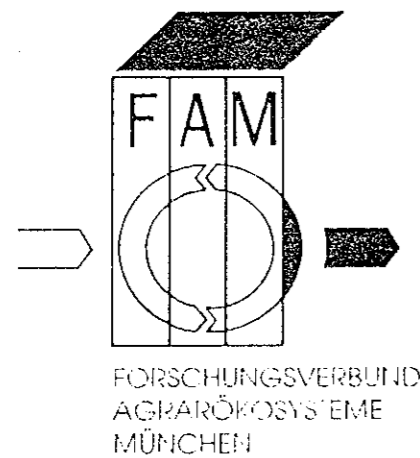


10. Aug. 2001

173

524

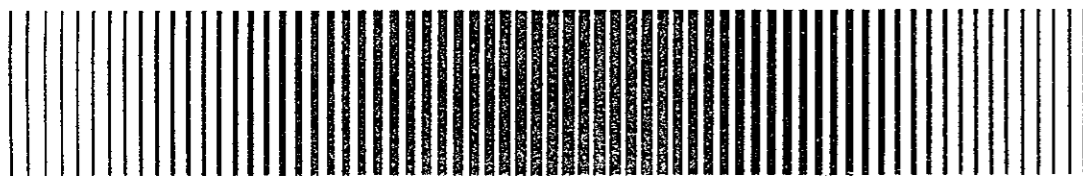


Jahresbericht 2000

FAM-Bericht 48

Herausgeber:

M. Jimenez, P. Schröder, J.C. Munch (GSF)



FORSCHUNGSVERBUND AGRARÖKOsysteme MÜNCHEN	
JAHRESBERICHT 2000	
Teilprojekt:	PG 3 Kurztitel: Langzeitmonitoring und Indikatoren
Thema:	Flächen- und betriebsbezogene Indikatoren auf der Grundlage des Langzeitmonitorings
Antragsteller:	Dr. R. Gutser, Dr. H.J. Reents
Mitarbeiter:	Dr. U. Matthes
Institution:	TU München, Lehrstuhl für Pflanzenernährung Koordination für ökologischen Landbau
I.	Einleitung mit Fragestellung
II.	Material und Methoden
III.	Ergebnisse und Diskussion
IV.	Schlussfolgerungen und Ausblick
V.	Publikationen
	V.1 Verwendete Literatur
	V.2 Eigene Publikationen

I Einleitung mit Fragestellung

Auf der Grundlage des langjährigen Dauermessprogrammes wichtiger Boden- und Pflanzenparameter sowie der Analyse von Stoffflüssen und Bewirtschaftungsstrategien soll eine umfassende Bewertung der Landnutzung und der Landnutzungsveränderungen auf den räumlichen Skalen (Teil-)Schlag und landwirtschaftlicher Betrieb erfolgen.

Ein Schwerpunkt der Arbeit des Teilprojektes besteht darin, in Zusammenarbeit mit dem Teilprojekt PG 4 („Vertikale Integration und Bewertung nachhaltiger Nutzung von Agrarlandschaften“) aussagefähige und belastbare Agrarumweltindikatoren für die Bewertung der Nachhaltigkeit der Landnutzung zu entwickeln. Im Hinblick auf eine prozessorientierte Analyse von Umweltwirkungen kommt der Stellung und Wechselbeziehung der Indikatoren im Gesamtsystem hierbei eine besondere Bedeutung zu. Auf der Basis des im FAM erarbeiteten Zielsystems (Meyer-Aurich, Osinski, Matthes, Weinfurter und Gerl, 2000; vgl. Bockstaller et al., 1997) wurde unter Mitwirkung aller Teilprojekte eine Liste aus insgesamt 82 potenziell verwendbaren Indikatoren aufgestellt. Voraussetzung für die Bewertung der in Scheyern eingerichteten Bewirtschaftungssysteme ist die umfassende Auswertung der langjährigen Messreihen im FAM unter Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik und räumlichen Variabilität. In Teilbereichen ist es trotz der umfangreichen Datenbasis des FAM notwendig, vorhandene Lücken durch Messungen oder geeignete Modellansätze zu schließen. Dies gilt speziell für verschiedene Komponenten des Stickstoffkreislaufs, wie die N₂-Bindung aus Leguminosen und die Ammoniakausgasung bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern.

Mit Hilfe geeigneter Modelle werden aus den Messdaten und entwickelten Indikatoren weitere Kenngrößen ermittelt und Entwicklungstrends (Prognosen) aufgezeigt. Parallel dazu muss zur Ableitung von Handlungsempfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis und zur Bewertung von Indikatorsprägungen ein Bewertungsrahmen definiert werden. Ziel des FAM ist es, für die einzelnen Indikatoren wissenschaftlich fundierte Orientierungswerte für eine ressourcenschonende und gleichzeitig produktive Landwirtschaft vorzuschlagen, die als Entscheidungsgrundlage für politisch und gesellschaftlich auszuhandelnde Richt- und Grenzwerte dienen.

