



Grundlagenstudie Juni 2007

# Eignung des ökologischen Landbaus zur Minimierung des Nitrataustrags ins Grundwasser

Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL)

Klaus-Peter Wilbois

Manfred Szerencsits

Robert Hermanowski



Regierung von  
Unterfranken



Grundlagenstudie Juni 2007

# Eignung des ökologischen Landbaus zur Minimierung des Nitrataustrags ins Grundwasser

Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL)  
Klaus-Peter Wilbois  
Manfred Szerencsits  
Robert Hermanowski

**Projektträger:** Regierung von Unterfranken. Ein Projekt im Rahmen der  
AKTION GRUNDWASSERSCHUTZ – Trinkwasser für Unterfranken



Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL)  
Galvanistraße 28, 60486 Frankfurt a. M.  
Tel. +49 69 7137699-0, Fax +49 69 7137699-9,  
info.deutschland@fibl.org, www.fibl.org

# Inhalt

1	Zusammenfassung	3
2	Wasserschutz in der Landwirtschaft	4
2.1	Entwicklung landwirtschaftlicher Faktoren	4
2.2	Entwicklung der Belastungen von Gewässern	5
2.3	Bewertung des Status von Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft	6
2.3.1	Effektivität von Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft	6
2.3.2	Umsetzungsdefizite von Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft	8
3	Eignung des ökologischen Landbaus für den Wasserschutz	10
3.1	Nutzung des Öko-Landbaus zur Lösung von Wasserschutzproblemen	16
3.2	Gestaltung von Projekten und Strategien der Umstellungsförderung in Wasserschutzgebieten	17
3.3	Standortbesonderheiten in Unterfranken	19
3.4	Übertragung relevanter Ergebnisse von Untersuchungen aus anderen Gebieten auf die Verhältnisse in Unterfranken	20
3.4.1	Umbruch von Klee gras	21
3.4.2	Nachertnemanagement nach Körnerleguminosen, Kartoffeln, Raps und Mais	24
3.4.3	Exemplarische Darstellung erfolgreicher Modelle grundwasserschonender ökologischer Bewirtschaftung	25
3.5	Beispielhafte Aufführung grundwasserschonender Maßnahmen in konventionellen Anbausystemen	26
4	Skizze für eine Kampagne Ökologischer Landbau in Unterfranken	28
4.1	Marktsituation	28
4.2	Umstellungshindernisse	30
4.3	Instrumente zum Abbau der Hindernisse	32
4.4	Aufbau einer Kampagne	32
5	Skizze eines Einstiegs in einer Beispielsregion in Unterfranken	34
5.1	Projektphasen	34
5.2	Nächste Schritte	36
6	Quellenverzeichnis	37



# 1 Zusammenfassung

## Grundwasserschutz durch Ökologischen Landbau

- Die Landwirtschaft ist Hauptverursacher von diffusen Stickstoffeinträgen in Gewässer. Der Stickstoffbilanzüberschuss in der Landwirtschaft in Deutschland hat sich seit 1990 auf einem Niveau zwischen 101 und 121 kg N/ha stabilisiert.
- Bei ökologischer Bewirtschaftung wird im Durchschnitt deutlich weniger Stickstoff ausgewaschen, und das Risiko für Belastungen des Grundwassers ist aufgrund der geringeren Intensität und der geringeren Stickstoffbilanzüberschüsse im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft niedriger. Zudem sind Ökolandwirte aus eigenem Interesse bestrebt, Stickstoffverluste so gering wie möglich zu halten, weil deren Substitution nur begrenzt erlaubt und teuer ist. Die aus zahlreichen Untersuchungen abgeleitete durchschnittliche Nitratauswaschung auf ökologisch bewirtschafteten Flächen liegt im Ackerbau mit 21,9 und bei Dauergründlandnutzung mit 13 kg N je Hektar und Jahr. Im Vergleich dazu weisen konventionelle Flächen eine Auswaschung von 60 bzw. 31 kg je Hektar und Jahr auf. Nach Umstellung auf ökologischen Landbau kommt es i. d. R. innerhalb weniger Jahre zu einer Abnahme der Stickstoffverluste auf den betreffenden Flächen.
- Trotz der insgesamt deutlich günstigeren Einschätzung des Öko-Landbaus bezüglich des Nitrataustrags im Vergleich zu konventionellen Verfahren besteht auch im Öko-Landbau ein Risiko grundwasserbelastender Nitratauswaschung. Ein solches Risiko kann vor allem die Bodenbearbeitung nach Leguminosen und Hackfrüchten im zeitigen Herbst sowie der Einsatz von Wirtschaftsdüngern darstellen, wenn es nicht gelingt, den mineralisierten Stickstoff durch die Etablierung einer Folgekultur oder Zwischenfrucht wieder zu binden. Diesem Risiko kann der Öko-Landwirt durch Optimierung des Stickstoffmanagements begegnen.
- In großen Teilen Unterfrankens herrschen besondere klimatische wie hydrogeologische Standortbedingungen vor, die ein höheres Nitratauswaschungspotenzial mit sich bringen. In diesen Gebieten ist darauf zu achten, dass die dargestellten acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen eines sorgsamem Stickstoffmanagements befolgt werden. Als Modell für die erfolgreiche Einführung einer grundwasserschonenden ökologischen Bewirtschaftung bei vergleichbaren standörtlichen Bedingungen kann das Wassergut Canitz in Sachsen betrachtet werden. Die sehr gut untersuchten und publizierten Resultate belegen die Abnahme der potenziellen Nitrataustragsgefährdung durch das Sickerwasser.

