

Stephan Deike¹, Bernhard Pallutt², Jörn Strassemeier², Olaf Christen³

Umweltwirkungen und langfristige Ertragsfähigkeit im Ackerbau in Abhängigkeit von Fruchtfolge und Pflanzenschutzmittelanwendung

Environmental effects and long-term productivity of arable farming affected by crop rotation and strategy of pesticide use

264

Zusammenfassung

Auf Grundlage eines 12-jährigen Dauerfeldversuches wurden unterschiedliche Fruchtfolgen und Pflanzenschutzstrategien im Hinblick ihres Einflusses auf Erträge, Humusreproduktion, N-Salden, Energieeffizienz sowie auf das akute und chronische Risikopotenzial für aquatische und terrestrische Organismen infolge der Pflanzenschutzmittelanwendung untersucht. Der Versuch beinhaltete eine Marktfruchtfruchtfolge (Winterraps – Winterweizen – Winterroggen – Erbsen – Winterweizen – Wintergerste; ‚FF 1‘) und eine Futterbaufruchtfolge (Winterraps – Wintergerste – Luzerne/Klee/Gras – Winterroggen – Silomais – Winterweizen; ‚FF 2‘), wobei in beiden Fruchtfolgen jeweils die situationsbezogene Pflanzenschutzmittelanwendung (100 % HF) im Vergleich zur dazu halbierten Pflanzenschutzintensität (50 % HF) geprüft wurde. Fruchtfolge- und Pflanzenschutzvarianten befanden sich in jedem Jahr auf derselben Stelle. In die Untersuchungen flossen die Ergebnisse der Erntejahre 2003 bis 2006 ein.

Eine ausreichende Humusreproduktion konnte in beiden Fruchtfolgen gewährleistet werden. Das Gesamtertragspotential der Fruchtfolge wurde in Getreideeinheiten (GE) und durch den Energieoutput ausgedrückt. Hierbei war ein deutlich stärkerer Einfluss der Fruchtfolge auf die Ertragsleistungen nachweisbar als durch die unterschiedliche Pflanzenschutzintensität. Im Hinblick auf den GE-Ertrag und Energieoutput war ‚FF 1‘ (72,9 GE

ha⁻¹; 192,3 GJ ha⁻¹) ‚FF 2‘ (70,0 GE ha⁻¹; 100,3 GJ ha⁻¹) leicht überlegen. Die N-Salden von ‚FF 1‘ und ‚FF 2‘ betragen 32,0 und 38,2 kg N ha⁻¹. Ähnlich wie die Erträge wurde die Energieeffizienz nennenswert durch die Fruchtfolge, aber deutlich weniger durch die Pflanzenschutzintensität beeinflusst. Das berechnete Risikopotenzial infolge der Pflanzenschutzmittelanwendung war in allen Varianten gering.

Stichwörter: Integrierter Pflanzenbau, Pflanzenschutzmittel, Stickstoffbilanz, Energiebilanz, Humusreproduktion

Abstract

On the basis of one 12-year lasting experiment, different crop rotations and strategies of pesticide use were investigated with regard to yield, humus replacement, nitrogen (N) balance, energy use efficiency as well as acute and chronic risk potentials for aquatic and terrestrial organisms due to pesticide application. The experiment comprised one arable crop rotation (winter oilseed rape – winter wheat – winter rye – peas – winter wheat – winter barley, ‚CR 1‘) and one fodder crop rotation (winter oilseed rape – winter barley – alfalfa/clover/grass-mixture – winter rye – silage maize – winter wheat, ‚CR 2‘) each crop with situation-related pesticide use (100 % HF) or application rates reduced by 50 per cent

Institut

LMS Landwirtschaftsberatung Mecklenburg-Vorpommern/Schleswig-Holstein GmbH, Fachkoordinator Marktfruchtbau¹
Julius Kühn-Institut – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Institut für Strategien und Folgenabschätzung im Pflanzenschutz, Kleinmachnow²

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Naturwissenschaftliche Fakultät III, Professur Allgemeiner Pflanzenbau/Ökologischer Landbau³

Kontaktanschrift

Stephan Deike, Birkenwinkel 2, 39164 Stadt Wanzleben – Börde OT Dreileben, E-Mail: stephan_deike@web.de

Zur Veröffentlichung angenommen

Mai 2010

(50 % HF). Rotations and treatments were located on the same plots in each year. The study comprises the harvest years 2003 to 2006.

Humus requirement could be covered in all crop rotations. Total yield potential of the crop rotations was expressed by grain equivalent (GE) yields and energy output. The different crop rotations influenced yield potential to a larger extent than pesticide use intensity. 'CR 2' (72.9 GE ha⁻¹; 192.3 GJ ha⁻¹) slightly exceeded 'CR 1' (70.0 GE ha⁻¹; 100.3 GJ ha⁻¹) with respect to GE yields and energy outputs. Averaged across all treatments, N surplus for 'CR 1' and 'CR 2' were 32.0 and 38.2 kg N ha⁻¹, respectively. Similar to yield, energy efficiency was noteworthy affected by crop rotation and minor by pesticide use intensity. The risk potential due to pesticide application was low in all treatments.

Key words: Integrated farming, pesticides, nitrogen balance, energy balance, humus replacement

1 Einleitung

Die Umweltwirkungen des Pflanzenbaus werden von zahlreichen Faktoren beeinflusst. Wenngleich die Standortbedingungen und regionale bodenklimatische Faktoren die von der Landwirtschaft ausgehenden Umwelteffekte wesentlich bestimmen (PACINI et al., 2003), üben die Bewirtschaftungsmaßnahmen wie beispielsweise das Anbausystem, die Fruchtfolge sowie die Intensität von Dünge- oder Pflanzenschutzmittelanwendung, einen deutlichen Einfluss auf die Ressourceneffizienz und dementsprechend auf dadurch bedingte, potentielle Umweltbelastungen aus.

Die weltweite Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten für Ernährung, Fütterung und erneuerbare Energien nimmt stetig zu, währenddessen die Verfügbarkeit von landwirtschaftlichen Nutzflächen und fossiler Energie begrenzt ist (KELM et al., 2003). Demzufolge kann eine Erhöhung der landwirtschaftlichen Produktion nur durch eine gesteigerte Produktivität erreicht werden (ALEXANDRATOS, 1995). Nachhaltige Anbausysteme müssen daher hohe Ertragsleistungen erbringen und gleichzeitig die mit der Produktion in Verbindung stehenden Umweltwirkungen minimieren. In diesem Zusammenhang ist die langfristige Erhaltung der Ertragsfähigkeit eines Standorts für eine nachhaltige Landnutzung von grundlegender Bedeutung (CHRISTEN, 1996; BINDRABAN et al., 2000).