II Material und Methoden

Aufgrund der Umweltrelevanz von Stickstoffverbindungen und deren Bedeutung für die Nachhaltigkeit der Landnutzung werden im Folgenden Indikatoren und Prozesse in diesem Bereich näher betrachtet.

Mit dem Betriebsbilanzierungsmodell REPRO (Hülsbergen et al., 2000) wurden für den Zeitraum von 1993 bis 1999 u.a. flächenbezogene Nährstoffsalden für N, P und K für beide Betriebe errechnet (Weinfurter & Gerl 2000). Unter Einbezug von Modellrechnungen zur Humusbilanz und zur C- und N-Dynamik ist damit eine vorläufige Beurteilung der Nachhaltigkeit der Landnutzung in Scheyern möglich.

Im Bereich der Stoffströme beschreibt der Saldo der N-Bilanz (zur Berechnungsmethode s. Jahresbericht 1999) das Gesamtverlustpotenzial an reaktiven Stickstoffverbindungen. Die Analyse einzelner Verlustpfade liefert Aussagen über die tatsächlichen Umweltwirkungen von N-Bilanz-Salden. Als Indikator für N-Austräge in die Hydrosphäre wird die Nitratkonzentration in der Bodenlösung (gemessen in 1,8 m Tiefe; s. FAM-Jahresbericht 1998) verwendet. Für den Messzeitraum von 1993 bis 1998 wurde die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen an sechs Ackerstandorten, einer Grünbrache und einem Feldrain beobachtet.

Zur Ermittlung von Ammoniakverlusten bei der Ausbringung von Gülle wurde die nachfolgend aufgeführte, empirisch abgeleitete Modellgleichung (in Menzi et al. 1997) herangezogen, die auf den Steuergrößen Güllemenge (M), Wassersättigungsdefizit der Luft (SD) und Ammoniumgehalt der Gülle (TAN) beruht: $E \text{ (Emission)} = (19,41 \text{ TAN} + 1,10 \text{ SD} - 9,51) * (0,02 \text{ M} + 0,36)$. Unter Berücksichtigung der spezifischen Einsatz- und Witterungsbedingungen in Scheyern wurden die Ammoniakemissionen der von 1993 bis 1999 eingesetzten Gülle modelliert. Die emissionsvermindernde Wirkung von Schleppschläuchen und Gülleearbeitung wurde durch prozentuale Abschläge, die auf Erfahrungswerten beruhen, berücksichtigt. Die Plausibilität und Verwendbarkeit dieses Modellansatzes hinsichtlich der in Scheyern eingesetzten Gülle wurden anhand orientierender Ammoniakmessungen nach Gülleapplikation geprüft. Hierzu wurde eine am eigenen Institut entwickelte Messtechnik verwendet, die auf dem Prinzip der dynamischen Kammermethode (Weber et al. 2000) beruht.

Die kontinuierliche Erhebung von Boden- und Pflanzenparametern im Rahmen des Dauermessprogrammes wurde 1999 nur soweit fortgesetzt, wie es für die wissenschaftliche Absicherung einzelner Parameter und die Ableitung aussagefähiger Indikatoren einschließlich deren Einbindung in Modellansätze notwendig ist. Parallel dazu wurde die schlagweise Erfassung von Zu- und Abflusskomponenten für die Nährstoffbilanzierung fortgeführt.

III Ergebnisse und Diskussion

III.1 Stellung und Wechselbeziehung von Indikatoren am Beispiel von Stickstoff

Wie die nachfolgende Abbildung (Abb. 1) verdeutlicht, können die dem Boden zu- und abgeführten Stickstoffverbindungen durch eine Reihe von Indikatoren abgebildet werden, die von verschiedenen Faktoren gesteuert werden, einer zeitlichen und räumlichen Dynamik unterliegen und durch komplexe Zusammenhänge miteinander vernetzt sind. Eine zentrale Stellung hat der Stickstoffsaldo, der als grundlegende und orientierende Kenngröße für die Umweltverträglichkeit der Bewirtschaftung gesehen wird (s. UBA 1999); er aggregiert verschiedene Steuergrößen in einem einzigen Wert. Über einzelne Indikatoren, wie z.B. den Humusbilanzsaldo, bestehen darüber hinaus vielfältige Beziehungen zu anderen Umweltqualitätszielen.