## Skizze einer Kampagne „Grundwasserschutz durch Ökologischen Landbau“

- Der Markt für Öko-Produkte wächst stark, ohne dass das heimische Angebot Schritt halten kann.
- Als Elemente einer Kampagne lassen sich nennen: Vermarktungsförderung, Beratungsförderung, Flächenförderung und Öffentlichkeitsarbeit.
- Für die erfolgreiche Umstellung auf ökologischen Landbau hat die erfolgreiche Vermarktung der Produkte entscheidenden Impulscharakter. Zwar sind alle Instrumente grundsätzlich gleichgewichtig anzuwenden, in der zeitlichen Abfolge gilt es jedoch zuerst, den Absatz der Produkte zu sichern.

## 2 Wasserschutz in der Landwirtschaft

Nachdem in den siebziger und achtziger Jahren die Belastungen von Grund- und Oberflächenwässern mit Stickstoff und Pflanzenschutzmittelrückständen zunahm und nachgewiesen wurde, dass die Landwirtschaft einer der Hauptverursacher dieser Entwicklung war (z. B. ISERMANN 1990), wurden Maßnahmen zur Verringerung der Einträge aus landwirtschaftlichen Quellen ergriffen. Von der Europäischen Union wurden in der Nitrat-Richtlinie 1991 (EWG 1991b) Maßnahmen in der Landwirtschaft vorgesehen, um flächendeckend Ziele des Wasserschutzes zu erreichen. Maßnahmen des vorsorgenden Wasserschutzes wurden bevorzugt, da eine Sanierung von Grundwasserkörpern – wenn überhaupt - nur mit großem finanziellem und technischem Aufwand und über lange Zeit möglich ist (BMU 2006: 69).

Dennoch verschlechterte sich die Grundwasserqualität weiter durch Einträge von Nitrat und Pestiziden aus der Landwirtschaft, sodass die Schadstoffkonzentrationen in einigen West- und Osteuropäischen Ländern häufig über den EU-Höchstwerten lagen (EEA 1998).

### 2.1 Entwicklung landwirtschaftlicher Faktoren

Betrachtet man die **Gesamt-Stickstoff-Bilanz und den Stickstoffbilanzüberschuss**, einen Indikator für die Entwicklung der Intensität der Landwirtschaft und der von ihr ausgehenden Umweltgefährdung, so weist die Literatur unterschiedliche Angaben aus:

Laut Europäischer Umweltagentur (EEA 2006g) reduzierte sich der Stickstoffbilanzüberschuss zwischen 1990 und 2000 um 28 Prozent von 147 auf 105 kg/ha. Das deutsche Umweltbundesamt (UBA 2006b) ermittelte für den gleichen Zeitraum hingegen einen geringfügigen Anstieg des Bilanzsaldos von 116 auf 121 kg/ha. Betrachtet man die Zeitreihe für Deutschland seit 1990, so zeigt sich jedoch, dass sich der Saldo nach dem Abfall in Folge der Wiedervereinigung zwischen 101 und 121 kg/ha stabilisiert hat. Der Wert liegt damit in etwa auf dem Niveau von 1970 bis 1975, nachdem er zuvor etwa zehn Jahre lang bei Werten von ca. 150 kg/ha lag (BACH & FREDE 1997; MOHAUPT 2006).

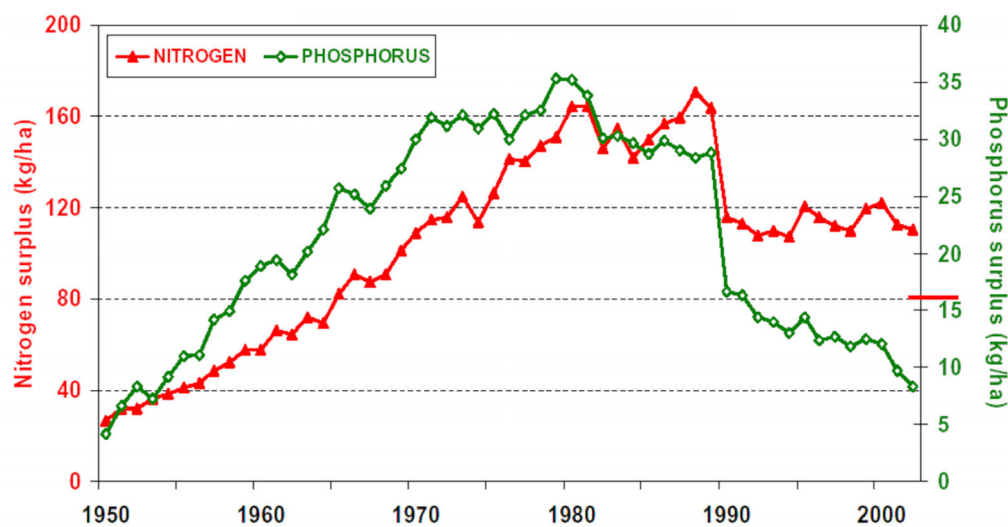


Abb. 1: Entwicklung der Hoftorbilanzüberschüsse nach PARCOM-Richtlinie von Stickstoff und Phosphor in Deutschland zwischen 1950 und 2002 (Quelle: MOHAUPT 2006)