Zur Beurteilung von Umweltwirkungen werden aussagekräftige und reproduzierbare Indikatoren benötigt, die sowohl den aktuellen Status eines landwirtschaftlichen Systems als auch dessen Entwicklung in einem bestimmten Zeitraum darstellen. PACINI et al. (2003) sind zudem der Meinung, dass derartige Indikatoren einen direkten Bezug zu Managemententscheidungen des Landwirts aufweisen sollten. Energie- und Stickstoffeffizienz sowie die Bewertung der Pflanzenschutzintensität sind hierbei zentrale Indikatoren im Hinblick auf die Beurteilung der Nachhaltigkeit der Landwirt-

schaft (KRISTENSEN und HALBERG, 1997). Die Energieeffizienz kann als integrierender Indikator angesehen werden, da diese eine enge Korrelation zu anderen abiotischen Umweltindikatoren aufweist (HEISSENHUBER, 1999; HÜLSBERGEN et al., 2001). So ist der Einsatz fossiler Energie direkt mit dem Ausstoß von Kohlendioxid korreliert (DYER and DESJARDIN, 2003; TZILIVAKIS et al., 2005).

Der Bilanzüberschuss an Stickstoff (N) bzw. der N-Saldo wird häufig genutzt, um das Risiko der Nitratauswaschung von Ackerflächen zu bewerten (LORD et al., 2002; SALO und TURTOLA, 2006), wenngleich SIELING und KAGE (2006) berichten, dass es in kurzfristigen Betrachtungen häufig keine lineare Beziehung zwischen N-Saldo und Nitratauswaschung gibt. Bei der Auswertung längerfristiger Untersuchungen kann der N-Saldo jedoch als geeigneter Indikator zur Bewertung des N-Verlustpotentials unterschiedlicher Bewirtschaftungssysteme angesehen werden (ÖBORN et al., 2003).

Eine ausgeglichene Humusbilanz, bezogen auf die gegebenen Standort- und Klimabedingungen, ist eine Grundvoraussetzung zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit (DALAL et al., 1999). Eine ausreichende Humusreproduktion verbessert zudem die Bodenstruktur, fördert die biologische Aktivität des Bodens und beschleunigt Umsetzungsprozesse (HÜLSBERGEN, 2003). Neben seiner Filter- und Pufferfunktion ist die Speicherung von Kohlenstoff (C) und Pflanzennährstoffen wie N, Schwefel und Phosphor von höchster Bedeutung (DORAN, 1992; COLE et al., 1997; KIRSCHBAUM, 2000). Folglich bewirken Änderungen des Humusgehaltes im Boden wesentliche Veränderungen von C- und N-Flüssen im Boden, wodurch sich auch die spezifischen Emissionen des Treibhausgases eines landwirtschaftlichen Systems deutlich verändern (KÜSTERMANN et al., 2008).

Ferner gilt die Biodiversität als wesentlicher Indikator zur Beurteilung des Ressourcenmanagements (STINNER et al., 1997). Diese kann aber häufig nur unzureichend in Feldversuchen bestimmt werden. Da der Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln in diesem Zusammenhang eine wesentliche Einflussgröße auf die Veränderung von Agrarökosystemen darstellt (GUTSCHE und ROSSBERG, 1997), kann daher die synoptische Bewertung des Pflanzenschutzmitteleinsatzes als geeigneter und repräsentativer Indikator zur Einschätzung des Risikopotentials, welches direkt von der Applikation von Pflanzenschutzmitteln ausgeht, gelten.

Das Hauptziel der vorgestellten Studie ist zu untersuchen, in welchem Umfang die Fruchtfolge und die Intensität der Pflanzenschutzmittelanwendung die Ertragsfähigkeit und die Umweltwirkungen des Pflanzenbaus beeinflussen. Durch die Beurteilung der Ressourceneffizienz anhand der beschriebenen Indikatoren ist sowohl die Einschätzung der Effizienz der untersuchten Bewirtschaftungssysteme als auch der möglichen Beeinträchtigungen der Umwelt gewährleistet.

Langzeiteffekte von Bewirtschaftungsverfahren, die wesentliche Aspekte der Nachhaltigkeitsbewertung darstellen, können nur mit Hilfe von Dauerfeldversuchen gesichert beurteilt werden.

2 Material und Methoden

2.1 Standort- und Versuchsbeschreibung

Der im Fläming (Bundesland Brandenburg) liegende Standort weist eine der Landschaft entsprechende starke Heterogenität auf, die typisch für durch die Eiszeit geprägte Gebiete ist. Der Fläming entstand aus einer Endmoräne der Saale-Eiszeit, die nach deren Ende durch Sandlöß unterschiedlicher Korngrößenzusammensetzung und unterschiedlicher Höhe überlagert wurde.

Daraus resultiert ein Boden, der im Mittel:

| | |
|--------|---------------------|
| 57,9 % | Sand |
| 37,5 % | Schluff |
| 4,6 % | Ton |
| 1,4 % | organische Substanz |

und einen pH-Wert von 5,8 aufweist. Die mittlere Bodenzahl beträgt 48.

Klima:

Als Referenzstationen für die durchschnittliche Jahrestemperatur wurde die meteorologische Station Potsdam genutzt, die für den Zeitraum 1971–2000 ein Jahresmittel der Lufttemperatur von 9,0 °C aufweist.

Als Referenzstation für die durchschnittliche Jahresniederschlagssumme bieten sich die Messstellen

| | |
|----------------|--------------------------|
| Treuenbrietzen | mit 506 mm (Ø 1971–2000) |
| Niemegk | mit 536 mm (Ø 1971–2000) |
| Belzig | mit 556 mm (Ø 1971–2000) |

an.

Die eigenen Messungen auf dem Versuchsfeld weisen im Mittel von 1997–2009 für die Jahresdurchschnittstemperatur 9,5 °C und für die Jahresniederschlagssumme 587 mm aus.

Insgesamt betrachtet kann der Standort für etwa ein Drittel der Ackerfläche der neuen Bundesländer als repräsentativ gelten.

Der integrierte Pflanzenbau wurde im Rahmen

- einer getreidebetonten Fruchtfolge bestehend aus Winterraps – Winterweizen 1 – Winterroggen – Brache (1996–2001)/Erbsen (2002–2007) – Winterweizen 2 – Wintergerste (FF 1)
- einer futterbaubetonten Fruchtfolge bestehend aus Winterraps – Wintergerste – Luzerne/Klee/Gras – Winterroggen – Mais – Winterweizen (FF 2)

untersucht.