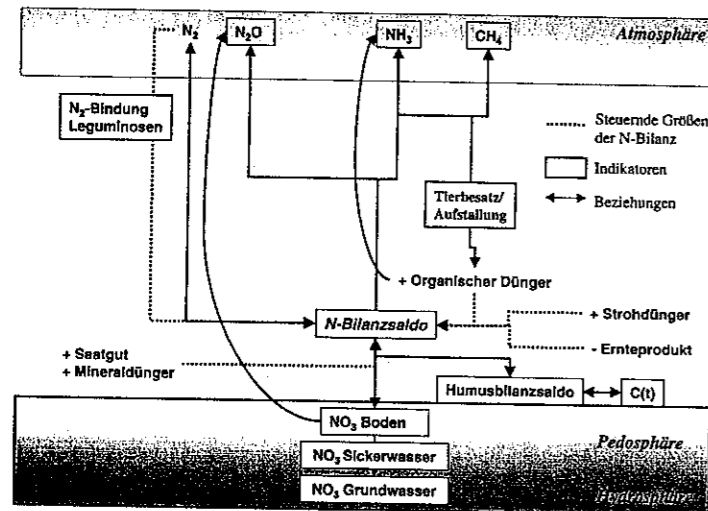


Abb. 1: Schematische Darstellung der für das System „Stickstoffbilanz des Bodens“ definierten Indikatoren (eingerahmt) einschließlich deren Beziehungen (durchgezogene Linien) und Steuergrößen (gestrichelte Linien).

III.2 N-Salden für die Betriebe in Scheyern

Mit dem Betriebsbilanzierungsmodell REPRO wurden für den Zeitraum 1993-1999 Nährstoff- und Energiebilanzen für beide Betriebe errechnet. Die Saldierung der Stickstoffzufuhren- und -abfuhr (Abb. 2: Flächenbilanz ohne Verluste im Stall) zeigt systembedingte Unterschiede (vgl. Hansen et al. 2000), die auf den im integrierten Betrieb wesentlich höheren N-Input durch Mineraldüngereinsatz zurückzuführen sind. NH_3 -Verluste im Stallbereich (zusammen ca. $10-15 \text{ kg NH}_3 \text{ GV}^{-1} \text{ a}^{-1}$) sind in der Bilanz nicht enthalten.

Im integrierten Betrieb liegen die N-Überschüsse mit durchschnittlich 108 kg (Messwerte) auf einem sehr hohen Niveau, mit einer ausgeprägten Variabilität über den Messzeitraum. Auch im ökologischen Betrieb sind jahresbedingte Schwankungen zu beobachten, wobei die gemessenen Salden in allen Jahren unter 50 kg N ha^{-1} lagen, bei einer Spannweite von -15 bis $+44 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die gemessenen Werte stimmen insgesamt relativ gut mit den Standardwerten von REPRO überein, wobei nennenswerte Abweichungen in den Jahren 1996 (in beiden Betrieben) bzw. 1998 (im integrierten Betrieb) festzustellen sind.

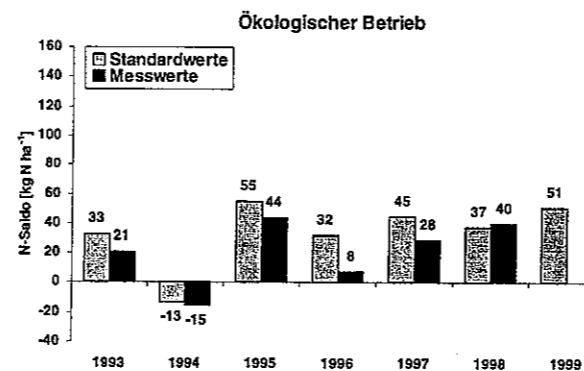
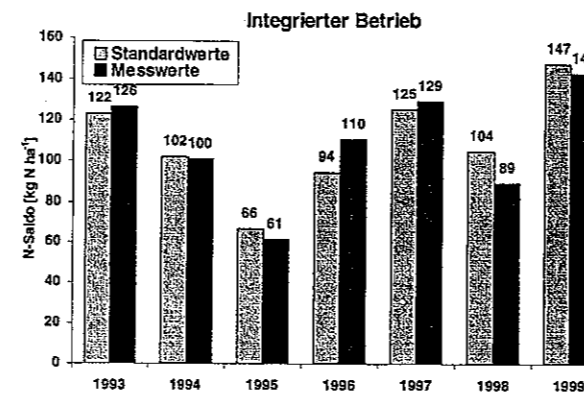


Abb. 2: N-Salden der Ackerflächen (Flächenbilanz ohne Verluste im Stall) im integrierten und im ökologischen Betrieb von 1993 bis 1999, getrennt nach Messwerten und in REPRO vorgegebenen Standardwerten. N-input: Mineraldüngung, Stroh- u. Gründüngung, sonst. organische Dünger der Tierhaltung, Saatgut (ca. $3-5 \text{ kg ha}^{-1}$), symbiotische N-Fixierung, N-Eintrag Atmosphäre, N-Netto-Mineralisierung; N-output: N-Entzug durch Pflanzen, N-Nettoimmobilisation.