Betrachtet man die **Stickstoffzufuhr**, also den Mineraldünger- und Wirtschaftdüngereinsatz, so ergeben sich für Deutschland im Zeitraum zwischen 1990 und 2000 kaum Veränderungen. Der Mineraldüngereinsatz sank von 124 auf 116 kg/ha, der Wirtschaftdüngereinsatz von 98 auf 81 kg/ha, sodass die Gesamtstickstoffzufuhr von 262 auf 235 kg/ha um elf Prozent abnahm.

Der **Stickstoffentzug** stieg zwischen 1990 und 2000 von 115 auf 129 kg/ha (EEA 2006g). Daraus kann gefolgert werden, dass der Rückgang des Stickstoffüberschusses zwar auf einer Verringerung der durchschnittlichen Stickstoffzufuhr beruht, jedoch gleichzeitig auch auf eine Steigerung der Effektivität und Produktionsintensität zurückzuführen ist. Zudem ist der Rückgang der Stickstoffzufuhr nicht auf sämtliche Betriebe gleich verteilt, sondern eher auf die zunehmende Extensivierung bereits relativ extensiv wirtschaftender Betriebe und Flächen zurückzuführen. Darüber hinaus ist der Anteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche, die von spezialisierten Betrieben bewirtschaftet wird, zwischen 1990 und 2000 um vier Prozent bzw. fünf Millionen Hektar zu Lasten nicht spezialisierter Betriebe gestiegen. Spezialisierung führt zwar in der Regel zu höherer Produktionseffizienz, kann aber auch verstärkt negative Effekte für die Umwelt zur Folge haben (EEA 2006a: 12 ff.).

## 2.2 Entwicklung der Belastungen von Gewässern

In Deutschland wurde von der LAWA (1996) ein Messstellennetz für oberflächennahes Grundwasser unter landwirtschaftlichen Belastungsgebieten gemäß der Nitratrichtlinie (EWG 1991a) eingerichtet. Für den Beobachtungszeitraum 1992 bis 1994 wurde in diesem Messnetz ermittelt, dass bei 64 Prozent der Messstellen der Grenzwert von 50 mg NO<sub>3</sub>/l überschritten wurde. Davon wurden bei 29 Prozent der Messungen sogar Werte von 90 mg NO<sub>3</sub>/l übertroffen. Für den dritten Bericht zur Nitratrichtlinie wurde mit etwas abgeänderter Methodik ermittelt, dass bei 56 Prozent der Messstellen der Grenzwert von 50 mg NO<sub>3</sub>/l nach wie vor überschritten wurde. Nach dieser veränderten Methodik ist die Anzahl der Messstellen, bei denen die Grenzwerte nicht mehr überschritten werden, innerhalb von zehn Jahren um ca. vier Prozent gesunken. Insgesamt weisen ca. 30 Prozent der Messstellen bezüglich der Nitratbelastung eine stark abnehmende Tendenz auf. Gleichzeitig sind die Werte jedoch bei ca. 20 Prozent der Messstellen stark steigend. Die bisher ergriffenen Maßnahmen führen dazu, dass die Belastungsspitzen gekappt werden. Ein deutlicher Rückgang hat jedoch nicht stattgefunden (BMU 2004).

Bei **Grundwasser** kann aus der bevorzugten Landnutzung im Umfeld von Messstellen auf die Haupteintragsursache geschlossen werden. Überschreitungen des Grenzwerts von 50 mg NO<sub>3</sub>/l sind bei Messstellen des repräsentativen Messnetzes, an denen ackerbauliche Nutzung überwiegt, mit 24 Prozent am häufigsten, gefolgt von Messstellen unter Siedlungsflächen (16 Prozent), Gründlandnutzung (7 Prozent) und Wald (4 Prozent) (BMU 2006). Bei einem hohen Anteil von Ackerland an der Flächennutzung, hoher Bewirtschaftungsintensität sowie ungünstigen Boden- und Klimaverhältnissen ist jeweils mit deutlich höheren Anteilen der Landwirtschaft an der Gesamtbelastung zu rechnen.

Die Landwirtschaft wird für 50 bis 80 Prozent der **Belastung von Oberflächengewässern mit Nitrat verantwortlich gemacht** (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2002). Im Einzelnen werden als Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtbelastung für Deutschland 60 Prozent genannt (EEA 2006f), „wobei die Emissionen über den Grundwasserpfad (54 Prozent) und

über die Dränagen (15 Prozent) eine entscheidende Rolle spielen“ und der Anteil der Landwirtschaft an der Gesamtbelastung steigt (BMU 2006).