Als Prüffaktoren und Prüfglieder kamen zur Anwendung:

| | |
|----------------|---|
| Faktor A: | Pflanzenschutzstrategie |
| a ₁ | situationsbezogene Dosierung und Mittelwahl |
| a ₂ | 50 % von situationsbezogen |

Faktor B: Pflanzenschutzmittel

- b₁ unbehandelte Kontrolle
- b₂ Herbizid
- b₃ Fungizid (Getreide); Insektizid (Raps)
- b₄ Herbizid + Fungizid bzw. Insektizid

Als Versuchsanlage diente eine zweifaktorielle randomisierte Spaltanlage mit 4 Wiederholungen, wobei in der getreidebetonten Fruchtfolge infolge der dort vorhandenen höheren Bodenheterogenität ab 1998 zwei weitere Wiederholungen hinzukamen.

Im ausgewerteten Zeitraum (2003–2006) betrug die N-Düngung in Getreide ca. 100–120 kg N/ha und im Raps ca. 150 kg N/ha. Die ausführliche Standort- und Versuchsbeschreibung ist den Beiträgen PALLUTT et al. und JAHN et al. in diesem Heft zu entnehmen.

2.2 Humusbilanzierung

Die Quantifizierung von Veränderungen der Humus- und Nährstoffvorräte des Bodens ist ein äußerst wichtiger Aspekt, um negative Auswirkungen von Bewirtschaftungssystemen zu erkennen (BINDRABAN et al., 2000). Das Verfahren der Humusbilanz besteht darin, dass dem durch den Anbau humuszehrender Fruchtarten verursachten Humusbedarf die Zufuhren durch den Anbau humusmehrender Fruchtarten und Ausbringung organischer Dünger gegenübergestellt werden. Bei der Anwendung der Humusbilanz geht es nicht primär um die Bestimmung absoluter Humusgehaltsänderungen von Böden, sondern um eine relative bzw. indirekte Einschätzung der Humusversorgung. Je mehr die Humuszufuhr vom standort- und bewirtschaftungsabhängigen Bedarf positiv oder negativ abweicht, umso ungünstiger wird die Situation bewertet. Stimmen Humusbedarf und -aufkommen überein, werden sich langfristig optimale Humusgehalte einstellen, was je nach Ausgangssituation und Vorbewirtschaftung eine An- oder Abreicherung bedeuten kann.

Die Berechnungen, die in der vorgelegten Studie gezeigt werden, erfolgten mit Hilfe der Humuseinheiten (HE)-Methode nach LEITHOLD et al. (1997). Bezugsmaßstab ist hierbei die „Humuseinheit“, die als 1t Humus mit 50 kg N und 580 kg C definiert ist. Die Bilanzparameter der HE-Methode wurden in Dauerfeldversuchen experimentell abgeleitet und validiert (Tab. 1).

2.3 N-Bilanzierung

Der flächenbezogene N-Saldo beschreibt das Gesamtverlustpotenzial an reaktiven N-Verbindungen aus dem Boden. Je höher der N-Saldo, umso größer ist die Gefahr umweltrelevanter N-Emissionen in verschiedene Umweltbereiche wie beispielsweise Gewässer, die Atmosphäre oder naturnahe Biotope. Bei der Berechnung des N-Saldos wurden der N-Eintrag über das Saatgut, durch mineralische und organische Dünger sowie die symbiotische N-Fixierung der Leguminosen berücksichtigt (HÜLSBERGEN, 2003). Aufgrund der Untersuchungen von ZIMMER und ROSCHKE (2005) wurden ferner N-Immissionen von

30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ in die Kalkulationen einbezogen. Die Schätzung der durch die Leguminosen fixierten N-Mengen erfolgte in Abhängigkeit der erzielten Erträge. Für die Luzerne/Klee/Gras-Mischungen wurde hierbei der Leguminosenanteil berücksichtigt. Zur Berechnung der N-Entzüge werden die Trockenmasseerträge der geernteten Haupt- und Nebenprodukte mit den jeweiligen N-Gehalten multipliziert. Die gemessenen N-Gehalte der Getreidekörner wurden hierbei mit einbezogen. Veränderungen der Boden-N-Vorräte durch Humusabbau bzw. -aufbau werden durch die Kopplung mit der Humusbilanz einbezogen. Dadurch kann das N-Verlustpotenzial genauer bestimmt werden.

2.4 Energiebilanzierung

Eine detaillierte Beschreibung der verwandten Methodik zur Energiebilanzierung wurde von HÜLSBERGEN et al. (2001) vorgelegt. Die Bilanzmethode ist der Prozessanalyse zuzuordnen (JONES, 1989). Bei dieser Bilanzierung werden alle Inputs an fossiler Energie einbezogen. Die Sonnenenergie bleibt ebenso wie die menschliche Arbeitskraft unberücksichtigt.

Der Energieinput umfasst den direkten und indirekten Einsatz fossiler Energie. Beim Saatgut wird die für Herstellung, Lagerung und Transport notwendige fossile Energie in Ansatz gebracht. Zudem werden organische Dünger energetisch bewertet. Eingesetzte Betriebsmittel und Investitionsgüter werden über Energieäquivalente in den Primärenergieeinsatz für Produktion und Bereitstellung umgerechnet (Tab. 2). Die Äquivalente sind dem

Tab. 1. Humusbilanzkoeffizienten für verschiedene Fruchtarten und organische Dünger (verändert nach LEITHOLD et al., 1997 und LEITHOLD u. HÜLSBERGEN, 1998)

| Fruchtart | HE ha ⁻¹ | kg C ha ⁻¹ a |
|--------------------------------|---------------------|-------------------------|
| Zuckerrübe | -2,30 | -1334 |
| Silomais | -1,35 | -783 |
| Winterraps (Stroh geräumt) | -0,70 | -406 |
| Getreide (Stroh geräumt) | -0,70 | -406 |
| Erbse | 0,15 | 87 |
| Klee-Gras | 2,10 | 1218 |
| Klee-Gras (als Zwischenfrucht) | 0,50 | 290 |

| Organische Dünger | HE t ⁻¹ FM ^b | kg C kg ⁻¹ FM |
|------------------------------------|------------------------------------|--------------------------|
| Stalldung (frisch) | 0,050 | 29 |
| Stalldung (gelagert) | 0,070 | 41 |
| Rindergülle (8 % TM ^c) | 0,016 | 9 |
| Schweinegülle (6 % TM) | 0,011 | 6 |
| Stroh (Getreide) | 0,120 | 70 |

^a Kohlenstoff im Humus, welcher nicht der primären Respiration unterliegt.