III.3 Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern

Anhand eines Modellansatzes (Menzi et al. 1997) sowie eigener, orientierender Messungen wurden die bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern (Gülle) auftretenden NH_3 -Verluste quantifiziert. In Abb. 3 ist die zeitliche Dynamik der nach Ausbringung von Gülle mit Schleppschlauchverteiler zu zwei unterschiedlichen Feldfrüchten und Applikationsterminen erhobenen Ammoniakemissionen (eigene Messungen) dargestellt. Die kumulierten Ammoniakverluste liegen bei 10 (Applikation April 2000) bzw. $20 \text{ kg NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ (Applikation November 2000), wobei bereits am ersten Tag 62 bzw.

89% der Gesamtverluste auftraten. Die modellierten Ammoniakverluste bilden die gemessenen Emissionen relativ gut ab. Es errechnen sich 89 (April) bzw. 70% (November) der gemessenen Emissionen. Der von der Messung stärker abweichende Herbstwert kann damit erklärt werden, dass das zweifache Überfahren der Fläche mit dem Schleppschlauchverteiler eine eher breitwürfige als die bei der Modellierung angenommene bandförmige Gülleablage simulierte.

Mit dem Modell wurden die Ammoniakemissionen für die in Scheyern ausgebrachte Gülle (n=32 Applikationen) berechnet, deren Ammoniumgehalte zwischen 0,5 und 1,9 kg $\text{NH}_4\text{-N m}^{-3}$ lagen. Durch den Einsatz von Schleppschläuchen und – soweit möglich – unverzügliche Einarbeitung der Gülle nach Ausbringung errechnen sich Verluste zwischen 4 bis 26% der in der Gülle enthaltenen Ammoniummenge, d.s. im Mittel 6,1 kg $\text{NH}_3\text{-N ha}^{-1}$. Während die N-Verluste ohne Einarbeitung auch bei Schleppschlauchanwendung in Einzelfällen über 20 kg ha^{-1} ausmachen, lassen sich die Ammoniakemissionen mit Einarbeitung der Gülle vielfach auf unter 10 kg $\text{NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ reduzieren. Verglichen damit würde nach den Modellrechnungen bei breitwürfiger Ausbringung der Gülle 44% des applizierten Ammoniumstickstoffs bzw. 14 kg $\text{NH}_3\text{-N ha}^{-1}$ nach der Ausbringung vom Feld verloren gehen.

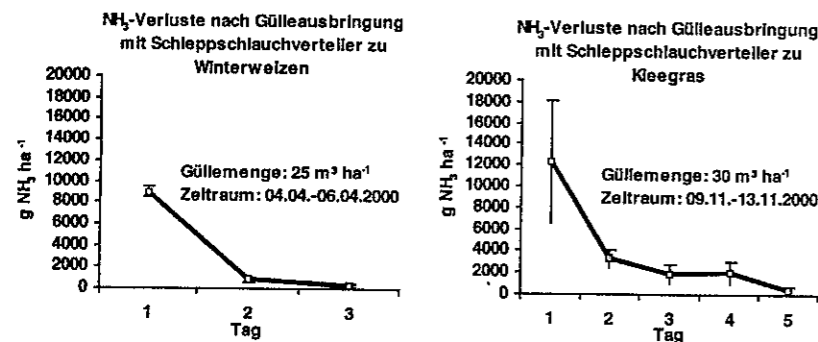


Abb. 3: Dynamik von NH_3 -Verlusten nach Gülleausbringung mit Schleppschlauchverteiler; mit angeführt ist die Standardabweichung der Messwerte von 6 (Frühjahrmessung) bzw. 3 (Herbstmessung) Kammern.

III.4 Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die hohen N-Überschüsse führen bislang nicht zu erhöhten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Wie die Kurvenverläufe in Abb. 4 zeigen, ist tendenziell sogar ein Rückgang der Nitratgehalte zu beobachten. Zudem sind nutzungsbedingte Verläufe der NO_3 -Gehalte erkennbar: extrem niedrige Gehalte unter Grünbrache ohne nennenswerte zeitliche Variabilität bzw. starker Rückgang in der Sickerung unter dem Feldrain; unter Ökoflächen entweder durchwegs niedrige Gehalte (Acker 03) oder deutlicher Rückgang von 1994 bis 1998 (Acker 09); stärkere Schwankungen des NO_3 -Gehaltes mit beachtlichen Unterschieden innerhalb eines Schläges (z.B. auf Acker 18, Abb. 4) wurden unter