## **2.3 Bewertung des Status von Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft**

**Die Landwirtschaft ist Hauptverursacher von diffusen Stickstoffeinträgen in Gewässer**, insbesondere seit Erfolge bei der Verringerung von Einträgen aus Punktquellen erreicht wurden (EEA 2003; BMU 2006). Dies gilt vor allem für Gebiete mit hohen Viehbesatzdichten und geringer Besiedlungs- und Industriedichte (EEA 2006d). Die vom EUROPÄISCHEN PARLAMENT (2000) formulierte Forderung, Umsetzungsdefizite zu beheben bzw. zusätzliche und effektivere Maßnahmen zur Verringerung von landwirtschaftlich verursachten Gewässerbelastungen zu ergreifen, bleibt nach wie vor aufrecht.

Dies bestätigte sich auch im Zuge der **Erstbewertung des Grundwasserzustandes für die Wasserrahmenrichtlinie** (EG 2000). Dabei wurde geprüft, ob die Konzentrationen bzw. die Einträge an Stickstoff und Pflanzenschutzmitteln unter den vorgeschriebenen Grenzwerten liegen. In Deutschland ergab diese Bewertung, dass das Erreichen eines guten chemischen Zustandes bei ca. 52 Prozent der bewerteten Grundwasserkörper ohne weitere Maßnahmen wahrscheinlich nicht möglich oder unsicher ist. Die Fläche dieser Wasserkörper umfasst ca. 45 Prozent der Gesamtfläche Deutschlands. Ca. 85 Prozent der Grundwasserkörper sind durch Stoffeinträge (z. B. Nitrat, Pestizidrückstände) aus diffusen Quellen beeinträchtigt. Aus den Ergebnissen wurde das Resümee gezogen, dass Qualitätsziele des Wasserschutzes mit den bisher ergriffenen Maßnahmen oftmals nicht erreicht werden können (BMU 2005; BMU 2006).

### **2.3.1 Effektivität von Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft**

Die tendenzielle Abnahme der Bilanzüberschüsse für Stickstoff und Phosphor wird sich aufgrund der langen Fließwege erst mit entsprechender Zeitverzögerung bei den Konzentrationen im Grundwasser bemerkbar machen (BMU 2004). Die Effektivität bisheriger Maßnahmen kann deshalb derzeit nur unter Zuhilfenahme von Modellen abgeschätzt werden. Im Rahmen des gebietsbezogenen Wasserschutzes, der meist den Schutz des Trinkwassers zum Ziel hat, wurden jedoch bereits in einigen Fällen durch die Bereitstellung von Ausgleichszahlungen für freiwillige Wasserschutzvereinbarungen und intensive Beratung nachweisbare Verringerungen der Belastungsgefährdung erreicht (FELDWISCH & FREDE 1998; EUROPÄISCHE KOMMISSION 2002; BMU 2004).

Mit Blick auf die **durchschnittliche Intensität der Landwirtschaft** wäre jedoch eine weitere deutliche Verringerung der Stickstoffbilanzüberschüsse auf ca. 50 kg/ha wünschenswert und auch die Begrenzung der Maximalmengen des Stickstoffs, der mit organischen Düngern ausgebracht werden darf, auf 170 kg/ha und Jahr ist aus Sicht des Gewässerschutzes zu hoch. Bei hohen Stickstoffmengen sind insbesondere auf Standorten mit hoher Wasserdurchlässigkeit und Erosionsgefährdung sowie von gedüngten Uferstreifen weiterhin Nährstoffbelastungen der Gewässer zu erwarten (STAFFEL-SCHIERHOFF & MOHAUPT 2002). Für die Absenkung der Stickstoffbilanzüberschüsse auf ca. 50 kg/ha wäre in Deutschland im

Durchschnitt eine Halbierung der Bilanzüberschüsse erforderlich. In einigen Gebieten müssten die Tierbestandsdichten reduziert bzw. eine ausreichende Verteilung oder Entsorgung des anfallenden Wirtschaftsdüngers erreicht werden.