^b FM – Frischmasse

^c TM – Trockenmasse

technischen Fortschritt angepasst und beziehen sich auf moderne Produktionsanlagen.

Der Energieoutput entspricht dem physikalischen Brennwert der geernteten Biomasse und wird aus dem Trockenmasseertrag und den Inhaltsstoffen abgeleitet. Der Energiegewinn, die Energieintensität und das Output/Input-Verhältnis sind aus dem Energieinput, dem Getreideeinheiten (GE)-Ertrag und dem Energieoutput ermittelte Größen.

2.5 Bewertung des potentiellen Risikos für Umweltbelastungen infolge der Pflanzenschutzmittelanwendung mit Hilfe des Modells SYNOPSIS

Das Modell SYNOPSIS wurde für die synoptische Bewertung des Risikopotentials infolge der Anwendung chemischer Pflanzenschutzmittel entwickelt. Hierzu werden die potentiellen Belastungen für terrestrische Organismen im Boden oder in Saumbiotopen sowie für aquatische Lebewesen in Oberflächengewässern geschätzt. Eine detaillierte Beschreibung des Modells SYNOPSIS ist

Tab. 2. Energieäquivalente für eingesetzte Betriebsmittel im Pflanzenbau (zusammengefasst von HÜLSBERGEN et al., 2001; verändert nach verschiedenen Autoren)

| | Einheit | Energieäquivalent |
|-------------------------------|-------------------------------------|-------------------|
| Dieseldieselkraftstoff | MJ l ⁻¹ | 39,6 ^a |
| Mineraldünger | | |
| N | MJ kg ⁻¹ | 35,3 ^b |
| P ₂ O ₅ | MJ kg ⁻¹ | 15,8 ^c |
| K ₂ O | MJ kg ⁻¹ | 2,1 ^c |
| Pflanzenschutzmittel | | |
| Herbizide | MJ kg ⁻¹ | 288 ^d |
| Fungizide | MJ kg ⁻¹ | 196 ^d |
| Insektizide | MJ kg ⁻¹ | 237 ^d |
| Maschinen | MJ kg ⁻¹ | 108 ^e |
| Transport | MJ t ⁻¹ km ⁻¹ | 6,3 ^f |

^a Umrechnungsfaktor für Dieseldieselkraftstoff nach REINHARDT, (1993).

^b Energieäquivalent für mineralische N-Dünger nach APPL, (1997), wobei die Energie (1,3 MJ kg⁻¹) für den Transport eingeschlossen ist.

^c Energieäquivalente für Phosphor- und Kalidünger nach KALTSCHMITT und REINHARDT (1997).

^d Energieäquivalente für Pflanzenschutzmittel nach GREEN, (1987), kalkuliert für Wirkstoffe einschließlich Energiebedarf für Lagerung und Transport.

^e Energieäquivalente für Maschinen bezogen auf den Energieverbrauch für Herstellung und Nutzungsdauer (nach KALK und HÜLSBERGEN, 1999).

^f Energieäquivalente für landwirtschaftliche Transporte innerhalb des Betriebs (nach MÜLLER, 1989).

bei GUTSCHE und ROSSBERG (1997) oder GUTSCHE und STRASSEMAYER (2007) zu finden.

Risikopotentiale in Abhängigkeit der erfolgten Pflanzenschutzmaßnahmen werden in Form von Expositions-raten für die Toxizität angegeben. Hierzu werden Modellorganismen als Indikatoren, wie beispielsweise der Regenwurm für den Boden, die Biene für Saumbiotop sowie Daphnien, Algen und Fische für Oberflächengewässer, genutzt. Das potentielle Risiko wird sowohl für das aktuelle Risiko (ETR_{akut}) als auch für das chronische Risiko ($ETR_{\text{chronisch}}$) durch die jeweiligen Expositions-raten der Toxizität angegeben.

Für die Berechnungen wurde zugrunde gelegt, dass die gesetzlichen Vorgaben für die Pflanzenschutzmittelanwendung eingehalten wurden. Ferner wurde angenommen, dass die Schläge keine Drainagen haben und sich 1 m neben einem stehenden Gewässer von 1 m Breite und 0,3 m Tiefe befinden. Dies kann als eine Art Worst-case-Szenario angesehen werden, zumal in den Modellrechnungen simuliert wurde, dass nach jeder Pflanzenschutzapplikation eine Regenmenge von 30 mm fällt.

2.6 Statistische Auswertungen

Da aus der gesamten Versuchsanlage lediglich einige Behandlungen ausgewertet wurden, fand der eigentliche Versuchsaufbau im Hinblick auf die statistische Auswertung nur geringe Beachtung. Die jeweiligen Fruchtfolgen wurden als Teil einer Versuchsserie berücksichtigt, wobei das Versuchsjahr als Block ausgewertet wurde. Die Mittelwerte für die Humus-, Energie- und N-Bilanzkoeffi-

zienten ebenso wie die GE-Erträge wurden mit einem Tukey-Test bei einer Signifikanzschwelle von 5 % verglichen. Hierbei wurden die Effekte von Fruchtfolge und Pflanzenschutzintensität geprüft, indem die Behandlungsstufen des jeweils anderen Prüffaktors gemittelt wurden.

3 Ergebnisse

Die statistische Auswertung ergab deutliche Unterschiede bei der Nutzung der Indikatoren GE-Ertrag und Energieoutput, obwohl beide Kenngrößen stark vom Ertrag beeinflusst werden (Tab. 3). Die Auswertung von Bewirtschaftungssystemen bzw. Fruchtfolgen im Hinblick auf deren Ertragsfähigkeit anhand des GE-Ertrags erscheint dann ratsam, wenn überwiegend Nahrungs- und Futtermittel erzeugt werden. Dem hingegen sollte der Indikator Energieoutput genutzt werden, wenn Biomasse zur Erzeugung regenerativer Energien produziert wird oder die Produktivität pro Flächeneinheit beurteilt werden soll. Dementsprechend konnten signifikante Unterschiede zwischen ‚FF 1‘ und ‚FF 2‘ bezüglich des Energieoutputs ermittelt werden, währenddessen nur geringe Unterschiede im GE-Ertrag zwischen den Fruchtfolgen gefunden wurden (vgl. Tab. 3). Signifikante Unterschiede im GE-Ertrag traten infolge der unterschiedlichen Pflanzenschutzintensität zwischen den Behandlungsstufen ‚100 % HF‘ und ‚50 % HF‘, jedoch nicht in Bezug auf den Energieoutput auf.