integriert bewirtschafteten Flächen beobachtet. Die großen Schwankungen des Nitratgehaltes an einem der beiden Messschächte auf Acker 18 konnten nicht ausschließlich auf Bewirtschaftungseinflüsse zurückgeführt werden. Neben Nachwirkungen von länger zurückliegenden Maßnahmen (Verfüllung von Erosionsrissen, z.T. Substrataustausch) kommen der an dieser Messstelle erhöhte Makroporenfluss sowie ein ausgeprägter Wechsel von reduzierenden und oxidierenden Verhältnissen (Hellmeier, mdl. Mitt.), der vermutlich auf einen temporären Grundwasserkörper (Gerl, mdl. Mitt.) zurückgeht, mit als Ursachen in Frage. Dagegen ist das Auftreten lateraler nitralthaltiger Zuflüsse unwahrscheinlich, weil die parallel gemessenen Chloridgehalte kontinuierlich abnehmen. Dieses Beispiel weist darauf hin, in welchem Ausmaß sich auch lokale Sonderbedingungen auf den Verlauf der NO_3 -Gehalte im Sickerwasser auswirken können und wie wichtig es ist, repräsentative Messpunkte für die Bewertung flächiger Bewirtschaftungsweisen festzulegen.

Insgesamt kann festgehalten werden, dass die Nitratgehalte von z.T. über 50 mg l^{-1} im Jahr 1994 auf 30 mg l^{-1} im Jahr 1998 an allen Messpunkten abgesunken sind. Bei einer mittleren Sickerwassermenge von 300 mm a^{-1} und einem durchschnittlichen NO_3 -Gehalt von 25 mg l^{-1} auf Ackerflächen errechnet sich eine relativ geringe N-Auswaschung von 17 kg $\text{NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, deren Variationsbreite zwischen 4 und 20 kg $\text{NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt.

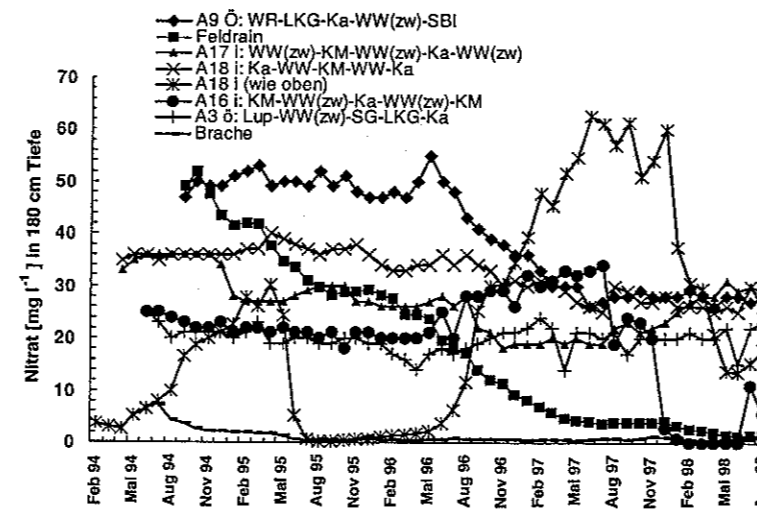


Abb. 4: Zeitliche Entwicklung der Nitratgehalte (n. Hellmeier, 2000) im Sickerwasser in 180 cm Tiefe (Messschächte mit Saugkerzen) an 8 Dauermesspunkten (Acker=A, i=integrierter Betrieb, =ökologischer Betrieb). Fruchtfolgeglieder (Reihung jeweils ab 1994): WR=Winterroggen, LKG=Luzernekleegras, Ka=Kartoffeln, WW=Winterweizen, SBI=Sonnenblumen, KM=Körnermais, Lup=Lupine, SG=Sommergerste, (zw)=Zwischenfrucht.

III.5 Diskussion der N-Salden

Grundsätzlich ist beim Vergleich von Angaben zu N-Salden darauf zu achten, nach welcher Bilanzierungsmethode die zu vergleichenden Salden ermittelt wurden. Allgemein werden mehrjährige mittlere N-Überschüsse von über 50 kg (bzw. über 20-40 kg ha⁻¹ auf auswaschungsgefährdeten Standorten) auf nationaler Ebene als langfristig nicht tolerierbar angesehen (s. UBA 1999). Im Gegensatz zur Bilanzierungsmethode von REPRO sind bei diesen Richtwerten Ammoniakverluste im Stallbereich und bei der Düngerausbringung (ca. 20 kg pro 1 GV ha⁻¹) im Anhalt an das Bilanzierungssystem der OECD bereits einkalkuliert (input = mineral. und org. Dünger, N-Fixierung, N-Immission; output = Ernteentzüge, Ammoniakverluste).