Die Senkung der Stickstoffbilanzüberschüsse unter ein bestimmtes Niveau hat jedoch für die Einkommenssicherheit der Landwirte unter Umständen ungünstige Konsequenzen. Es ist vor allem bei ackerbaulicher Nutzung unmöglich, Stickstoffverluste vollständig zu vermeiden. So können einige verursachende Faktoren (z. B. klimatisch bedingte) nicht vom Landwirt beeinflusst werden (SHEPHERD et al. 2003). Arbeitet ein Landwirt ohne einen gewissen Risikozuschlag bzw. Bilanzüberschuss, wird bei widrigen Bedingungen die optimale Nährstoffversorgung der Pflanzen nicht zu jedem Zeitpunkt gewährleistet sein und er muss geringere Erträge in Kauf nehmen. Ein gewisser Stickstoffbilanzüberschuss dient als Puffer, um Verluste, die in Folge unvorhersehbarer Entwicklungen durch Auswaschung und Erosion auftreten, auszugleichen. Je geringer dieser Puffer gehalten wird, umso höher wird das Risiko, geringere Erträge erzielen zu können. Umgekehrt steigt das Risiko von Auswaschungen, je höher die Intensität und der Stickstoffbilanzüberschuss sind. Dann fließen z. B. bei starkem Regen nach der Ausbringung von leichtlöslichen Düngern höhere Mengen an Dünger oberflächlich ab oder es verbleiben entsprechende Mengen an leicht verfügbarem Stickstoff nach der Ernte im Boden, wenn das Pflanzenwachstum hinter den Erwartungen zurückgeblieben ist, also nicht die geplanten Stickstoffmengen von den Pflanzen aufgenommen und mit dem Erntegut abgefahren wurden. Zudem sind in intensiver Kultur geführte Pflanzen anfälliger für Krankheiten bzw. Beikrautdruck und erfordern daher einen verstärkten Pestizideinsatz.

Ab einer bestimmten Höhe können Stickstoffbilanzüberschüsse durch verbessertes Management verringert werden, ohne dass ein nennenswertes Risiko für Ertragseinbußen in Kauf zu nehmen ist. Wo diese Grenze liegt, kann jedoch nur von Fall zu Fall und Standort zu Standort unter Berücksichtigung des Ertragspotenzials und Klimas entschieden werden.

Treten hohe Stickstoffbilanzüberschüsse in Folge einer Spezialisierung auf Veredelungswirtschaft auf, sind sie in der Regel durch geringere Kosten je Tier bei hohem Viehbesatz bzw. regionalem Flächenmangel begründet. Artgerechte Tierhaltung und eine umweltgerechte Verwertung überschüssigen Wirtschaftsdüngers stellen für diese Betriebe einen bedeutsamen Kostenfaktor dar, dessen Veränderung aus betriebswirtschaftlicher Sicht zu vermeiden ist, solange dies ohne Sanktionen möglich ist. Es kann davon ausgegangen werden, dass auch diese Landwirte bestrebt sind, Mindereinnahmen, die nicht ausgeglichen werden, zu vermeiden (DABBERT & PIORR 1998).

Eine Verringerung der Intensität unter ein bestimmtes Niveau und der Verzicht auf Spezialisierung führen zu einer Erhöhung des wirtschaftlichen Risikos und/oder einer Verringerung der Einnahmen. Da der Agrarsektor in Europa zunehmend dem internationalen Wettbewerb ausgesetzt ist und die Preise sich tendenziell den niedrigeren Weltmarktpreisen annähern, stehen insbesondere Landwirte mit ungünstigen betrieblichen Voraussetzungen von zwei Seiten unter Kostendruck, wenn sie der Forderung nach geringer Bewirtschaftungsintensität nachkommen wollen. Aus diesem Grund erscheint es für die erfolgreiche Umsetzung von Einzelmaßnahmen des Wasserschutzes (z. B. reduzierte Stickstoffdüngung), die über den Standard der guten fachlichen Praxis hinausgehen, unumgänglich, entsprechende Ausgleichszahlungen bereitzustellen (DABBERT et al. 1998).

Wird durch die Kombination mehrerer derartiger Wasserschutzmaßnahmen die Betriebsführung konsequent extensiviert und zusätzlich das Risiko von Pestizidbelastungen durch einen Ausbringungsverzicht minimiert, ergibt sich eine Wirtschaftsweise, die dem ökologischen



Landbau ähnlich ist. Der ökologische Landbau schließt zahlreiche Wasserschutzmaßnahmen bereits in seinen Richtlinien ein (z. B. Begrenzung der Viehbesatzdichte und des Zukaufs von Düngemitteln, Verzicht auf Anwendung synthetischer Pflanzenschutzmittel). Ökologischer Landbau ist zwar kein umweltpolitisches Allheilmittel (STAFFEL-SCHIERHOFF & MOHAUPT 2002), er kann jedoch nachhaltig eine Verringerung der Bewirtschaftungsintensität und damit des Belastungsrisikos bewirken. „Durch die weitgehende Reduzierung des Einsatzes von Agrochemikalien, wie Mineraldünger und Pestizide, und des übermäßigen Einsatzes von Gülle würde die flächenhafte Belastung des Grundwassers in Deutschland durch Stickstoffverbindungen sowie durch Pestizide nochmals deutlich reduziert“ (UBA 2002:138). Deshalb ist es naheliegend, die Potenziale, die der ökologische Landbau für den Wasserschutz bietet, näher zu untersuchen (STOLZE et al. 2000; SHEPHERD et al. 2003).