Im Durchschnitt wiesen alle geprüften Varianten positive Humussalden auf, d.h. dass die Humusproduktion

Tab. 3. Einfluss von Fruchtfolge und Pflanzenschutzmittelintensität auf den Getreideeinheiten (GE)-Ertrag, den N-Saldo, die Humusbilanz und verschiedene Energiebilanzindikatoren (Zeitraum 2003–2006)

| Varianzquelle | GE-Ertrag | Energie-output | Humus-bilanz | N-Saldo | Energie-input | Energie-gewinn | Energie-intensität | Output/ Input-Verhältnis |
|---|---------------------|---------------------|---------------------|-----------------------|---------------------|---------------------|---------------------|--------------------------|
| Fruchtfolge | n.s. | *** | n.s. | n.s. | n.s. | *** | n.s. | * |
| Pflanzenschutzintensität | * | n.s. | n.s. | * | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| Fruchtfolge × Pflanzen-schutzintensität | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. |
| Mittelwerte | GE ha ⁻¹ | GJ ha ⁻¹ | HE ha ⁻¹ | kg N ha ⁻¹ | GJ ha ⁻¹ | GJ ha ⁻¹ | MJ GE ⁻¹ | |
| <i>Fruchtfolge</i> | | | | | | | | |
| FF 1 | 70,0 a | 100,3 a | 0,06 a | 32,0 a | 12,3 a | 88,1 a | 219,8 a | 8,3 a |
| FF 2 | 72,9 a | 192,3 b | 0,06 a | 38,2 a | 12,5 a | 179,8 b | 220,6 a | 16,9 b |
| <i>Pflanzenschutzintensität</i> | | | | | | | | |
| 100 % HF | 73,6 a | 141,3 a | 0,05 a | 29,4 a | 12,5 a | 128,9 a | 206,7 a | 12,0 a |
| 50 % HF | 68,7 b | 132,9 a | 0,07 a | 39,5 b | 12,3 a | 120,6 a | 233,5 a | 11,4 a |

*, ***: Varianzanalyse durchgeführt mit dem f-Test (Signifikanzen für $\alpha = 0,05$ bzw. $0,001$).

n.s.: F-Test ist nicht signifikant.

Mittelwerte mit den gleichen Buchstaben für Fruchtfolge und Pflanzenschutzmittelintensität in einer Spalte unterscheiden sich nicht signifikant ($\alpha = 0,05$).

höher als der kalkulierte Humusbedarf war. Die Fruchtfolgen unterschieden sich nicht hinsichtlich des Humusaldos. Darüber hinaus konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Rotationen ,FF 1' und ,FF 2' im N-Saldo nachgewiesen werden. Demgegenüber übte die unterschiedliche Pflanzenschutzintensität einen statistisch belegbaren Einfluss auf die N-Bilanzen aus (vgl. Tab. 3).

Die geprüften Fruchtfolgen hatten einen signifikanten Einfluss auf den Energiegewinn und das Output/Input-Verhältnis, während die Pflanzenschutzintensität den GE-Ertrag und die N-Salden nachweisbar beeinflusste. Wechselwirkungen zwischen Fruchtfolge und Pflanzenschutzintensität konnten nicht bewiesen werden. Zudem waren die Unterschiede im Energieinput und in der Energieintensität zwischen den Fruchtfolgen ,FF 1' und ,FF 2' nur geringfügig. Allerdings waren der durchschnittliche Energiegewinn und das mittlere Output/Input-Verhältnis in ,FF 2' signifikant höher als in ,FF 1'. Dies ist vor allem damit zu begründen, dass in ,FF 2' Getreidestroh geerntet wurde, dieses in ,FF1' jedoch auf dem Feld verblieb.

Nur geringfügige Unterschiede zwischen den Fruchtfolgen ,FF 1' und ,FF 2' wurden im Hinblick auf die potentielle Gefährdung von terrestrischen und aquatischen Organismen gefunden (Tab. 4). Die berechneten Werte für das akute und das chronische Risikopotential waren im Durchschnitt in der Variante ,50 % HF' niedriger als in der Stufe ,100 % HF'.

4 Diskussion

Die Übertragbarkeit von Schlussfolgerungen, welche aus einzelnen Feldversuchen im Hinblick auf die Umweltwirkungen verschiedener Bewirtschaftungssysteme abgeleitet werden, ist vor allem infolge des starken Einflusses der jeweiligen Standorteigenschaften eingeschränkt. Bei derartigen Betrachtungen sind zudem langfristige Auswertungen notwendig, da variierende Witterungsbedingungen den Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen überdecken können. Es ist von äußerster Wichtigkeit, Landnutzungssysteme zu fördern, die das Ertragspotential eines Standortes erhalten oder verbes-

sern und zudem als nachhaltig im Hinblick auf den Verbrauch der vorhandenen natürlichen Ressourcen zu bewerten sind (BINDRABAN et al., 2000). Der Ertrag ist hierbei eine wesentliche Kenngröße zur Beurteilung der Flächenproduktivität sowie zur Bewertung von Bewirtschaftungssystemen, wenngleich dieser deutlich von den vorherrschenden Standorteigenschaften beeinflusst wird.

Nach der Veränderung von Bewirtschaftungsmaßnahmen treten signifikante Effekte häufig erst nach einer Umstellungsphase auf. Dies betrifft vor allem durch die Bewirtschaftung oder unterschiedliche Unkrautbekämpfungsstrategien bedingte Veränderungen in der Unkrautpopulation (PALLUTT und GRÜBNER, 2004) sowie Veränderungen der Humus- oder der Bodennährstoffgehalte infolge unterschiedlicher Düngung (PERSSON und KIRCHMANN, 1994; CAMPBELL et al., 2000). Die ausgewerteten Feldversuche in Dahnsdorf wurden 1995 angelegt, sodass nennenswerte Veränderungen durch unterschiedliche Unkrautbekämpfungsstrategien und damit verbundene Effekte auf den Ertrag bereits aufgetreten sind (vgl. PALLUTT, 2002; DEIKE et al., 2006a; DEIKE et al., 2008b; PALLUTT und MOLL, 2008). Die Heterogenität des Standorts sowie die unterschiedlichen Fruchtarten, die angebaut wurden, führten zu deutlichen Schwankungen des GE-Ertrags und des Energieoutputs, welche nicht durch die geprüften Behandlungsstufen erklärt werden können. Durch die vergleichsweise geringe Wasserspeicherkapazität des Bodens ist das Ertragspotential des Standorts bei eintretender Vorsommertrockenheit hierdurch häufig deutlich stärker begrenzt als durch die mangelnde Bekämpfung von Krankheiten, Schädlingen oder Unkräutern. Dies war insbesondere im sehr trockenen Jahr 2003 der Fall.