Nach den gezeigten Ergebnissen führen die beträchtlichen N-Überschüsse im integrierten Betrieb bislang nicht zu erhöhten N-Austrägen in benachbarte Ökosysteme. Die ermittelten N-Austräge in das Sickerwasser und die erhobenen bzw. modellierten Ammoniakemissionen würden damit in Einklang stehen mit der Forderung des UBA (1999), N-Überschüsse auf tiefgründigen Standorten im Mittel der landwirtschaftlichen Betriebe auf unter 50 kg N ha⁻¹ zu begrenzen (s. Kap.III.2). Die über die Indikatoren „Ammoniakverluste bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern“ und „Nitratgehalte im Sickerwasser“ ermittelten N-Verluste geben somit keine hinreichende Erklärung für den Verbleib des in den ersten 7 Jahren ermittelten N-Überhangs. Vielmehr ist bei Umstellung auf pfluglose Bewirtschaftung nach vorliegenden Befunden (z.B. Hansen et al. 2000) zu erwarten, dass über einen mehr oder weniger langen Zeitraum organische Substanz akkumuliert wird, wobei in erheblichem Umfang Stickstoff immobilisiert und folglich eine erhöhte N-Zufuhr zur Deckung des Pflanzenbedarfs notwendig wurde.

Die im Rahmen von REPRO anhand des Bodenprozessmodells CANDY auf der Basis der Daten von vier Dauermesspunkten simulierte Entwicklung der Gehalte an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff bestätigt diese Vermutung. Derzeit kann in etwa davon ausgegangen werden, dass im Mittel der konservierend bewirtschafteten Flächen 50 kg N ha⁻¹ a⁻¹ im N-Pool des Bodens angereichert worden sind. Daraus ist abzuleiten, dass der häufig beobachtete enge Zusammenhang zwischen dem N-Bilanzsaldo und der Nitratkonzentration im Sickerwasser nur für Böden gilt, die sich in einem weitgehenden Gleichgewichtszustand befinden. Nach Umstellung der Bewirtschaftungsweise muss dagegen die Funktion des Bodens als N-Quelle oder N-Senke bei der Bewertung des N-Saldos Berücksichtigung finden.

Einen erklärenden Beitrag zu den Stickstoffüberschüssen liefern darüber hinaus die unerwartet hohen Lachgasemissionen in Scheyern (7-17 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf gedüngten Ackerflächen bzw. 2-3 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf ungedüngten Schutzflächen – Dörsch 1999, s.a. Kaiser & Ruser 2000), die sehr wesentlich auf die konservierende Bodenbearbeitung und die für optimale Erträge erforderliche hohe N-Zufuhr (zumindest in den ersten 5-10 Jahren) zurückzuführen sein dürften. Ungeachtet der vorstehenden Erklärungsansätze für den hohen Überschuss-Saldo ist zukünftig zu prüfen, inwieweit der Input über mineralische N-Düngung durch weitere zeitliche und mengenmäßige Optimierung bei

den einzelnen Feldfrüchten reduziert werden kann, insbesondere da künftig auch mit einer geringeren N-Senkenfunktion zu rechnen ist. Der genannte Toleranzbereich von max. 20 bis 50 kg Stickstoffüberschuss pro ha trägt allerdings der Variabilität des Standortes und den Betriebsstrukturen nicht angemessen Rechnung; in Scheyern dürfte der Orientierungswert für tolerable N-Verluste (s. Kap. III.6) bei gegebener Bewirtschaftung (integrierter Betrieb mit konservierender Bodenbearbeitung und einer Tierhaltung von 1,1-1,3 GV ha⁻¹ Ackerfläche) höher anzusetzen sein. Bei einem Vergleich der auf dem Versuchsgut Scheyern festgestellten Salden mit den angegebenen Richtwerten ist zu beachten, dass Ammoniakverluste in Höhe von ca. 25 kg ha⁻¹ bei Tierhaltung in den Richtwerten bereits berücksichtigt wurden. NH₃-Verluste in Höhe von 25 kg ha⁻¹ a⁻¹ sind für Einzelbetriebe tolerabel, nicht jedoch auf Regionsebene, weil Betriebe ohne Tierhaltung deutlich weniger NH₃ emittieren.

Die relativ gute Übereinstimmung zwischen den im FAM gemessenen Werten mit Standardwerten von REPRO unterstreicht die generelle Anwendbarkeit des Modells für die Betriebsbilanzierung in Scheyern. Allerdings muss REPRO zur Abbildung der konservierenden Bodenbearbeitung im FAM durch Verwendung geeigneter Modellansätze und Anpassung von REPRO-Standardwerten an die spezifischen Bewirtschaftungsmaßnahmen in Scheyern ergänzt bzw. erweitert werden. Die Modifizierung von Standardwerten und Steuergrößen von Modellen schafft darüber hinaus die Voraussetzung für die Übertragbarkeit des Modells REPRO auf die Standortbedingungen des Tertiärländes.

