimierungsprozesses die Öko-Effizienz des beobachteten Futterbauverfahrens, kommt dies im Umkehrschluss einer Maximierung der Ineffizienz des Verfahrens gleich und damit bei schadstofforientierter Effizienzanalyse gleichzeitig auch der Maximierung des Schadstoffreduktionspotenzials. Wird letztendlich das Ziel-Futterbausystem für ein öko-ineffizientes Futterbauverfahren so bestimmt, dass ein maximales Schadstoffreduktionspotenzial identifiziert wird, entspricht dies dem schadstofforientierten Ansatz der Öko-Effizienzanalyse. Die erste Nebenbedingung der Modellformulierung (3) fordert dabei,

dass nur solche Futterbauverfahren als Ziel-Futterbausystem identifiziert werden dürfen, die entweder weniger oder aber höchstes genauso viel Umweltbelastung verursachen, wie das zu analysierende Verfahren, selbst wenn bei letzterem bereits das maximale Potenzial zur Schadstoffreduzierung ausgeschöpft wurde. Die zweite Nebenbedingung fordert gleichzeitig, dass das Ziel-Futterbausystem mindestens eine ebenso hohe Wertschöpfung aufweist, wie das zu analysierende Futterbauverfahren. Hierdurch wird sichergestellt, dass sich der Landwirt bei Umstellung von dem öko-ineffizienten Futterbauverfahren auf das identifizierte Ziel-Futterbausystem im Hinblick auf die Wertschöpfung niemals schlechter stellt als zuvor.

### 3 Futterbausysteme und Datengrundlage

#### 3.1 Futterbausysteme

Das Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel hat in einem interdisziplinären Forschungsprojekt, dem N-Projekt „Karkendamm“, in mehrjährigen Untersuchungen einen umfangreichen Datensatz zur agronomischen und ökologischen Bewertung von Futterbausystemen erhoben. Futterbausysteme sind Landnutzungssysteme, die in Milchvieh-Futterbaubetrieben zur Produktion von wirtschaftseigenem Futter angewendet werden. Es wurden vor allem Nährstoffflüsse im System Boden-Pflanze-Tier gemessen und analysiert (2; 19; 20) sowie die Energieeffizienz der Futterproduktion berechnet (10).

Der Versuchsbetrieb „Karkendamm“ der Universität Kiel liegt im schleswig-holsteinischen Hauptnaturraum „Geest“. Die Versuchsflächen des Forschungsprojektes repräsentieren somit die typischen sorptionsschwachen Flächen von Milchvieh-Futterbaubetrieben in Norddeutschland.

Übergeordnetes Ziel des Projektes war es, Möglichkeiten zur Steigerung der N-Verwertungseffizienz im spezialisierten Milchviehbetrieb zu ermitteln. Das Projekt gliederte sich in mehrere Teile. Die Referenzen für die vorliegende Arbeit stellen vor allem zwei Teilprojekte dar. Zum einen die fünfjährigen Versuche im Zeitraum 1997–2001, indem verschiedene Grünlandbewirtschaftungsverfahren und Silomaisanbauvarianten untersucht wurden. Zum anderen wurde über einen dreijährigen Zeitraum (2000–2003) eine Ackerfutterbau-Fruchtfolge als alternatives Futterbausystem getestet.

Die Versuche erfolgten in einer zweifaktoriellen Blockanlage mit vier Wiederholungen. Eine Einzelparzelle hatte eine Größe von 144 m<sup>2</sup>. Die Auswirkungen der Stickstoffzufuhr über verschiedene Quellen in unterschiedlicher Höhe standen im Fokus der Untersuchungen, weshalb alle Nutzungsformen mit unterschiedlichen Stickstoffintensitäten durchgeführt wurden. Grundsätzlich erfolgte die Stickstoffdüngung in allen Varianten frühjahrsbetont.

Eine detaillierte Darstellung der Witterungs- sowie Standortparameter sind in WACHENDORF et al. (19; 20) und VOLKERS (18) zu finden. Im Folgenden werden die Teilprojekte kurz vorgestellt und die betrachteten Futterbausysteme definiert.

##### 3.1.1 Dauergrünland

In dem fünfjährigen Dauergrünlandversuch wurden verschiedene Bewirtschaftungsvarianten bezüglich der Produktivität, der Futterqualität, der botanischen Zusammensetzung und der Nitratauswaschung untersucht (17; 19; 20).

Es wurden vier praxisrelevante Varianten unterschieden: [I] Beweidung (W), [II] Mähweide mit 1-Schnittnutzung und Beweidung (MW 1), [III] Mähweide mit 2-Schnittnutzung und Beweidung (MW 2) und [IV] Wiese (ohne Beweidung) mit 4-Schnittnutzung

(Wiese 4)<sup>2</sup>). Variante [I], d. h. die Weidewirtschaft (W), bezeichnet Umtriebsweiden, auf denen die Milchkühe in fünf Sommermonaten sechs Stunden täglich weiden. Dadurch werden nach Experteneinschätzungen 126 kg N/ha und Jahr auf der Weide ausgeschieden. Die Varianten [II] und [III] stehen als Mähweidesysteme (MW 1, MW 2) für eine ein- bzw. zweimalige Schnittnutzung mit anschließender Nachweidung durch das Jungvieh. Die zugrunde gelegte Weidezeit beträgt im Fall von MW 1 vier Monate und die N-Ausscheidung durch die Tiere 48 kg N/ha und Jahr. Für das System MW 2 wird eine Weidezeit von 2,5 Monaten unterstellt; daraus resultiert eine N-Ausscheidung von 30 kg N/ha und Jahr durch Nachweidung (vgl. 9). Bei der reinen 4-Schnittnutzung (Wiese 4) erfolgen vier Nutzungen ohne anschließende Beweidung.

Alle analysierten Varianten wurden in dem fünfjährigen Dauergrünlandversuch über einen weiten N-Düngungsgradienten gedüngt. Zum einen wurde jeweils ausschließlich mit mineralischem Stickstoffdünger in den Stufen 0 kg/ha, 100 kg/ha, 200 kg/ha und 300 kg N/ha gedüngt. Zum anderen wurde mineralischer Stickstoffdünger, wiederum in den Stufen 0 kg/ha, 100 kg/ha, 200 kg/ha und 300 kg/ha, in Kombination mit organischem Dünger (20 m<sup>3</sup> Rindergülle/ha) ausgebracht. In allen Grünlandvarianten wurde mit Weißklee-Weidelgrasmischungen gearbeitet. Der Weißklee stellte daher eine zusätzliche Stickstoffquelle für die Gräser dar. Insbesondere bei niedrigen N-Intensitäten konnten so hohe Mengen Stickstoff (bis 166 kg N/ha/Jahr) fixiert werden (vgl. 17).

### 3.1.2 *Silomais in Monokultur mit Untersaat*

Der Silomaisversuch wurde im Frühjahr 1997 angelegt, die Erhebungen erfolgten sodann in den Jahren 1998–2001. Es wurden bezüglich der mineralischen N-Düngung die Stufen 0 kg/ha, 50 kg/ha, 100 kg/ha und 150 kg/ha unterschieden. Die Rinder-Gülledüngung wurde zwischen 0 m<sup>3</sup>/ha, 20 m<sup>3</sup>/ha und 40 m<sup>3</sup>/ha variiert. Außerdem wurde der Silomaisanbau mit [Variante I] und ohne [Variante II] Deutsch-Weidelgras-Untersaat vorgenommen.

Die praxisüblichen hohen N-Düngeintensitäten führen dazu, dass hohe ungenutzte N-Mengen zum Ende der Vegetation im Boden zu finden sind und damit die Gefahr einer Auswaschung des Stickstoffs besteht. Aus diesem Grund wurde in den Versuchen eine Deutsch-Weidelgras-Untersaat in den Mais eingesät, welche die vom Mais ungenutzten N-Vorräte im Boden vor der Auswaschung im Winter bewahren sollte. Einen weiteren Vorteil der Untersaat stellt die Humusnachlieferung an den Boden dar.