C- und N-Flüsse in landwirtschaftlich genutzten Böden stehen in enger Beziehung zueinander und beeinflussen die Umweltwirkungen eines Bewirtschaftungssystems in hohem Maße. Humusabbau kann einen erhöhten Ausstoß an Kohlendioxid verursachen (COLE et al., 1997; KIRSCHBAUM, 2000; KÜSTERMANN et al., 2008) und darüber hinaus die Nitratauswaschung vergrößern (HANSEN et al., 2007). Andererseits kann infolge erhöhter Mineralisation durch zu hohe Bodenumusgehalte das N-Verlustpotential im Boden ansteigen (KIRCHMANN, 1994). Eine ausreichende Humusreproduktion konnte sowohl in ,FF 1' als auch in

Tab. 4. Expositionsrate der Toxizität bezogen auf das potenzielle akute Risiko (ETR_{akut}) und das potenzielle chronische Risiko ($ETR_{\text{chronisch}}$) für aquatische oder terrestrische Organismen infolge der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Abhängigkeit von Fruchtfolge und Pflanzenschutzmittelintensität (Mittel 2003–2006)

| Fruchtfolge | Behandlung | Aquatische Organismen | | Terrestrische Organismen | |
|-------------|------------|-----------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------------|
| | | ETR_{akut} | $ETR_{\text{chronisch}}$ | ETR_{akut} | $ETR_{\text{chronisch}}$ |
| FF 1 | 100 % HF | 0,0067 | 0,1204 | 0,0281 | 0,2967 |
| | 50 % HF | 0,0034 | 0,0585 | 0,0139 | 0,1427 |
| FF 2 | 100 % HF | 0,0031 | 0,0849 | 0,0365 | 0,3326 |
| | 50 % HF | 0,0018 | 0,0426 | 0,0183 | 0,1656 |

‚FF 2‘ gewährleistet werden, obwohl beide Fruchtfolgen sehr unterschiedlich strukturiert sind. In der Marktfruchtfruchtfolge ‚FF 1‘ ist die Humusreproduktion vor allem auf die Strohdüngung bei Getreide und Raps sowie den Anbau von Erbsen, welche als Leguminose humusmehrend wirken, zurückzuführen. Demgegenüber führt der Anbau von Silomais sowie die Abfuhr des gesamten Getreidestrohs in ‚FF 2‘ zu einem erhöhten Humusbedarf. Anhand der Berechnungen kann allerdings geschlussfolgert werden, dass der vorhandene Humusreproduktionsbedarf durch den Luzerne/Klee/Gras-Anbau sowie die Applikation von Stallmist zum Silomais gedeckt werden konnte.

Mit der Studie konnte gezeigt werden, dass die Humusbilanz infolge der Veränderungen des Gehaltes an organisch gebundenem Stickstoff die N-Salden direkt beeinflusst. Dementsprechend wurden für ‚FF 1‘ im Durchschnitt leicht niedrigere N-Salden berechnet als für ‚FF 2‘. Durch die Ernte des Getreidestrohs in ‚FF 2‘ war der Humusbedarf im entsprechenden Anbaujahr nicht gedeckt. In der genutzten Methodik zur N-Bilanzierung wurde dementsprechend veranschlagt, dass dadurch zusätzlicher Stickstoff aus dem Boden-Pool mineralisiert wurde. Diese N-Menge wird den N-Salden aufgeschlagen und erhöht folglich die mittleren N-Salden in ‚FF 2‘. Ferner war die N-Effizienz und folglich der N-Saldo beim Maisanbau in ‚FF 2‘ durch den Einsatz von Stallmist im Vergleich zu ‚FF 1‘, wo ausschließlich mineralisch gedüngt wurde, verschlechtert. Die grundsätzlich schlechtere N-Effizienz beim Einsatz organischer Dünger verglichen mit mineralischen Düngemitteln wurde in zahlreichen Untersuchungen belegt (z.B. SMITH und CHAMBERS, 1992; SIELING, 2005). Demgegenüber wird die N-Effizienz durch die Vermeidung schaderregerbedingter Ertragsverluste im Vergleich zum Anbau ohne Pflanzenschutzmittelanwendung verbessert, sodass das N-Verlustpotential im Boden deutlich verringert wird (DEIKE et al., 2006a, 2007).

Die Effekte der unterschiedlichen Intensität der Pflanzenschutzmittelanwendung auf die potentielle Gefährdung von aquatischen und terrestrischen Organismen waren von geringer Bedeutung. Im Allgemeinen kann sowohl das akute als auch das chronische Risiko für die untersuchten Organismen bei beiden Behandlungsstufen der Pflanzenschutzintensität als gering eingeschätzt werden, zumal die Berechnungen unter Annahme eines Worst-case-Szenarios erfolgten (vgl. Kapitel 2.5). Dies trifft ebenso für die Mehrzahl der Pflanzenschutzmittelanwendungen in Ackerbaubetrieben zu, sofern die Grundsätze des Pflanzenschutzmittelrechts bzw. der Guten fachlichen Praxis eingehalten werden. Dies ist mit dem weitgehenden Verzicht auf die Anwendung hochtoxischer Wirkstoffe und die vergleichsweise niedrigen Behandlungsfrequenzen zurückzuführen (STRASSEMAYER, persönliche Mitteilung). Wenngleich sich die berechneten Risikopotentiale überwiegend auf einem niedrigen Niveau befinden, konnten doch deutlich geringere Werte in der Behandlungsstufe ‚50 % HF‘ im Vergleich zu ‚100 % HF‘, da mit Ausnahme von Wachstumsregulatoren jeweils um 50 % reduzierte Pflanzenschutzmittelaufwandmengen im Vergleich zur Variante ‚100 % HF‘ appliziert wurden.