III.6 Orientierungswerte für Agrarumweltindikatoren

Die Bewertung nutzungsbedingter Veränderungen des Agrarökosystems setzt voraus, dass Ziel- bzw. Orientierungswerte für eine umweltschonende, ökonomisch akzeptable Landwirtschaft definiert sind. Von wissenschaftlicher Seite werden fundierte Aussagen zu Orientierungswerten bzw. Toleranzbereichen auf der Basis von ökologisch begründeten critical levels und loads erwartet (Bernotat et al. 1999). Die sich bei einer umweltverträglichen Wirtschaftsweise ergebenden unvermeidbaren Umweltbeeinträchtigungen liegen in der Regel auf einem höheren, bewirtschaftungsabhängigen Niveau, was einen entsprechenden Abstimmungsbedarf auf politischer Ebene erforderlich macht.

Vor diesem Hintergrund sind pauschale Standards für tolerierbare N-Salden kritisch zu hinterfragen. Vielmehr müssen unvermeidbare N-Verluste stärker nach Standorten und Produktionsrichtungen differenziert werden, wie in einem vereinfachten Verfahren zur Herleitung unvermeidbarer N-Verluste (Gutser, mdl. Mitt.) vorgeschlagen. Bei dieser Bilanzierungsmethode (N-input: mineralische und organische Dünger, N₂-Fixierung, ohne N-Immissionen; N-output: Ernteentzüge) wird angenommen, dass die N-Immissionen den gasförmigen N₂-Verlusten aus der Denitrifikation (vgl. Kap. III.5) entsprechen und deshalb nicht berücksichtigt werden müssen. Danach liegt die Spanne für vertretbare N-Verluste zwischen 30 und 60 kg ha⁻¹ in viehlosen bzw. viehschwachen und zwischen 55 und 90 kg pro ha in viehhaltenden Betrieben, bei einer angenommenen Viehdichte von 1,1 bis 1,5 GV ha⁻¹ (s. Gutser u. Wagner 2000). Eine Viehdichte von 1,5

GV ha⁻¹ Ackerfläche wird als Obergrenze betrachtet, weil darüber liegende Viehdichten keine optimale Verwertung der anfallenden Wirtschaftsdünger mehr zulassen. Während die von Seiten des UBA (1999) erhobene Forderung zur Höhe des N-Saldos in reinen Marktfruchtbetrieben auf der Basis einer ökonomischen Landnutzung erfüllbar ist, können Futterbau- und Veredelungsbetriebe auch unter optimalen Produktionsbedingungen den als umweltverträglich angesehenen Zielwert von kleiner 50 kg ha⁻¹ ohne Begrenzung der Tierhaltung nicht erreichen (Abhängigkeit von unvermeidbaren Verlusten bei gegebener Tierdichte, s. Gutser u. Wagner 2000).

Für das Versuchsgut Scheyern errechnet sich ein unvermeidbarer N-Verlust von 70 kg ha⁻¹, der unter Berücksichtigung von Ammoniakverlusten in der Tierhaltung in Höhe von ca. 20 kg NH₃ ha⁻¹ dem genannten, nicht standort- und tierhaltungsabhängigen Zielwert (UBA 1999) entspricht.

IV Schlussfolgerungen und Ausblick

Aus der Forschungsarbeit des FAM wurde ein Set von aussagefähigen Agrarumweltindikatoren abgeleitet, das derzeit anhand eines Bewertungssystems evaluiert wird. Im Hinblick auf eine prozessorientierte Analyse von Umweltwirkungen muss neben der Einzelbewertung des Indikators die Stellung und Wechselbeziehung der Indikatoren untersucht werden.

Die umfangreiche Datenbasis des FAM muss in der abschließenden Forschungsphase dafür genutzt werden, Indikatoren zu berechnen, Verknüpfungen zwischen Indikatoren herzustellen und darauf aufbauend eine Bewertung der Nachhaltigkeit der Landnutzung vorzunehmen.

Die tatsächlichen Umweltwirkungen der festgestellten N-Salden können nur im Zusammenhang mit spezifischen Umweltwirkungsindikatoren beurteilt werden. Danach spiegeln sich die Stickstoffüberschüsse im integrierten Betrieb nicht in erhöhten N-Austrägen wider. Die ermittelten Ammoniakausgasungen und die zeitliche Entwicklung von Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bestätigen vielmehr eine ressourcenschonende Wirtschaftsweise. Auch nach langjähriger Umstellung der Bewirtschaftung hat sich noch kein Fließgleichgewicht zwischen ab- und aufbauenden Prozessen eingestellt, das einen wesentlich geringeren N-input erlauben würde. In diesem Kontext ist die abschließende flächendeckende Bodeninventur am Ende der dritten Hauptphase für die Bewertung und Prognose langjähriger nutzungsbedingter Veränderungen des Agrarökosystems unverzichtbar.