### **2.3.2 Umsetzungsdefizite von Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft**

Vom Europäischen Parlament (2000) wird vor allem die Durchführung von Wasserschutzmaßnahmen als mangelhaft kritisiert und eine Umverteilung der landwirtschaftlichen Finanzhilfen gefordert, damit Landwirten umweltfreundliche Perspektiven geboten und umweltorientierte Betriebsleiter nicht benachteiligt werden. Die Verbesserung der wirtschaftlichen Bedingungen für landwirtschaftliche Betriebe ist eine wichtige Voraussetzung für die erfolgreiche Anwendung der Nitratrichtlinie auf der Ebene einzelner Betriebe. Diese Bedingungen sind jedoch durch sinkende Produktpreise und zunehmenden wirtschaftlichen Druck gekennzeichnet. Dieser Druck erreicht insbesondere für Landwirte mit kleineren Betrieben, die unter ungünstigen strukturellen und naturräumlichen Bedingungen wirtschaften, in vielen Fällen existenzbedrohliche Ausmaße (HERRMANN 1993). Auch HOFREITER (1996) sieht die Notwendigkeit, Widersprüche zwischen gesetzlich definierten Wasserschutzzielen und ökonomischen Rahmenbedingungen aufzuheben. Zur Erreichung des optimalen Gewinns sieht sich der Landwirt unter den gegebenen Bedingungen gezwungen, mit deutlichen Stickstoffbilanzüberschüssen zu produzieren. KNOEPFEL und ZIMMERMANN (1993: 253 u. 271 ff.) ziehen für Schweizer Verhältnisse die Schlussfolgerung, dass festgelegte Preise und Produktionsbedingungen Umweltbelastungen nicht berücksichtigen, und deshalb Landwirte, die sich ökologisch verhalten, unter Umständen nicht marktkonform handeln und einkommensmindernde Effekte in Kauf nehmen müssen. Die Autoren folgern weiter, dass dem Intensivierungsdruck, aus dem negative Umweltwirkungen resultieren, durch veränderte ökonomische Rahmenbedingungen entgegengewirkt werden müsse. Einem umweltkonformen Wirtschaften steht aber häufig das ökonomische Anreizsystem im Weg (KNOEPFEL & ZIMMERMANN 1993: 253 u. 271 ff.).

Deshalb ist es auch wenig verwunderlich, dass eine weitere Ursache für mangelnde Effektivität im überwiegenden Einsatz von ordnungsrechtlichen Maßnahmen und der unzureichenden Anpassung von Ausgleichszahlungen an die jeweiligen Bedingungen gesehen wurde (DE WALLE & SEVENSTER 1998). Regulative Maßnahmen verursachen hohe Kontrollkosten und sind wirtschaftlich nicht effizient (HOFREITER 1996). Aus diesem Grunde wird gefordert, neben der Anwendung ordnungsrechtlicher Maßnahmen, an die die Androhung von Sanktionen im Falle von Verstößen geknüpft werden, zusätzlich anreizorientierte Maßnahmen vorzusehen, z. B. in Form von Prämien für Landwirte, die besonders umweltverträgliche Düngemethoden anwenden, die über die gesetzlichen Anforderungen hinausgehen. Des Weiteren soll den Landwirten praktische und technische Unterstützung gewährt werden

(EUROPÄISCHES PARLAMENT 2000). Nur durch die Kombination von Instrumenten ist eine kosteneffiziente Verringerung landwirtschaftlich verursachter Umweltbelastungen möglich (OECD 2004).

Zu ähnlichen Schlussfolgerungen kommen auch andere Autoren (HOFREITER 1996; BROUWER & KLEINHANSS 1997). Durch wasserschutzgerechte Landbewirtschaftung, die über gesetzliche Mindeststandards hinausgeht, dürfen keine wirtschaftlichen Nachteile entstehen und Einkommensausfälle sollten durch Ausgleichszahlungen abgegolten werden. Die Höhe der Abgaben und Ausgleichszahlungen sollte sich am messbaren Erfolg bzw. Schaden orientieren (KNOEPFEL & ZIMMERMANN 1993; HOFREITER 1996). Beratung oder der ausschließliche Einsatz ordnungsrechtlicher Maßnahmen reichen nicht aus, wenn die ökonomischen Bedingungen nicht entsprechend ausgestaltet werden und technische Voraussetzungen fehlen.

Es gilt auch, dass regulative und anreizorientierte Maßnahmen erst dann eine optimale Effektivität entfalten, wenn sie durch Informationsmaßnahmen begleitet werden. Besonders jene Wasserschutzmaßnahmen, die in Zusammenarbeit mit den Landwirten an die strukturellen Erfordernisse angepasst werden und dadurch sinnvoll erscheinen, können erfolgreich umgesetzt werden (ALBRECHT et al. 1987; KNOEPFEL & ZIMMERMANN 1993; EIBLMEIER 1994; CURRLE & PRAVANOW-DAWSON 1996). Landesweit angebotene Agrarumweltmaßnahmen ohne regionale Anpassung wurden bisher vor allem in Gebieten in Anspruch genommen, in denen ohnehin relativ extensiv gewirtschaftet wird (BERGSCHMIDT & NIEBERG 2004). EIBLMEIER (1994) stellte fest, dass Landwirte bei der Düngung und im Pflanzenschutz keinen Bedarf zur Veränderung ihrer Wirtschaftsweise sahen, weil sie der Ansicht waren, dass die Verantwortung für das Auftreten von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser bei den Zulassungsbehörden und nicht bei ihnen selbst liegt.