Die Versuche ergaben, dass durch die Untersaat durchschnittlich 56 kg N/ha in organischer Substanz konserviert wurden und somit die N-Auswaschung bei Variante I deutlich reduziert werden konnte (18). Für den Silomais mit Untersaat [Variante I] wurde so bei einer Gesamtstickstoffdüngung (Gülle und mineralischer Dünger) von 150 kg/ha und Jahr ein ausgeglichener N-Saldo festgestellt. Aus diesem Grund wird diese Variante in der empirischen Analyse der hier vorliegenden Studie aufgegriffen und als „optimiertes“ Anbauverfahren für Silomais einer schadschöpfungsorientierten Öko-Effizienzmessung unterzogen.

### 3.1.3 *Ackerfutterbau-Fruchtfolge (Af-F)*

Im Rahmen des N-Projektes „Karkendamm“ wurde ebenfalls eine Ackerfutterbau-Fruchtfolge (Af-F) als Alternative zu den oben genannten Futterbausystemen untersucht. Die betrachtete Af-F bestand aus den drei Fruchtfolgegliedern Klee gras, Silomais sowie Triticale und wurde hinsichtlich der Produktivität, Futterqualität und Nitratauswaschung untersucht (18; 2).

Das Verfahren bietet folgende Vorteile: Erstens kann die N-Düngung des Silomais aufgrund des Stickstoffs, den das umgebrochene Klee gras liefert, bis auf die Gülledüngung reduziert werden. Zweitens liegt der Boden im Gegensatz zum Silomaisanbau

in Monokultur ohne Untersaat [Variante II] (praxisübliches Anbauverfahren) durch den Anbau der Triticale nach der Maisernte nicht brach. Ungenutzte Stickstoffreserven werden von der Triticale aufgenommen und so vor der Auswaschung bewahrt. Einschränkend muss erwähnt werden, dass dieser Effekt im Falle einer späten Maisernte ausbleiben kann, wenn sich die Triticale aufgrund herbstlicher Witterung nicht ausreichend entwickelt und dadurch keine signifikanten Mengen Stickstoff aufnimmt.

In den Versuchen zur Af-F wurden drei N-Intensitätsstufen unterschieden, wobei sich die Angaben auf durchschnittliche N-Düngemengen pro Hektar Anbaufläche der drei Feldfrüchte beziehen:

- Variante „Extensiv“ mit ausschließlicher Gülledüngung (25 m<sup>3</sup>/ha),
- Variante „Reduziert“ mit 25 m<sup>3</sup> Rindergülle/ha und durchschnittlich 75 kg mineralischem Stickstoff/ha,
- Variante „Intensiv“ mit 25 m<sup>3</sup> Gülle/ha und 150 kg mineralischem N-Dünger/ha (vgl. 18).

## 3.2 Datengrundlage

### 3.2.1 Futterbausystemkombinationen

Die in der Öko-Effizienzanalyse untersuchten Futterbausysteme stellen jeweils praxisrelevante Systemkombinationen der in Abschnitt 3.1 vorgestellten einzelnen Futterbauverfahren dar. Grundsätzlich könnte jeder Landwirt, der einen Milchvieh-Futterbetrieb auf einem fakultativen Grünlandstandort bewirtschaftet, die modellierten Bewirtschaftungsverfahren in seinem Betrieb anwenden.

Die öko-effizienzanalytisch untersuchten Futterbausystemkombinationen werden in Tabelle 1 zusammenfassend kurz dargestellt.

Die Systemkombinationen lassen sich in vier Gruppen unterteilen. Futterbausysteme deren Kurzbezeichnung mit „GL“ beginnt, zeichnen sich durch einen vergleichsweise hohen Grünlandanteil von 70 % aus. Bei Grünlandanteilen von 50 und 30 % wird die Abkürzung AF50 bzw. AF30 für den Ackerfutterbau verwendet. Zudem ist die Bewirtschaftungsweise der Grünlandflächen gemäß der Ausführungen in Abschnitt 3.1 in der Kurzbezeichnung enthalten. Drei Futterbausysteme aus der Gruppe „GL“ beinhalten neben der Nutzung eines Anteils des Grünlandes als Mähweide (ein bzw. zwei Schnitte) oder

**Tabelle 1. Analytierte Futterbausystemkombinationen**

Kurzbezeichnung	Charakterisierung des Futterbausystems	Flächenverhältnis Grünland / Silomais	
GL / MW 1 + W	70 % Grünland / Mähweide 1 Schnitt und Dauerweide	70 / 30	
GL / MW 1	70 % Grünland / Mähweide 1 Schnitt		
GL / MW 2 + W	70 % Grünland / Mähweide 2 Schnitte und Dauerweide		
GL / MW 2	70 % Grünland / Mähweide 2 Schnitte		
GL / Wiese 4 + W	70 % Grünland / Wiese 4 Schnitte und Dauerweide		
GL / Wiese 4	70 % Grünland / Wiese 4 Schnitte		
AF50 / MW 1	Ackerfutterbau / 50% Grünland / Mähweide 1 Schnitt	50 / 50	
AF50 / MW 2	Ackerfutterbau / 50% Grünland / Mähweide 2 Schnitte		
AF50 / Wiese 4	Ackerfutterbau / 50% Grünland / Wiese 4 Schnitte		
AF30 / MW 1	Ackerfutterbau / 30% Grünland / Mähweide 1 Schnitt	30 / 70	
AF30 / MW 2	Ackerfutterbau / 30% Grünland / Mähweide 2 Schnitte		
AF30 / Wiese 4	Ackerfutterbau / 30% Grünland / Wiese 4 Schnitte		
Af-F + W	Ackerfutterbau-Fruchtfolge, dreigliedrig + 10 % Dauerweide		
Af-F	Ackerfutterbau-Fruchtfolge, dreigliedrig		

*Quelle:* eigene Darstellung

Wiese (4-Schnittnutzung) auch die Nutzung von Grünland als Dauerweide (W). Diese Nutzung macht in jedem dieser Futterbausysteme 10 % der Grünlandlandfläche aus. Werden insgesamt 70 % der Futterfläche als Grünland genutzt, verbleiben 30 % der Fläche, die mit Silomais und Deutsch-Weidelgras als Untersaat sowie einer Gesamtstickstoffdüngung (Gülle und mineralischer Dünger) von 150 kg/ha [Variante I, siehe Seite 7] bewirtschaftet werden. Entsprechendes gilt für die Futterbausysteme aus den Gruppen „AF50“ und „AF30“, mit dem Unterschied, dass hier die Flächenanteile zugunsten des Silomaisanbaus ausgeweitet werden (50 % bzw. 70 %). Zwei Futterbausysteme werden in Form einer Ackerfutterbaufruchtfolge (Af-F) modelliert. Bei dem System „Af-F + W“ werden 10 % der Futterfläche als Dauerweide genutzt. Auf den verbleibenden 90 % der Futterfläche wird eine dreigliedrige Fruchtfolge aus Klee gras, Silomais und Triticale bestellt. Das Futterbausystem „Af-F“ hingegen nutzt die gesamte Fläche für den Ackerfutterbau und die dreigliedrige Fruchtfolge.

### 3.2.2 Systemspezifische Schad- und Wertschöpfung

Der vorliegende Datensatz aus dem N-Projekt „Karkendamm“ liefert keine ökonomischen Daten. Die Berechnung der Wertschöpfung erfolgt daher unter Verwendung der betriebswirtschaftlichen Auswertungen von insgesamt 502 Milchvieh-Futterbaubetrieben aus Schleswig-Holstein. Die entsprechenden Kennzahlen werden im jährlichen Turnus von der „Rinderspezialberatung“ erhoben und im sogenannten Tierreport (16) veröffentlicht.

Die im Folgenden dargestellte Tabelle 2 dient der näheren Charakterisierung der ausgewerteten Futterbaubetriebe. Dabei werden zum einen die über die Gesamtheit der Betriebe ermittelten Durchschnittswerte der einzelnen Kennzahlen wiedergegeben (Szenario „Durchschnitt“). Zum anderen zeigt Tabelle 2 jedoch auch die mittleren Werte derjenigen Betriebe aus dem Datenpool, die mit über 4000 kg energiekorrigierte Milch (ECM) pro Kuh und Jahr eine vergleichsweise hohe Grundfutterleistung aufweisen (Szenario „Gut“).