Neben Dieselkraftstoff werden Dünge- und Pflanzenschutzmittel als wesentlichste Quellen des Energieverbrauchs in der konventionellen Landwirtschaft angesehen (WOOD et al., 2006). Insbesondere der Einsatz mineralischer N-Dünger stellt hierbei einen großen Anteil am gesamten Energieeinsatz dar (z.B. KUESTERS und LAMMEL, 1999; MOERSCHNER, 2000; HÜLSBERGEN et al., 2001; DEIKE et al., 2008a). Dementsprechend unterstreichen sowohl RATHKE et al. (2007) als auch DEIKE et al. (2008a) die große Bedeutung der N-Effizienz im Hinblick auf die Energieeffizienz im Ackerbau. Die in der vorgelegten Studie untersuchten Behandlungsstufen der Pflanzenschutzintensität beeinflussten den Energieinput nur in geringem Maße. In diesem Zusammenhang betonen DEIKE et al. (2008a), dass die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln zwar von vergleichsweise geringer Bedeutung in Bezug auf den Energieinput ist, aber aufgrund der Erhöhung der Ernteerträge eine enorme Bedeutung für den Energieoutput hat. Frühere Untersuchungen der Versuche in Dahnsdorf zeigten weiterhin, dass die Energieeffizienz, ausgedrückt durch die Indikatoren Energiegewinn und Energieintensität, bei situationsbezogener Pflanzenschutzmittelanwendung signifikant höher war verglichen mit den Varianten ohne Pflanzenschutzmitteleinsatz (DEIKE et al., 2006b, 2007).

Generell scheint die Energieeffizienz ausgewogener Fruchtfolgen, die unterschiedliche Fruchtarten enthalten, höher zu sein als in einseitigen Fruchtfolgen. Hierbei führt vor allem die Integration von Leguminosen in die Fruchtfolge zu einer Erhöhung der Energieeffizienz (FRANZLUEBBERS und FRANCIS, 1995; LI et al. 2002; RATHKE et al., 2007). Die Ernte von Nebenprodukten wie beispielsweise Stroh in der Fruchtfolge ‚FF 2‘ kann dazu beitragen, die Energiebilanz zahlreicher Bewirtschaftungssysteme zu erhöhen. Unter Beachtung der damit einhergehenden Umweltwirkungen sollte dieser Aspekt hinsichtlich der stetig steigenden Nachfrage für Biomasse zur Erzeugung regenerativer Energien berücksichtigt werden.

Literatur

- ALEXANDRATOS, N., 1995: World Agriculture: Towards 2010. FAO, New York, Wiley.
- APPL, M., 1997: Ammonia, methanol hydrogen, carbon monoxide – modern production technologies. London, CRU.
- BINDRABAN, P.S., J.J. STOOORVOGEL, D.M. JANSEN, J. VLAMING, J.J.R. GROOT, 2000: Land quality indicators for sustainable land management: proposed method for yield gap and soil nutrient balance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **81**, 103-112.
- CAMPBELL, C.A., R.P. ZENTNER, B.-C. LIANG, G. ROLOFF, E.C. GREGORICH, B. BLOMERT, 2000: Organic C accumulation in soil over 30 years in semiarid south-western of Saskatchewan – Effect of crop rotations and fertilizers. *Canadian Journal of Soil Science* **80**, 179-192.
- CHRISTEN, O., 1996: Nachhaltige Landwirtschaft (“Sustainable Agriculture”). Ideengeschichte, Inhalte und Konsequenzen für Forschung, Lehre und Beratung. *Berichte über Landwirtschaft* **74**, 66-86.
- COLE, C.V., J. DUXBURY, J. FRENEY, O. HEINEMEYER, K. MINAMI, A. MOSIER, K. PAUSTIAN, N. ROSENBERG, D. SAMPSON, D. SAUERBECK, Q. ZHAO, 1997: Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **49**, 221-228.