Der Einsatz des Modells REPRO wird sich in den Jahren 2000 und 2001 darauf konzentrieren, die bislang weitgehend unberücksichtigten Stoffflüsse in Futterbau, Tierhaltung und Dungwirtschaft in beiden Betrieben zu modellieren. Durch Ergänzung des Modells sowie durch Anpassung von Standardwerten an die spezifische Bewirtschaftung in Scheyern soll die Anwendung von REPRO optimiert werden. Über die Bilanzierung der beiden Betriebe des Versuchsgutes Scheyern hinaus sollen die Bereiche Tierhaltung und Pflanzenbau in 10 bis 15 Referenzbetrieben analysiert werden, wodurch eine Bewertung der Nachhaltigkeit der Landnutzung im Umgriff von Scheyern

gemessen an der ressourcenschonenden Bewirtschaftung des Versuchsgutes möglich ist. Interessant dürfte in diesem Zusammenhang ein Vergleich mit bislang eingesetzten Instrumenten zur Betriebsberatung sein, die sich häufig nur auf pauschale Kenngrößen bzw. Faustzahlen stützen.

Das Planungsinstrument MODAM (s. TP PG 4) knüpft an die retrospektive Stoff- und Energiebilanzierung von REPRO an, indem es Indikatoren u.a. aus REPRO als Eingangsgrößen verwendet und modifizierte Produktionsverfahren im Hinblick auf eine Optimierung ökologischer und ökonomischer Kenngrößen analysiert.

V Publikationen

V.1 Verwendete Literatur

- FLESSA, H., BEESE, F. (2000): Laboratory Estimates of Trace Gas Emissions following Surface Application and Injection of Cattle Slurry. *J. Environ. Qual.* 29: 262-268.
- HÜLSBERGEN, K.-J. ET AL. (2000): Einsatz des Modells REPRO zur Stoff- und Energiebilanzierung im Versuchsgut Scheyern im Rahmen des Forschungsprojektes „Langzeitmonitoring und Indikatoren: 77 S, n. veröff.
- KAISER, E.-A., RUSER, R. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – An evaluation of six long-term field experiments. *Journal Plant Nutr. Soil Sci.* 163: 249-260.
- HANSEN, B., KRISTENSEN, E.S., GRANT, R., HOGH-JENSEN, H., SIMMELSGAARD, S.E., OLESEN, J.E. (2000): Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems – a systems modelling approach. *European Journal of Agronomy* 13: 65-82.
- MÜLLER, F., HOFFMANN-KROLL, R., WIGGERING, H. (2000): Indicating ecosystem integrity – theoretical concepts and environmental requirements. *Ecological Modelling* 130: 13-23.
- RAPPORT, D.J., GAUDET, C., MCCULLUM, J., MILLER, M. (1998): Ecosystem Health and its relationship to the health of the Soil Subsystem: A Conceptual and Management Perspective. *Soil Chemistry and Ecosystem Health. Special Publication no. 52.*
- BERNOTAT, D., MÜSSNER, R., RIECKEN, U., PLACHTER, H. (1999): Defizite und Standards für Methoden und Verfahren in naturschutzfachlichen Planungen. *BfN-Skripten* 13: 76 S.
- UBA (1999): Entwicklung von Parametern und Kriterien als Grundlage zur Bewertung ökologischer Leistungen und Lasten der Landwirtschaft – Indikatorensysteme. *UBA-Texte* 42/99: 258 S.
- MENZI, H., FRICK, R., KAUFMANN, R. (1997): Ammoniak-Emissionen in der Schweiz. *Schriftenreihe der FAL* 26: 107 S. + Anhg.

V.2 Eigene Publikationen

- GUTSER, R. & WAGNER, B. (2000): Gute Noten für den Maisanbau. *mais* 28. Jg. (2): 48-51.
- MEYER-AURICH, A., OSINSKI, E., MATTHES, U., WEINFURTNER, K., GERL, G. (2000): Ein Ziel- und Indikatorensystem zur Entwicklung von Handlungsempfehlungen für eine nachhaltige Landwirtschaft im Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM). *VDLUFA-Schriftenreihe* 53/2000, im Druck.
- WEINFURTNER, K. UND GERL, G. (2000): Bewirtschaftungsbedingte Veränderungen der P- und K-Versorgung zwischen zwei Bodeninventuren auf der Versuchsstation Klostergut Scheyern. *VDLUFA Schriftenreihe* 53/2000, im Druck.
- WEBER, A., GUTSER, R., HENKELMANN, G., SCHMIDHALTER, U. (2000): Unvermeidbare NH₃-Emissionen aus mineralischer Düngung (Harnstoff) und Pflanzenmulch unter Verwendung einer modifizierten Messtechnik. *VDLUFA-Schriftenreihe* 53/2000, im Druck.