In Tabelle 3 ist das Schema für die Berechnung des Deckungsbeitrages und damit der Wertschöpfung eines jeden analysierten Futterbausystems dargestellt. Die Marktleistungen und variablen Kosten zur Berechnung des Deckungsbeitrages I wurden dabei den betriebswirtschaftlichen Auswertungen der Rinderspezialberatung entnommen.

In die Berechnung des Deckungsbeitrags II gehen die variablen Kosten der Grundfutterproduktion des jeweils untersuchten Futterbausystems ein. Dafür kommen die Kalkula-

Tabelle 2. Kennzahlen der Milchvieh-Futterbaubetriebe

Kennzahl	Einheit	Szenario "Durchschnitt"	Szenario "Gut"
Anzahl Betriebe	(N)	502	94
Kuhbestand	Stück	78	72
Remontierungsrate	%	40,4	25 <sup>2)</sup>
Milchleistung (ECM)	kg ECM <sup>1)</sup>	8 159	8 791
davon aus Grundfutter	kg ECM	3 241	4 502
Futterfläche	ha	74	74
davon Weide	ha	19	19
davon Grassilage	ha	30	30
davon Maissilage	ha	25	25

<sup>1)</sup> Energie korrigierte Milchmenge

<sup>2)</sup> Annahme

Quelle: eigene Darstellung (nach 16)



Tabelle 3. Berechnungsschema des Deckungsbeitrages

Milcherlös
+ Kälbererlös
+ Altkuherlös
= <b>Marktleistungen</b>
+/- Bestandsveränderung
- Kälberaufzucht
- Kraftfutterkosten
- Besamung
- Tierarztkosten
- Sonstige variable Kosten
= <b>Deckungsbeitrag I</b>
- variable Grundfutterkosten
= <b>Deckungsbeitrag II</b>

Quelle: eigene Darstellung

tionsdaten des Kuratoriums für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) zum Einsatz. Der Deckungsbeitrag II wurde zunächst pro Kuh inklusive der Nachzucht berechnet.

Der Deckungsbeitrag pro Hektar Futterfläche wird anschließend unter Berücksichtigung der folgenden Restriktionen in abhängig von der Anzahl der auf der Fläche gehaltenen Kühe inklusive Nachzucht ermittelt:

- maximale Ausbringungsmenge von 170 kg N/ha aus Wirtschaftsdüngern (vgl. 5),
- Einhaltung der kritischen  $\text{NO}_3$ -Fracht von 23 kg N/ha und Jahr (vgl. 19; 20),
- Grundfutterproduktion/ha muss den Grundfutterbedarf entsprechend dem rechnerischen Viehbesatz/ha + 10 % Reserve decken (vgl. 9).

Restriktion a) bezieht sich auf die Düngeverordnung (4; 5). Diese schreibt vor, dass im Durchschnitt der landwirtschaftlich genutzten Fläche grundsätzlich nicht mehr als 170 kg N/ha aus Wirtschaftsdüngern ausgebracht werden darf. Dadurch werden implizit die Anzahl der gehaltenen Tiere und damit die Wertschöpfung auf der Fläche begrenzt.

Mit der Restriktion b) werden die spezifischen Standortverhältnisse der Geest berücksichtigt. Diese sind durch Böden gekennzeichnet, die Nährstoffe besonders schlecht binden und speichern können. Daraus resultiert ein hohes Nährstoffverlustpotenzial durch Auswaschungen (2; 19; 20). Die Messungen auf dem Standort des Versuchsbetriebs „Karkendamm“ haben gezeigt, dass der Grenzwert von 50 mg  $\text{NO}_3$ /l Trinkwasser zur Einhaltung der EU-Nitratrichtlinie (8) bei einer mittleren Sickerwassermenge von 205 l/m<sup>2</sup> einer kritischen  $\text{NO}_3$ -Fracht von 23 kg N/ha entspricht. Diese  $\text{NO}_3$ -Fracht korrespondiert mit einem N-Flächenbilanzsaldo von 30–50 kg N pro Hektar (19; 20). ECKERT et al. (6) schlagen als Kriterium für eine nachhaltige Landbewirtschaftung ebenfalls vor, einen N-Saldo von 50 kg N pro Hektar nicht zu überschreiten. Restriktion c) stellt indes sicher, dass die Grundfuttererzeugung den Bedarf der Kühe und der Nachzucht bei der unterstellten Grundfutterleistung deckt.

Die Nitratauswaschung, die  $\text{CO}_2$ -Emissionen und die Grundfuttererträge werden ökonomisch mittels Funktionen geschätzt, die anhand der erhobenen Daten aus den oben beschriebenen Feldversuchen für jedes einzelne Futterbausystem spezifiziert wurden. Die Nitratauswaschung und die Grundfuttererträge werden dabei in Abhängigkeit von der mineralischen und organischen Düngeintensität der Futterbausysteme ermittelt. Die  $\text{CO}_2$ -

**Tabelle 4. Wert- und Schadschöpfung der Futterbausysteme mit hohem Grünlandanteil**

Futterbausystem	Wertschöpfung Deckungsbeitrag (€/ha)	Schadschöpfung	
		Nitratauswaschung (kg N/ha)	CO <sub>2</sub> -Emissionen (CO <sub>2</sub> kg/ha)
GL / MW 1 + W	348	23	717
GL / MW 1	314	23	749
GL / MW 2 + W	343	23	809
GL / MW 2	339	22	880
GL / Wiese 4 +W	633	13	930
GL / Wiese 4	563	10	1 015

Quelle: eigene Berechnungen

Emissionen sind darüber hinaus vom Umfang des Maschineneinsatzes abhängig (vgl. 2; 10; 11; 18; 19; 20).

Die Höhe der Deckungsbeiträge (Wertschöpfung) sowie der Nitratauswaschung und der CO<sub>2</sub>-Emissionen (Schadschöpfung) wird in Tabelle 4 zunächst nur für diejenigen Futterbausysteme wiedergegeben, die einen hohen Grünlandanteil (70 % der Futterfläche des Betriebes) aufweisen.

Für Futterbausystemkombinationen mit Weide- und Mähweidesystemen wurde eine vergleichsweise hohe N-Fracht ermittelt (vgl. Tab. 4). Diese wird vor allem durch hohe systembedingte N-Quellen (Dung, Weidereste, Klee) verursacht. Die Futterbauvarianten mit den Grünlandbewirtschaftungssystemen „Wiese 4-Schnittnutzung“ bzw. „Wiese 4-Schnittnutzung und Weide“, können hingegen bis an die Obergrenze von 170 kg organischen N gemäß Düngeverordnung (4) gedüngt werden, ohne dass die Nitratauswaschung begrenzend wirkt. Damit können Betriebe, die diese Grünlandbewirtschaftungsvarianten anwenden, mehr Vieheinheiten auf der Fläche halten. Dies spiegelt sich in höheren Deckungsbeiträgen wider.

Die Höhe der CO<sub>2</sub>-Emissionen, die im Betrieb durch Nutzung der einzelnen Futterbausysteme verursacht werden, wird ebenfalls in Tabelle 4 quantifiziert. Die Emissionen variieren von 717 kg CO<sub>2</sub>/ha und Jahr im System GL/MW 1 + W bis 1015 kg CO<sub>2</sub>/ha und Jahr (GL/Wiese 4). Die unterschiedliche Höhe der CO<sub>2</sub>-Emissionsmengen ist dabei auf die in Abhängigkeit vom gewählten Futterbauverfahren notwendige Intensität des Maschineneinsatzes zurückzuführen.

In Tabelle 5 sind alle anderen in der empirischen Studie zur Öko-Effizienz betrachteten Futterbausysteme aufgeführt. Es handelt sich hierbei um diejenigen Futterbauverfahren, die sich durch einen hohen Nutzungsanteil der Futterfläche als Ackerfutterfläche auszeichnen. Tabelle 5 gibt dabei wiederum die Höhe der Wert- und Schadschöpfung der einzelnen Futterbausysteme wieder.