Angesichts der Kosten und des Administrationsaufwands für Wasserschutzmaßnahmen in der konventionellen Landwirtschaft erscheint es naheliegend, diese durch ein umfassenderes Konzept, den ökologischen Landbau, zu ergänzen. MAGOULAS et al. (1996) bezeichnen die ökologische Landwirtschaft als geeignet, da sie die umfassendste und am konsequentesten umgesetzte Konzept- bzw. Leitbildvariante eines integrierten Umwelt- und Gewässerschutzes darstellt.

#### **Zusammenfassung des vorhergehenden Kapitels**

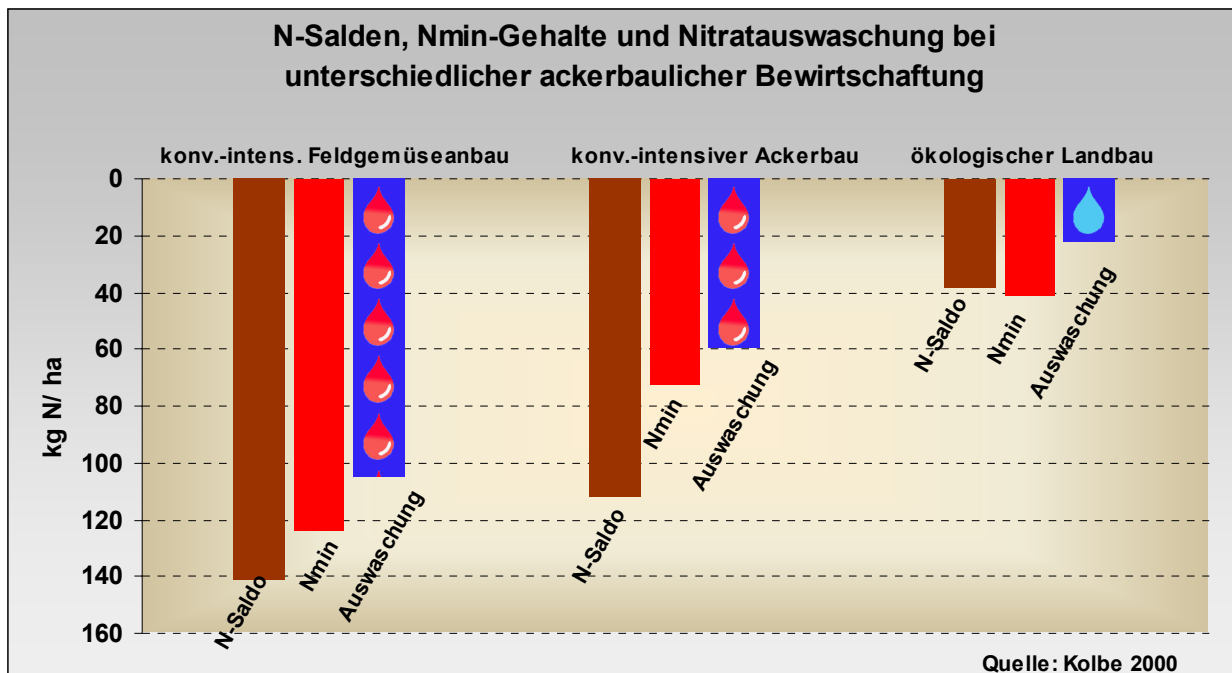
- Der Stickstoffbilanzüberschuss in der Landwirtschaft in Deutschland hat sich seit 1990 auf einem Niveau zwischen 101 und 121 kg N/ha stabilisiert.
- Die bisher ergriffenen Maßnahmen zur Reduktion der Nitratbelastung von Grundwasser führen dazu, dass Belastungsspitzen gekappt werden, ein deutlicher Rückgang der Belastungen ist jedoch nicht zu verzeichnen.
- Die Landwirtschaft ist Hauptverursacher von diffusen Stickstoffeinträgen in Gewässer.
- Die Senkung der Stickstoffbilanzüberschüsse unter ein bestimmtes Niveau hat für die Einkommenssicherheit der Landwirte unter Umständen ungünstige Konsequenzen.
- Ein überwiegender Einsatz ordnungsrechtlicher Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers ist wenig effektiv, verursacht hohe Kontrollkosten und ist deshalb wirtschaftlich nicht effizient.