- DALAL, R.C., P. LAWRENCE, J. WALKER, R.J. SHAW, G. LAWRENCE, D. YULE, J.A. DOUGHTON, A. BOURNE, L. DUIVENVOORDEN, S. CHOY, D. MOLONEY, L. TURNER, C. KING, A. DALE, 1999: A framework to monitor sustainability in the grain industry. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **39**, 605-620.
- DEIKE, S., B. PALLUTT, E. MOLL, O. CHRISTEN, 2006a: Effect of different weed control strategies on the nitrogen efficiency in cereal cropping systems. *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XX*, 809-816.
- DEIKE, S., B. PALLUTT, O. CHRISTEN, 2006b: Bedeutung des chemischen Pflanzenschutzes beim Anbau von Pflanzen zur Energienutzung. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* **18**, 132-133.
- DEIKE, S., B. PALLUTT, O. CHRISTEN, 2007: Stickstoff- und Energieeffizienz im integrierten und ökologischen Landbau. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* **19**, 294-295.
- DEIKE, S., B. PALLUTT, O. CHRISTEN, 2008a: Investigations on the energy efficiency of organic and integrated farming with specific emphasis on pesticide use intensity. *European Journal of Agronomy* **28**, 461-470.
- DEIKE, S., B. PALLUTT, O. CHRISTEN, 2008b: Effects of herbicide application on energy use efficiency and carbon dioxide emissions of cereal cropping systems. *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XXI*, 113-119.
- DORAN, J.W., 1992: Einfluss verschiedener Bewirtschaftungs- und Bearbeitungssysteme auf die organische Bodensubstanz und die Bodenfruchtbarkeit. *Berichte über Landwirtschaft Schleswig-Holstein* **206**, 155-167.
- DYER, J.A., R.L. DESJARDIN, 2003: Simulated farm fieldwork, energy consumption and related greenhouse gas emissions in Canada. *Bziosystems Engineering* **85** (4), 503-513.
- FRANZLUEBBERS, A.J., C.A. FRANCIS, 1995: Energy output:input ratio of maize and sorghum management systems in eastern Nebraska. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **53**, 271-278.
- GREEN, M.B., 1987: Energy in pesticide manufacture, distribution and use. In: HELSEL, Z.R. (Hrsg.), *Energy in Plant Nutrition and Pest Control*. Amsterdam, Elsevier, pp. 165-177.
- GUTSCHE, V., D. ROSSBERG, 1997: SYNOPSIS 1.1: a model to assess and compare the environmental risk potential of active ingredients in plant protection products. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **64**, 181-188.
- GUTSCHE, V., J. STRASSEMAYER, 2007: SYNOPSIS – ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* **59** (9), 197-210 (Engl. summary).
- HANSEN, E.M., J. ERIKSEN, F.P. VINTHER, 2007: Catch crop strategy and nitrate leaching following grazed grass-clover. *Soil Use and Management* **23** (4), 348-358.
- HEISSENHUBER, A., 1999: Stoff- und Energiebilanzen: Wichtige Indikatoren für die Umweltverträglichkeit von Produktionsverfahren. *Agrarwissenschaft* **48** (7), 249-250.
- HÜLSBERGEN, K.-J., 2003: Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Aachen, Shaker Verlag.
- HÜLSBERGEN, K.-J., B. FEIL, S. BIERMANN, G.-W. RATHKE, W.D. KALK, W. DIEPENBROCK, 2001: A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **86**, 303-321.
- JONES, M.R., 1989: Analysis of the use of energy in agriculture – approaches and problems. *Agricultural Systems* **29**, 339-355.
- KALK, W.D. K.-J. HÜLSBERGEN 1999: Dieselkraftstoffeinsatz in der Pflanzenproduktion. *Landtechnik* **54** (6), 332-333.
- KALTSCHMITT, M., A. REINHARDT (Hrsg.), 1997: *Nachwachsende Energieträger: Grundlagen, Verfahren, ökologische Bilanzierung*. Braunschweig/Wiesbaden, Vieweg Verlag.
- KELM, M., R. LOGES, F. TAUBE, 2003: Ressourceneffizienz ökologischer Fruchtfolgesysteme. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* **15**, 56-58.
- KIRSCHBAUM, M.U.F., 2000: Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry* **48**, 21-51.
- KRISTENSEN, E.S., N. HALBERG, 1997: A system approach for assessing sustainability in livestock farms. In: SØRENSEN, J.T., J.C. FLAMANT, R. RUBINO, A.R. SIBBALD (Hrsg.), *Livestock Farming Systems. More than Food Production*. EAAP Publications **89**, pp. 16-29.
- KUESTERS, J., J. LAMMEL, 1999: Investigations of the energy efficiency of the production of winter wheat and sugar beet in Europe. *European Journal of Agronomy* **11**, 35-43.
- KÜSTERMANN, B., M. KAINZ, K.-J. HÜLSBERGEN, 2008: Modelling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* **23**, 1-16.
- LEITHOLD, G., K.-J. HÜLSBERGEN, 1998: Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *Ökologie und Landbau* **105**, 32-35.
- LEITHOLD, G., K.-J. HÜLSBERGEN, D. MICHEL, H. SCHÖNMEIER, 1997: Humusbilanzierung – Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: DBU (Hrsg.), *Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen*. Osnabrück, Zeller Verlag, pp. 43-55.
- LI, F.-R., C.-Y. GAO, H.-L. ZHAO, X.-Y. LI, 2002: Soil conservation effectiveness and energy efficiency of alternative rotations and continuous wheat cropping in the Loess Plateau of northwest China. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **91**, 101-111.
- LORD, E.I., S.G. ANTHONY, G. GOODLASS, 2002: Agricultural nitrogen balance and water quality in the UK. *Soil Use and Management* **18**, 363-369.
- MOERSCHNER, E.J., 2000: Stoff- und Energiebilanzen von Ackerbausystemen unterschiedlicher Intensität – eine Untersuchung an den Rapsfruchtfolgen des Göttinger INTEX-Systemversuchs. *Forschungsbericht Agrartechnik, MEG 389*.
- MÜLLER, M., 1989: *Technologische Prozesse in der Pflanzenproduktion*. Berlin, Deutscher Landwirtschaftsverlag.
- ÖBORN, I., A.C. EDWARDS, E. WITTER, O. OENEMA, K. IVARSSON, P.J.A. WITHERS, S.I. NILSSON, A. RICHERT STINZING, 2003: Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *European Journal of Agronomy* **20**, 211-225.
- PACINI, C., A. WOSSINK, G. GIESEN, C. VAZZANA, R. HUIRNE, 2003: Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **95**, 273-288.
- PALLUTT, B., 2002: Langzeitwirkungen reduzierter Herbizidanwendung und Stickstoffdüngung auf Populationsdynamik und Konkurrenz von Unkräutern im Getreide. *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XVIII*, 293-304 (Engl. summary).
- PALLUTT, P. GRÜBNER, 2004: Langzeitwirkung ausgewählter Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Verunkrautung am Beispiel des Getreides. *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XIX*, 969-979 (Engl. summary).
- PALLUTT, B., E. MOLL, 2008: Langzeitwirkungen reduzierter Herbizid aufwandmengen auf Verunkrautung und Korntrag von Wintergetreide in einem 12-jährigen Dauerversuch. *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue XXI*, 501-508 (Engl. summary).
- PERSSON, J., H. KIRCHMANN, 1994: Carbon and nitrogen in arable soils as affected by supply of N fertilizers and organic manures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **51**, 249-255.
- RATHKE, G.-W., B.J. WIENHOLD, W.W. WILHELM, W. DIEPENBROCK, 2007: Tillage and rotation effect on corn-soybean energy balances in eastern Nebraska. *Soil and Tillage Research* **97**, 60-70.
- REINHARDT, G.A., 1993: *Energie- und CO₂-Bilanzierung nachwachsender Rohstoffe: Theoretische Grundlagen und Fallstudie Raps*. Braunschweig/Wiesbaden, Vieweg Verlag.
- SALO, T., E. TURTOLA, 2006: Nitrogen balance as an indicator of nitrate leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **113**, 98-107.
- SIELING, K., 2005: Growth stage specific application of slurry and mineral N to oilseed rape, wheat and barley. *Journal of Agricultural Science Cambridge* **142**, 495-502.
- SIELING, K., H. KAGE, 2006: N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape – winter wheat – winter barley rotation. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **115**, 261-269.
- SMITH, K.A., B.J. CHAMBERS, 1992: Improved utilization of slurry nitrogen for arable cropping. *Aspects of Applied Biology* **30**, 127-134.
- STINNER, D.H., B.R. STINNER, E. MARTSOLF, 1997: Biodiversity as an organizing principle in agroecosystem management: Case studies of holistic resource management practitioners in the USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **62**, 199-213.
- TZILIVAKIS, J., D.J. WARNER, M. MAY, K.A. LEWIS, K. JAGGARD, 2005: An assessment of the energy inputs and greenhouse gas emissions in sugar beet (*Beta vulgaris*) production in the UK. *Agricultural Systems* **85**, 101-119.
- WOOD, R., M. LENZEN, C. DEY, S. LUNDIE, 2006: A comparative study of some environmental impacts of conventional and organic farming in Australia. *Agricultural Systems* **89**, 324-348.
- ZALOM, F.G., 2001: *Pesticide Use Practices in Integrated Pest Management*. In: KRIEGER, R.I., W.C. KRIEGER, (Hrsg.): *Handbook of Pesticide Toxicology* (2. Ed.), Amsterdam, Elsevier, pp. 275-283.
- ZIMMER, J., M. ROSCHKE, 2005: Quantifizierung des atmosphärischen Stickstoffeintrages in die Dauerfeldversuche M4 und P60 (Groß Kreutz). In: *Land Brandenburg (Hrsg.) Jahresbericht 2004 des Landesamtes für Verbraucherschutz, Landwirtschaft und Flurneuordnung*. Frankfurt (Oder), Eigenverlag, pp. 46-47.