Milchvieh-Futterbaubetriebe, die diese Futterbausysteme anwenden, bringen einen höheren Anteil Maissilage in die Futterration ein als solche Betriebe, deren Futterbausysteme einen hohen Grünlandanteil aufweisen. Die Futterrationen ackerbaubetonter Futterbausysteme weisen daher einerseits einen niedrigeren Rohproteingehalt auf, andererseits jedoch ist die Energiekonzentration der Futterration höher als bei den Futterbausystemen mit hohem Grünlandanteil der Futterfläche (70 % Grünland und 30 % Silomais). In der Folge ist die N-Ausscheidung/Kuh inkl. Nachzucht geringer, die Milchleistung aus dem

Tabelle 5. Wert- und Schadschöpfung der Ackerfutterbausysteme

Futterbausystem	Wertschöpfung Deckungsbeitrag (€/ha)	Schadschöpfung	
		Nitrataus- waschung (kg N/ha)	CO <sub>2</sub> - Emissionen (CO <sub>2</sub> kg/ha)
AF50 / MW 1	649	23	839
AF50 / MW 2	814	22	932
AF50 / Wiese 4	802	10	1 029
AF30 / MW 1	846	21	929
AF30 / MW 2	794	18	985
AF30 / Wiese 4	734	11	1 043
Af-F / F + W	921	19	880
Af-F / F	829	16	976

Quelle: eigene Berechnungen

Grundfutter jedoch höher als bei den Futterbausystemen mit hohem Grünlandanteil (vgl. 9). Dies wiederum hat zur Folge, dass mehr Kühe inkl. Nachzucht je Hektar gehalten werden können, was sich gegenüber den grünlandbetonten Futterbausystemen in höheren Deckungsbeiträgen der ackerbaubetonten Futterbauverfahren widerspiegelt. Wie Tabelle 5 zeigt, wirkt die Nitratauswaschung lediglich im System „AF50 / MW 1“ begrenzend. Die geringste Nitratauswaschung wurde für das System „AF50 / Wiese 4“ ermittelt. Die CO<sub>2</sub>-Emissionen dieser Futterbausysteme unterscheiden sich um bis zu 204 kg/ha und Jahr, was mit einer unterschiedlich hohen Intensität des Maschineneinsatzes in den Futterbausystemen zu begründen ist. Aus Tabelle 5 geht hervor, dass die Ackerfutterbau-Fruchtfolge kombiniert mit Weidehaltung („Af-F + W“) bedingt durch geringere Verfahrenskosten einen etwas höheren Deckungsbeitrag/ha erwirtschaftet als die Variante ohne Weidehaltung („Af-F“). Die CO<sub>2</sub>-Emissionen der Ackerfutter-Fruchtfolge mit Weidehaltung liegen mit 880 kg/ha erwartungsgemäß unter den Emissionswerten der Ackerfutter-Fruchtfolge ohne Weidehaltung, welche 976 kg CO<sub>2</sub>/ha und Jahr verursacht. Weiterhin ist Tabelle 5 zu entnehmen, dass die N-Frachten dieser beiden Futterbausysteme bei maximaler Viehintensität mit 19 bzw. 16 kg N/ha unterhalb der kritischen N-Fracht von 23 kg N/ha liegen.

## 4 Ergebnisse

In Tabelle 6 werden die im Rahmen der Öko-Effizienzanalyse als öko-ineffizient identifizierten Futterbausysteme aufgelistet. Darüber hinaus werden die für jedes ineffiziente Futterbausystem identifizierten Ziel-Futterbauverfahren (öko-effiziente Futterbauverfahren) ausgewiesen. Öko-ineffiziente Futterbaubetriebe sollten auf die ihnen zugewiesenen Ziel-Futterbauverfahren umstellen, um öko-effizient zu wirtschaften. Eine solche Umstellung hätte aus ökonomischer Sicht keine negativen Folgen für die betreffenden Futterbauverfahren, wohl aber ließe sich die durch den Futterbau verursachte Umweltbelastung durch Nitratauswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen teils deutlich reduzieren.

Aus Tabelle 6 geht hervor, dass fünf der sechs öko-ineffizienten Futterbausystemkombinationen Mähweidesysteme (MW 1 und MW 2) beinhalten. Für die beiden ineffizienten Futterbausysteme mit 70 % Grünlandanteil („GL / MW 1“ und „GL / MW 2 + W“) ist in beiden Fällen das System „GL / MW 1 + W“ als Ziel-Futterbausystem ermittelt worden. Im ersten Fall müsste zusätzlich Dauerweide (W) in das Futterbausystem integriert werden. Im zweiten Fall, dem öko-ineffizienten Futterbausystem „GL / MW 2 + W“, sollte auf das System „GL / MW 1 + W“ umgestellt werden. Hier sollte die als Mähweide genutzte Grünlandfläche, nur einmal statt – wie bisher – zweimal gemäht werden. Darüber hinaus wäre es angezeigt, dass weiterhin 10 % der Grünlandfläche als Dauerweide (W) genutzt werden.

Allen öko-ineffizienten Ackerfutterbausystemen mit einer Nutzung des 30 % bzw. 50%igen Grünlandanteils als Mähweide (1- oder 2-Schnittnutzung) wird die Ackerfutterbau-Fruchtfolge als Ziel-Futterbausystem zugeordnet. Im Futterbausystem „AF30 / Wiese 4“ hingegen sollte der Grünlandanteil auf 50 % ausgedehnt werden, um ein öko-effizientes Futterbauverfahren sicherzustellen (vgl. Tab. 6).

**Tabelle 6. Öko-ineffiziente Futterbausysteme und dazugehörige Ziel-Futterbausysteme**

Öko-ineffizientes Futterbausystem	Charakterisierung des Futterbausystems	Ziel-Futterbausystem	Charakterisierung des Ziel-Futterbausystems
GL / MW 1	70 % GL / Mähweide 1 Schnitt	GL / MW 1 + W	70% GL / Mähweide 1 Schnitt + Weide
GL / MW 2 + W	70 % GL / Mähweide 2 Schnitte + Weide	GL / MW 1 + W	70% GL / Mähweide 1 Schnitt + Weide
AF50 / MW 2	Ackerfutterbau / 50% GL / Mähweide 2 Schnitte	Af-F / F + W	Ackerfutterbau-Fruchtfolge + Weide
AF30 / MW 1	Ackerfutterbau / 30% GL / Mähweide 1 Schnitt	Af-F / F + W	Ackerfutterbau-Fruchtfolge + Weide
AF30 / MW 2	Ackerfutterbau / 30% GL / Mähweide 2 Schnitte	Af-F / F	Ackerfutterbau-Fruchtfolge
AF30 / Wiese 4	Ackerfutterbau / 30% GL / Wiese 4 Schnitte	AF50 / Wiese 4	Ackerfutterbau / 50% Grünland / Wiese 4 Schnitte

Quelle: eigene Darstellung

Abbildung 1 zeigt, welche Einsparpotenziale an Nitratauswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen jeweils mobilisiert werden können, wenn von den öko-ineffizienten Futterbausystemen auf das jeweilige Ziel-Futterbausystem umgestellt wird.

Aus Abbildung 1 geht hervor, dass die beiden grünlandbetonten Futterbausysteme ein verhältnismäßig hohes CO<sub>2</sub>-Einsparpotenzial (ca. 4 % bzw. 11 %) aufweisen. Das Reduktionspotenzial der Nitratauswaschung ist bei diesen Futterbausystemen hingegen vergleichsweise gering (ca. 0,1 % bzw. 1,0 %). Demgegenüber weisen die Ackerfutterbausysteme mit den Mähweidesystemen (MW 1 und MW 2) ein deutlich höheres Einsparpotenzial im Bereich der Nitratauswaschung (bis ca. 14 %) aus (vgl. Abb. 1). Die dazugehörigen Ziel-Futterbausysteme sind die Ackerfutterbau-Fruchtfolge mit bzw. ohne Weide (vgl. Tab. 6). Der anfallende Wirtschaftsdünger kann bei den Kulturen der Ackerfutter-

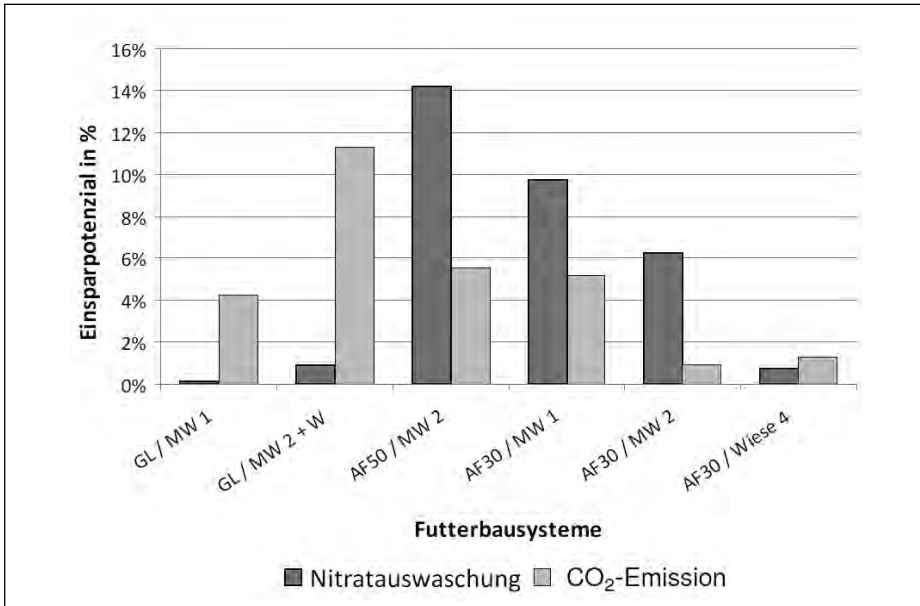


Abb. 1. Einsparpotenzial an Nitrat auswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen beim Wechsel in das Ziel-Futterbausystem

Quelle: eigene Darstellung

bau-Fruchtfolge bedarfsgerechter ausgebracht werden als dies bei den Mähweidesystemen möglich ist. In der Folge kommt es bei den Ackerfutterbau-Systemen zu einer geringeren Nitrat auswaschung. Der Wechsel von der Futterbausystemkombination AF50 / MW 2 in die Ackerfutterbau-Fruchtfolge mit Weide führt dabei zur höchsten Einsparung an Nitrat auswaschung.

Die CO<sub>2</sub>-Einsparpotenziale fallen bei den Ackerfutterbausystemen mit ca. 1 % bis 5 % vergleichsweise moderat aus. Schaut man sich die entsprechenden Ziel-Futterbausysteme an, zeigt sich, dass es sich hierbei ebenfalls um Ackerfutterbausysteme handelt. Als Referenzgrößen weisen diese Ziel-Futterbausysteme jedoch ähnlich hohe CO<sub>2</sub>-Emissionswerte auf (vgl. Tab. 5), was in der Folge dazu führt, dass auch die quantifizierten CO<sub>2</sub>-Einsparpotenziale der öko-ineffizienten Systeme verhältnismäßig niedrig sind.

Der Wechsel vom ineffizienten Futterbausystem „AF30 / Wiese 4“ in das System „AF50 / Wiese 4“ führt nur zu einer vergleichsweise geringen Verminderung der Nitrat auswaschung (ca. 0,5 %) und CO<sub>2</sub>-Emissionen (ca. 1 %). Dies zeigt, dass die Substitution der Silomaisvariante gegen die Grünlandbewirtschaftungsvariante Wiese 4 nur einen sehr geringen Einfluss auf die Öko-Effizienz hat. Im Ergebnis jedoch lässt sich festhalten, dass die Ausdehnung der Grünlandfläche um 20 % zulasten des Maisanbaus aus ökologischer Sicht einen (kleinen) Vorteil bringt und gleichzeitig aus ökonomischer Sicht nicht von Nachteil ist.

Um die Sensitivität der Ergebnisse zu prüfen, wird nun in einer zweiten Öko-Effizienzanalyse eine Intensivierung der Bewirtschaftung der Futterflächen unterstellt. Wurde bislang von einem „Durchschnittsbetrieb“ (siehe Tab. 2, Szenario „Durchschnitt“) ausgegangen und eine Remontierungsrate von 40 % unterstellt, wird nun auf Betriebe mit einer vergleichsweise hohen Grundfutterleistung und einer Remontierungsrate von 25 %

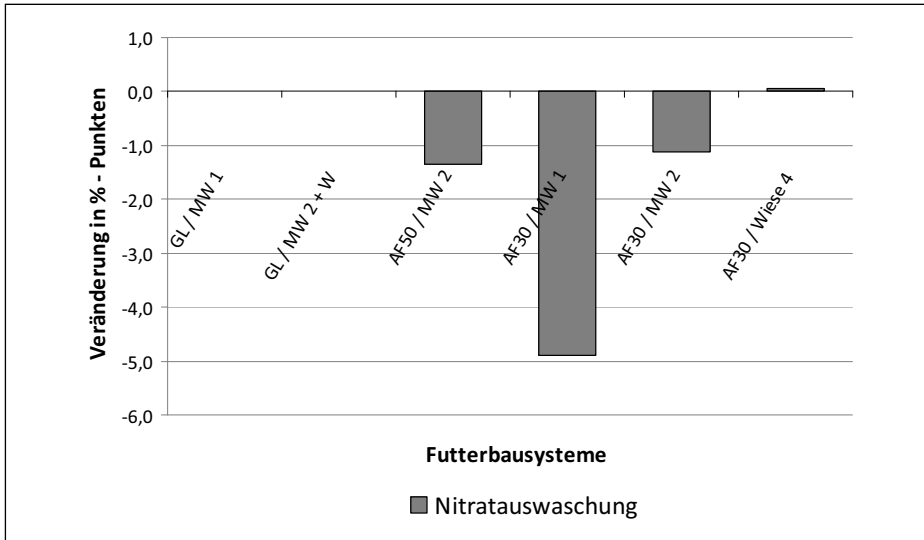


Abb. 2. Änderung des Einsparpotenzials an Nitratauswaschung bei Intensivierung der Bewirtschaftung

Quelle: eigene Darstellung

(siehe Tab. 2, Szenario „Gut“) abgezielt. Eine niedrigere Remontierungsrate bewirkt, dass die Anzahl der gehaltenen Färsen verringert und im Gegenzug die Anzahl der pro Hektar Futterfläche gehaltenen Milchkühe erhöht werden kann. Diese Änderung kommt einer Intensivierung des Systems gleich, weil Kühe mehr Stickstoff ausscheiden und somit mehr Gülle-Stickstoff anfällt. Die Öko-Effizienzanalyse für dieses Szenario hat im Ergebnis gezeigt, dass die selben Futterbausysteme, die schon in der extensiveren Bewirtschaftungsvariante als öko-ineffizient identifiziert wurden, auch bei intensiver Bewirtschaftung der Futterflächen als solche zu bezeichnen sind. Auch hinsichtlich der Ableitung der Ziel-Futterbausysteme für die öko-ineffizienten Futterbauverfahren gleichen sich die Ergebnisse der Effizienzanalysen beider Bewirtschaftungsintensitäten. Unterschiede in den Ergebnissen bestehen jedoch hinsichtlich der quantifizierten Einsparpotenziale der Nitratauswaschung durch Umstellung auf das jeweilige Ziel-Futterbauverfahren (siehe Abb. 2).

Während die Intensivierung der Bewirtschaftung keinen Einfluss auf die  $\text{CO}_2$ -Einsparpotenziale hat, verringert sich das Potenzial zur Reduzierung der Nitratauswaschung bei einer Intensivierung der Bewirtschaftung der Futterflächen bei den Ackerfutterbausystemen teils deutlich (bis zu knapp 5%-Punkte im Vergleich zur extensiveren Bewirtschaftungsweise).

Wie Abb. 2 zeigt, geht das Einsparpotenzial der Nitratauswaschung vor allem im Futterbausystem AF30 / MW 1 erheblich zurück. Der Systemwechsel zum öko-effizienten Zielsystem führt bei intensiver Bewirtschaftung somit zu einer deutlich geringeren Einsparung. Die Wechsel im Falle der Systeme GL / MW 1 und GL / MW 2 + W bleiben in ihrer Wirkung unverändert. Einzig der empfohlene Wechsel vom Futterbausystem AF30 / Wiese 4 zum Zielsystem AF50 / Wiese 4, d. h. einer Erhöhung des Grünlandanteiles an der Gesamtfutterfläche von 30 % auf 50 %, erhöht bei Intensivierung der Bewirtschaftung das Einsparpotenzial an Nitratauswaschung. Dieses Ergebnis unterstreicht folglich

nochmals das hohe Reduktionspotenzial an Nitratauswaschung der Systemkombination AF50 / Wiese 4, welches im Szenario „Durchschnitt“ ebenfalls die geringste Nitratauswaschung aufwies (vgl. Tab. 5).

Nachdem die betrachteten Futterbausysteme bisher auf der Ebene eines Hektars verglichen wurden, soll im Folgenden das Einsparpotenzial an Nitratauswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen sowie die Änderung der Wertschöpfung auf der Ebene eines durchschnittlichen schleswig-holsteinischen Milchviehfutterbaubetriebes quantifiziert werden. Das Ziel dieser gesamtbetrieblichen Betrachtung ist die Schätzung des absoluten Ausmaßes der Veränderungen, die sich durch eine Umstellung vom öko-ineffizienten Futterbauverfahren auf das öko-effiziente Ziel-Futterbausystem ergeben würden. Aus der Datengrundlage geht hervor, dass die zugrunde gelegten Betriebe durchschnittlich 74 ha Futterfläche bewirtschaften. Diese Fläche wird daher angenommen, um die gesamtbetriebliche Änderung des Deckungsbeitrages, der Nitratauswaschung und der CO<sub>2</sub>-Emissionen zu quantifizieren. Wie in Kapitel 2 ausgeführt, werden Empfehlungen zum Wechsel des Futterbausystems auf Grundlage der Ergebnisse der Öko-Effizienzanalyse nur dann gegeben, wenn sich die betreffenden Milchvieh-Futterbaubetriebe durch die Umstellung auf das empfohlene Ziel-Futterbausystem ökonomisch nicht schlechter stellen. Die mit dem Ziel-Futterbausystem erwirtschafteten Deckungsbeiträge werden somit nicht geringer ausfallen als in der Ausgangssituation. Tabelle 7 gibt die absolute Veränderung der Gesamtdeckungsbeiträge, der Nitratauswaschung sowie der CO<sub>2</sub>-Emissionen wieder, die ein schleswig-holsteinischer Durchschnitts-Milchviehbetrieb durch eine Umstellung vom öko-ineffizienten Futterbausystem auf das jeweilige Ziel-Futterbauverfahren pro Jahr realisieren kann.

Die Hochrechnung der Ergebnisse aus der Öko-Effizienzanalyse zeigen, dass ein durchschnittlicher Milchviehbetrieb in Schleswig-Holstein durch Umstellung auf das jeweilige Ziel-Futterbausystem neben der Verminderung von Nitratauswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen gleichzeitig auch eine Steigerung des Gesamtdeckungsbeitrages von ca. 330 € bis zu 8000 € erreicht (vgl. Tab. 7).

**Tabelle 7. Absolute Veränderung der Wert- und Schadschöpfung bei Umstellung auf das Ziel-Futterbausystem**

Öko-ineffizientes Futterbausystem	Ziel-Futterbausystem	Wertschöpfung	Schadschöpfung	
		Deckungsbeitrag (€/Betrieb und Jahr)	Nitratauswaschung (kg N/ Betrieb und Jahr)	CO <sub>2</sub> -Emissionen (kg CO <sub>2</sub> /Betrieb und Jahr)
GL / MW 1	GL / MW 1 + W	2 522	-2	-2 352
GL / MW 2 + W	GL / MW 1 + W	327	-16	-6 787
AF50 / MW 2	Af-F / F + W	7 983	-232	-3 839
AF30 / MW 1	Af-F / F + W	5 594	-152	-3 558
AF30 / MW 2	Af-F / F	2 602	-81	-647
AF30 / Wiese 4	AF50 / Wiese 4	4 984	-6	-1 006

Quelle: eigene Berechnungen

Die höchste Einsparung an Nitratauswaschung wurde für das Szenario ermittelt, indem der Betrieb aktuell das System AF50 / MW 2 anwendet und auf eine Ackerfutterbau-Fruchtfolge mit einem Anteil Dauerweide umstellt. In diesem Fall ermöglicht die Umstellung auf das Ziel-Futterbausystem eine Verminderung der Nitratauswaschung um insgesamt 232 kg Nitratstickstoff pro Jahr. Gleichzeitig kann durch diese Umstellung eine Steigerung des Gesamtdeckungsbeitrages um ca. 8000 € pro Jahr erzielt werden (vgl. Tab. 7).

Die höchste Reduktion der CO<sub>2</sub>-Emissionen wird beim Wechsel vom System GL / MW 2+W in die Variante GL / MW 1+W erreicht. Hier führt das Unterlassen einer Schnittnutzung auf dem als Mähweide genutzten Grünland zu einer Reduzierung der CO<sub>2</sub>-Emissionsmenge um 6787 kg CO<sub>2</sub> pro Jahr. Die Steigerung des Gesamtdeckungsbeitrages fällt hier jedoch mit 327 € vergleichsweise gering aus. Als Ursache hierfür kann angeführt werden, dass die Umstellung auf das Ziel-Futterbausystem eine nur geringfügig intensivere Nutzung der Futterflächen (Steigerung der Anzahl der Kühe inkl. Nachzucht) ermöglicht.

## 5 Diskussion

In dem vorliegenden Beitrag wurden Futterbausysteme aus ökologischer und ökonomischer Perspektive bewertet und einzelbetriebliche Potenziale zur Reduzierung der durch die Wirtschaftsfutterproduktion verursachten Umweltbelastung quantifiziert. In den Analysen wurden sowohl die Richtlinien der Düngeverordnung als auch eine im Rahmen von Feldversuchen empirisch ermittelte Obergrenze für Nitratauswaschung zur Einhaltung der EU-Wasserrahmenrichtlinie berücksichtigt.

Die verwendete Methode zur Öko-Effizienzanalyse trägt durch die simultane Berücksichtigung von ökologischen und ökonomischen Parametern dem Trade-off-Problem der Landwirte zwischen einer möglichst gewinnbringenden Bewirtschaftung der Futterflächen und einer bestmöglichen Reduzierung der mit der Bewirtschaftung der Flächen einhergehenden Umweltbelastungen Rechnung. Die im Rahmen der Öko-Effizienzanalyse als effizient ausgewiesenen Futterbausysteme sind daher nicht gleichzeitig auch die umweltfreundlichsten Bewirtschaftungsverfahren. Die Ergebnisse zeigen mit den Ziel-Futterbausystemen vielmehr, wie eine bestmögliche Kombination aus Wertschöpfung und Schadschöpfung erreicht werden kann.

Die analysierten Futterbausysteme können anhand des Grünlandanteils in grünlandbetonte und ackerbaubetonte Futterbauverfahren kategorisiert werden. Aus der Gruppe der grünlandbetonten Futterbausysteme wurde mittels Öko-Effizienzanalyse ein Ziel-Futterbausystem (GL MW 1 + W) bestimmt (vgl. Tab. 6, zur Definition des Futterbausystems, s. Tab. 1). Dieses Futterbauverfahren wird zur Anwendung empfohlen, wenn ein Grünlandanteil von 70 % erhalten und Mähweidenutzung betrieben werden soll.

Die in diesem Beitrag analysierten Futterbausysteme weisen große Unterschiede sowohl in der Schadschöpfung als auch in der Wertschöpfung auf. Die Futterbausysteme mit 70 % Grünlandanteil und Mähweidenutzung sind durch verhältnismäßig niedrige Deckungsbeiträge, hohe Nitratauswaschung und vergleichsweise geringe CO<sub>2</sub>-Emissionen gekennzeichnet. Bei der Auswertung der Deckungsbeiträge muss berücksichtigt werden, dass zum einen die variablen Verfahrenskosten der Grundfutterproduktion bereits bei der Ermittlung der Deckungsbeiträge berücksichtigt wurden. Zum anderen ist zu beachten, dass in einigen Systemen die kritische N-Fracht begrenzend auf den Deckungsbeitrag wirkt. Neben den Regelungen der Düngeverordnung beeinflusst auch diese Restriktion die Stickstoffdüngung aus Wirtschaftsdünger und determiniert überdies die Anzahl der gehaltenen Tiere pro Hektar. Futterbausysteme mit einem hohen, als Mähweide genutzten Dauergrünlandanteil, können nicht die im Rahmen der Düngeverordnung zulässigen 170 kg Stickstoff/ha aus Wirtschaftsdünger düngen, da hier die kritische N-Fracht begrenzend wirkt. In der Folge weisen diese Futterbausysteme die höchst zulässige Nitratauswaschung auf und erwirtschaften einen teils deutlich geringeren Deckungsbeitrag.

Die empirischen Analysen zu dem vorliegenden Beitrag haben gezeigt, dass sich die Öko-Effizienz von Futterbausystemen erhöht, wenn der Grünlandanteil ausschließlich bzw. überwiegend als Wiese zur Herstellung von Silage genutzt wird. Die schnittnut-



zungsbetonten Futterbausysteme zeichneten sich insbesondere durch hohes Reduktionspotenzial an Nitratauswaschung aus (vgl. auch 17). Für diese schnittnutzungsbetonten Futterbausysteme wäre es mithin empfehlenswert, die Gülle-Düngung auf die unter Einhaltung zusätzlicher Auflagen der Düngeverordnung zulässigen 230 kg N pro Hektar Schnittnutzungsfläche zu erhöhen. Diese Option würde zu einer höheren Wertschöpfung führen und wäre aus Sicht der kritischen N-Fracht möglich, da diese in der unterstellten Intensität noch nicht begrenzend wirkt. Die Eigenschaft, große Mengen Wirtschaftsdünger verlustarm zu verwerten, trifft darüber hinaus insbesondere für die untersuchte Silomaisvariante zu (vgl. 18). Vor dem Hintergrund des Grünlandumbruchverbots sind schnittnutzungsbetonte Futterbausysteme somit eine interessante Alternativen zum Silomaisanbau, um öko-effizient zu wirtschaften.

Die übrigen Ziel-Futterbausysteme, die den Ergebnissen der empirischen Öko-Effizienzanalyse nach zur Anwendung empfohlen werden, sind ackerbaubetonte Systeme (vgl. Tab. 6; zur Definition der Futterbausysteme, s. Tab. 1). Die Ergebnisse der Öko-Effizienzanalyse zeigen, dass tendenziell intensive, d. h. durch hohen Maschineneinsatz gekennzeichnete, Futterbausysteme öko-effizient sind. Das bereits erwähnte Trade-off-Problem wird den Ergebnissen zufolge am besten gelöst, indem Futterbausysteme angewendet werden, die eine verlustarme Verwertung auch größerer Mengen von Wirtschaftsdünger ermöglichen. Dies erlaubt dem Landwirt mehr Vieheinheiten auf der gegebenen Fläche zu halten und damit eine höhere Wertschöpfung zu erzielen. Die in diesem Beitrag identifizierten höheren CO<sub>2</sub>-Emissionen der ackerbaubetonten Futterbausysteme gegenüber den grünlandbetonten Systemen sind hingegen der Preis für die geringere Nitratauswaschung und den höheren Deckungsbeitrag. Jedoch wurde im Rahmen der empirischen Analyse bei der Identifizierung öko-effizienter Ziel-Futterbausysteme explizit sichergestellt, dass auch die CO<sub>2</sub>-Emissionen in ackerfutterbaubetonten Systemen auf ein geringst mögliches Maß reduziert werden. Dies zeigt sich beispielsweise darin, dass im identifizierten Ziel-Futterbausystem AF / F + W auf 10 % der Futterfläche Weidewirtschaft betrieben wird. Dadurch werden die im Durchschnitt emittierten CO<sub>2</sub>-Mengen teils deutlich reduziert.

Werden die negativen Umweltwirkungen auf die erzeugten Lebensmittel Milch und Fleisch bezogen, relativiert sich insbesondere im Hinblick auf die CO<sub>2</sub>-Emissionen die insgesamt höhere Umweltbelastung seitens der ackerbaubetonten Futterbausysteme. Wie bereits ausgeführt, werden bei diesen (intensiven) Futterbausystemen mehr Vieheinheiten pro Hektar gehalten, wodurch in der Folge gleichzeitig auch mehr Fleisch und Milch je Flächeneinheit erzeugt werden. Bezogen auf eine Einheit des Endprodukts (Milch, Fleisch) fällt daher die Umweltbelastung durch CO<sub>2</sub>-Emissionen und Nitratauswaschung bei den intensiveren Futterbausystemen geringer aus.

Im Hinblick auf die betrachteten Parameter zur ökologischen Bewertung der Futterbausysteme muss abschließend konstatiert werden, dass die Aufnahme weiterer Indikatoren zur Abschätzung der Umweltwirkungen sinnvoll wäre. Eine denkbare Hypothese ist, dass die ackerbaubetonten Futterbausysteme beispielsweise im Bereich des Boden-Humusgehaltes zu einer Verschlechterung der Bodenqualität führen.

Letztlich bleibt zu beachten, dass die zugrunde liegenden Daten in bereits etablierten Feldfutterbeständen erhoben wurden und keine Umnutzung von langjährigem Dauergrünland zu Ackerland stattgefunden hat. Eine solche Umnutzung könnte standortbedingt zu einer abweichenden Bewertung der Nitratauswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen führen. Es ist anzunehmen, dass unter Berücksichtigung der Emissionen aus dem Boden durch Humusabbau die Futterbausysteme mit hohem Silomaisanteil eine geringere Öko-Effizienz aufweisen würden, wohingegen sich die Öko-Effizienz der Dauergrünlandbetonten Futterbausysteme verhältnismäßig verbessern würde. Die Öko-Effizienzanalyse könnte jedoch bei Vorliegen einer entsprechenden Datengrundlage ohne Weiteres um diesen Aspekt modifiziert werden.

## Zusammenfassung

In der vorliegenden Studie wurden typische Verfahren zur Wirtschaftsfutterproduktion (Futterbausysteme) aus ökologischer und ökonomischer Perspektive bewertet. Dazu wurde zunächst ein Öko-Effizienzmaß definiert und dies dann unter Anwendung der sogenannten „Free Disposal Hull-Analyse“ operationalisiert. Zielsetzung der Öko-Effizienzanalyse war es, die durch unterschiedliche Futterbauverfahren verursachte Umweltbelastung durch Nitratauswaschung und CO<sub>2</sub>-Emissionen zu quantifizieren und das maximal realisierbare Reduktionspotenzial beider Umweltwirkungen durch Wahl alternativer, öko-effizienter Ziel-Futterbausysteme zu bestimmen. Als Ziel-Futterbausysteme wurden dabei nur solche typischen Futterbauverfahren identifiziert, die trotz positiven Umwelteffektes infolge verminderten Schadstoffausstoßes nicht mit einer Reduzierung des erzielbaren Deckungsbeitrages je Hektar Futterbaufläche einhergehen.

Die Ergebnisse der empirischen Analyse haben gezeigt, dass die durch den Futterbau verursachte Nitratauswaschung betriebsindividuell um bis zu 14 %, die CO<sub>2</sub>-Emission um bis zu 11 % reduziert werden könnte. Je nach Futterbausystem ließe sich so für einen Durchschnittsbetrieb in Schleswig-Holstein eine Verringerung der Nitratauswaschung um bis zu 232 kg N/Betrieb und Jahr sowie eine Verminderung der CO<sub>2</sub>-Emissionen um bis zu ca. 6790 kg CO<sub>2</sub>/Betrieb und Jahr realisieren. Trotz dieser Teils deutlichen Einsparpotenziale könnte in den schleswig-holsteinischen Durchschnittsbetrieben durch Wechsel in das jeweils öko-effiziente Futterbausystem eine Steigerung des Gesamtdeckungsbeitrages im Futterbau von bis zu 8000 € pro Betrieb und Jahr erzielt werden.

## Summary

*Assessment of fodder-production systems on sandy soils from an environmental and economic perspective – Calculation of an eco-efficiency scale –*

This paper investigates typical fodder production systems on sandy soils from the environmental and economic perspectives. To this end, an eco-efficiency scale was first defined and then calculated using the “free disposal hull-analysis”. The goals of the eco-efficiency analysis were to quantify the negative environmental effects resulting from nitrate leaching and CO<sub>2</sub>-emissions and to measure the eco-efficiency of the analysed fodder production systems. Eco-inefficient units would be able to bring about a maximum reduction of both negative effects when they applied one of the alternative eco-efficient systems that had been identified. The employed method ensures that eco-efficient systems lead only to environmental improvement but not to a reduced gross margin per hectare compared to the reference situation.

The results of the empirical analysis showed that the nitrate leaching caused by fodder production was able to be reduced by 14 % and the CO<sub>2</sub>-emissions by 11 % respectively through farm strategies. Depending on the fodder production system applied, an average farm in Schleswig-Holstein could achieve a reduction of up to 232 kg nitrate and 6790 kg CO<sub>2</sub> per farm per year. In addition to this significant environmental potential for improvement, the farms would at the same time be able to achieve an increase of the gross margin from fodder production by up to 8000 € per farm and year.

## Résumé

*Évaluation, d'un point de vue écologique et économique, des systèmes fourragers utilisés dans des régions aux sols sableux – Définition d'une mesure de l'efficacité écologique –*

Dans la présente étude, des procédés typiques de production fourragère (systèmes fourragers) ont été évalués à partir d'une perspective écologique et économique. À ces fins, on a d'abord défini une mesure de l'efficacité écologique afin de l'opérationnaliser ensuite en appliquant la méthode d'analyse dite «Free Disposal Hull» (FDH). Cette analyse de l'efficacité écologique visait à quantifier l'impact négatif sur l'environnement causé par le lessivage des nitrates et les émissions de CO<sub>2</sub> résultant des différents procédés de production fourragère et à déterminer, quant à ces deux effets sur l'environnement, le potentiel maximal de réduction réalisable par le choix de systèmes fourragers cibles alternatifs et efficaces du point de vue écologique. Ce faisant, on n'a identifié en tant que systèmes fourragers cibles que des procédés de production fourragère typiques qui, tout en ayant un effet positif sur l'environnement suite à des émissions réduites, n'ont pas entraîné de réduction du bénéfice brut réalisable par hectare de surface utilisée pour la production fourragère.

Les résultats de l'analyse empirique ont démontré que le lessivage des nitrates provoqué par la production fourragère pourrait être réduit de jusqu'à 14 % et les émissions de CO<sub>2</sub> de jusqu'à 11 %, cela variant d'une exploitation à l'autre. En fonction du système fourrager utilisé, on pourrait alors réaliser pour une exploitation moyenne en Schleswig-Holstein une réduction du lessivage des nitrates de jusqu'à 232 kg N par exploitation et par an, ainsi qu'une réduction des émissions CO<sub>2</sub> de jusqu'à

environ 6790 kg CO<sub>2</sub> par exploitation et par an. Outre ces potentiels d'amélioration significatifs, on pourrait dans les exploitations moyennes en Schleswig-Holstein voir le bénéfice brut total dans la production fourragère augmenter de jusqu'à 8000 euros par exploitation et par an si celles-ci optaient pour le système fourrager respectivement efficace du point de vue écologique.

## Literatur

1. ALEEN, K., 2002: Messung ökologischer Effizienz mittels Data Envelopment Analysis, Deutscher Universitäts-Verlag GmbH, Wiesbaden.
2. BOBE, J., 2005: Nitratbelastung von Sickerwasser und Grundwasser in Futterbausystemen auf sandigen Böden Norddeutschlands, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
3. DREESMAN, A., 2007: Messung von Produktivität und Effizienz landwirtschaftlicher Betriebe unter Einbeziehung von Umweltwirkungen, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
4. DÜV, 2006a: Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen- Bundesgesetzblatt Jahrgang 2006 Teil I Nr.2, ausgegeben zu Bonn am 13. Januar 2006.
5. –, 2006b: Verordnung zur Änderung saattgutrechtlicher und düngemittelrechtlicher Vorschriften vom 27. September 2006- Bundesgesetzblatt Jahrgang 2006 Teil I Nr.44, ausgegeben zu Bonn am 27. September 2006.
6. ECKERT, H.; BREITSCHUH, G.; SAUERBECK, D., 1999: Kriterien umweltverträglicher Landbewirtschaftung – ein Verfahren zur ökologischen Bewertung von Landwirtschaftsbetrieben, *Agribiological Research* 52 (1), S. 57–76.
7. Eco-Effizienz.de: Was ist Öko-Effizienz, im Internet unter: <http://www.eco-effizienz.de/eco/db/Wc4dc1274f5235.htm>, Stand: März 2010.
8. EU-Nitratrichtlinie 1991: Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, Europäische Union, Amtsblatt Nr. L 375 vom 31.12.1991, S. 0001–0008.
9. HAGEMANN, M., 2007: Bewertung von Futterbausystemen aus ökonomischer und ökologischer Sicht, Masterarbeit, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
10. KELM, M.; WACHENDORF, M.; TROTT, H.; VOLKERS, K.; TAUBE, F., 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. III. Energy efficiency in forage production from grassland and maize for silage. *Grass and Forage Science* 59, 69–79.
11. KORTELAINEN, M. und KUOSMANEN, T., 2004: Data Envelopment Analysis in Environmental Valuation: Environmental Performance, Eco-efficiency and Cost-Benefit Analysis, Economics Working Paper Archive at WUSTL, im Internet unter: <http://ideas.repec.org/p/wpa/wuwpot/0409004.html>, Stand: April 2010.
12. –, –, 2005: Measuring Eco-efficiency of Production with Data Envelopment Analysis: A Frontier Approach, *Journal of Industrial Ecology*, 9 (4), S. 59–72.
13. Kyoto-Protokoll: Protokoll von Kyoto zum Rahmenübereinkommen der Vereinten Nationen über Klimaänderungen. Im Internet unter: [http://www.bmu.de/klimaschutz/internationale\\_klimapolitik/kyoto\\_protokoll/doc/5802.php](http://www.bmu.de/klimaschutz/internationale_klimapolitik/kyoto_protokoll/doc/5802.php)
14. LOVELL, C. A.; SCHMIDT, S., 1993: The measurement of Productive Efficiency-Techniques and Applications. Oxford University Press. Oxford, New York.
15. SCHALTEGGER, S.; STURM, A., 1992: Ökologieorientierte Entscheidungen in Unternehmen, Paul Haupt, Berlin.
16. Tierreport 2005: Mitteilungen der Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein.
17. TROTT, H.; WACHENDORF, M.; INGWERSEN, B.; TAUBE, F., 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of grassland. *Grass and Forage Science* 59, 41–55.
18. VOLKERS, K., 2004: Auswirkungen einer variierten Stickstoff-Intensität auf Leistung und Stickstoff-Bilanz von Silomais in Monokultur sowie einer Ackerfutterbaufruchtfolge auf sandigen Böden Norddeutschlands, Dissertation, Christian-Albrechts-Universität, Kiel.
19. WACHENDORF, M.; BÜCHTER, M.; TROTT, H.; TAUBE, F., 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses. *Grass and Forage Science* 59, 56–68.
20. –, Volklers, K.; Loges, R.; Rave, G.; Taube, F., 2006: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. IV. Impact of slurry application, mineral N fertilizer and grass understorey on yield and nitrogen surplus of maize for silage. *Grass and Forage Science* 59, 56–68.

### Fußnoten

- 1) Die ermittelten CO<sub>2</sub>-Emissionen beinhalten alle betriebsbedingten Emissionen, die aus dem Einsatz von Maschinen und Betriebsmitteln herrühren. Emissionen aus dem Boden bleiben unberücksichtigt.
- 2) Es muss berücksichtigt werden, dass bei viermaliger Schnittnutzung strenggenommen nicht mehr von einer Wiese gesprochen werden kann, da nach mehr als dreimaliger Schnittnutzung die definitionsgemäße Artenvielfalt nicht erhalten bleibt.

*Autorenanschrift:* MARTIN HAGEMANN, MSc., IFCN Dairy Research Center am Institut für Agrarökonomie der Christian Albrechts Universität zu Kiel, Schauenburgerstraße 116, 24118 Kiel, Deutschland  
martin.hagemann@ifcndairy.org  
Dr. TAMMO FRANCKSEN, Institut für Agrarökonomie – Landwirtschaftliche Betriebslehre und Produktionsökonomie – der Christian Albrechts Universität zu Kiel, Olshausenstraße 40, 24098 Kiel, Deutschland  
tfranck@agric-econ.uni-kiel.de  
Prof. Dr. FRIEDHELM TAUBE, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung – Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau – der Christian Albrechts Universität zu Kiel, Hermann-Rodewald-Straße 9, 24118 Kiel, Deutschland  
ftaube@email.uni-kiel.de