### 3 Eignung des ökologischen Landbaus für den Wasserschutz

STOLZE et al. (2000) folgerten aus der Auswertung zahlreicher Untersuchungen, die sich mit den Leistungen des ökologischen Landbaus für den Umwelt- und Naturschutz befasst hatten, dass der ökologische Landbau in Relation zur konventionellen Landwirtschaft im Durchschnitt geringere Grundwasserbelastungen verursacht und deshalb das zu bevorzugende Produktionssystem für Wasserschutzgebiete ist. Auch HANSEN et al. (1999), HAAS (2001) und SHEPHERD et al. (2003), die ebenfalls zahlreiche Vergleichsuntersuchungen auswerten, kamen zu ähnlichen Ergebnissen:

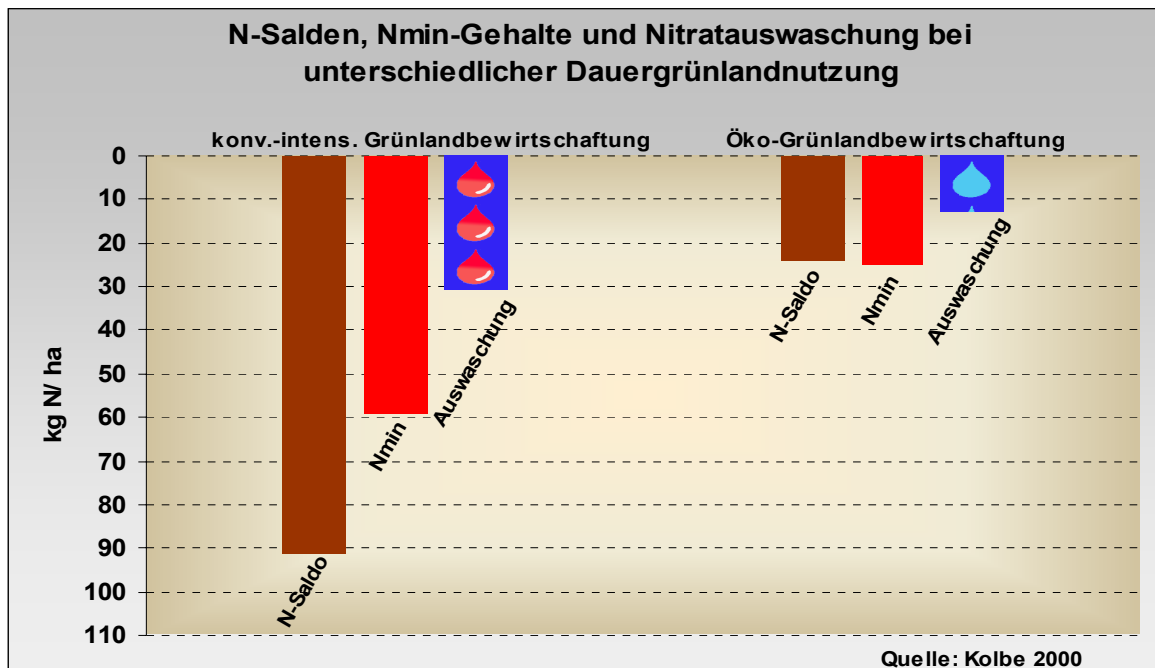
Bei ökologischer Bewirtschaftung wird im Durchschnitt weniger Stickstoff ausgewaschen und das Risiko für Belastungen des Grundwassers ist aufgrund der geringeren Intensität und der geringeren Stickstoffbilanzüberschüsse im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft niedriger. Zudem sind Ökolandwirte aus eigenem Interesse bestrebt, Stickstoffverluste so gering wie möglich zu halten, weil deren Substitution nur begrenzt erlaubt und teuer ist (HEß et al. 1992; SHEPHERD et al. 2003).

KOLBE (2000) verwendete Daten aus mehr als 100 Untersuchungen, um mit Hilfe von verbesserten Bilanzierungs- und Schätzverfahren durchschnittliche Stickstoffbilanzüberschüsse sowie potenzielle Auswaschungsmengen und Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser für verschiedene Formen der Landnutzung zu ermitteln. Aus den in Abb. 2 und 3 dargestellten Ergebnissen wird deutlich, dass der ökologische Ackerbau im Schnitt hinsichtlich der Nitrat-auswaschung ins Grundwasser deutlich besser abschneidet als konventionelle Verfahren. Während z. B. im konventionell-intensiven Feldgemüseanbau die Nitrat-auswaschung 105 kg N je Hektar und Jahr beträgt, liegt sie im konventionell-intensiven Ackerbau bei 60 kg und bei ökologischer Bewirtschaftung bei 21,9 kg. Die hierzu korrespondierenden geschätzten durchschnittlichen Nitratgehalte des Sickerwassers liegen entsprechend bei 142, 79 sowie 28,7 mg/l (nicht dargestellt).



**Abb. 2: Mittelwerte der Salden der Stickstoffflächenbilanz, Nmin-Werte und Auswaschung von Stickstoff für verschiedene ackerbauliche Landnutzungsformen in Deutschland (Quelle: KOLBE 2000)**

Bei der Bewirtschaftung von Dauergrünland liegt die durchschnittlichen Nitratauswaschung im ökologischen Landbau mit 13 kg N je Hektar und Jahr ebenfalls nur bei ca. 40 Prozent der durchschnittlichen Nitratauswaschung unter intensiv-konventioneller Grünlandbewirtschaftung, die eine Auswaschung von 31 kg je Hektar und Jahr aufweist. Die hierzu korrespondierenden geschätzten durchschnittlichen Nitratgehalte des Sickerwassers liegen entsprechend bei 19 sowie 45mg/l (nicht dargestellt).



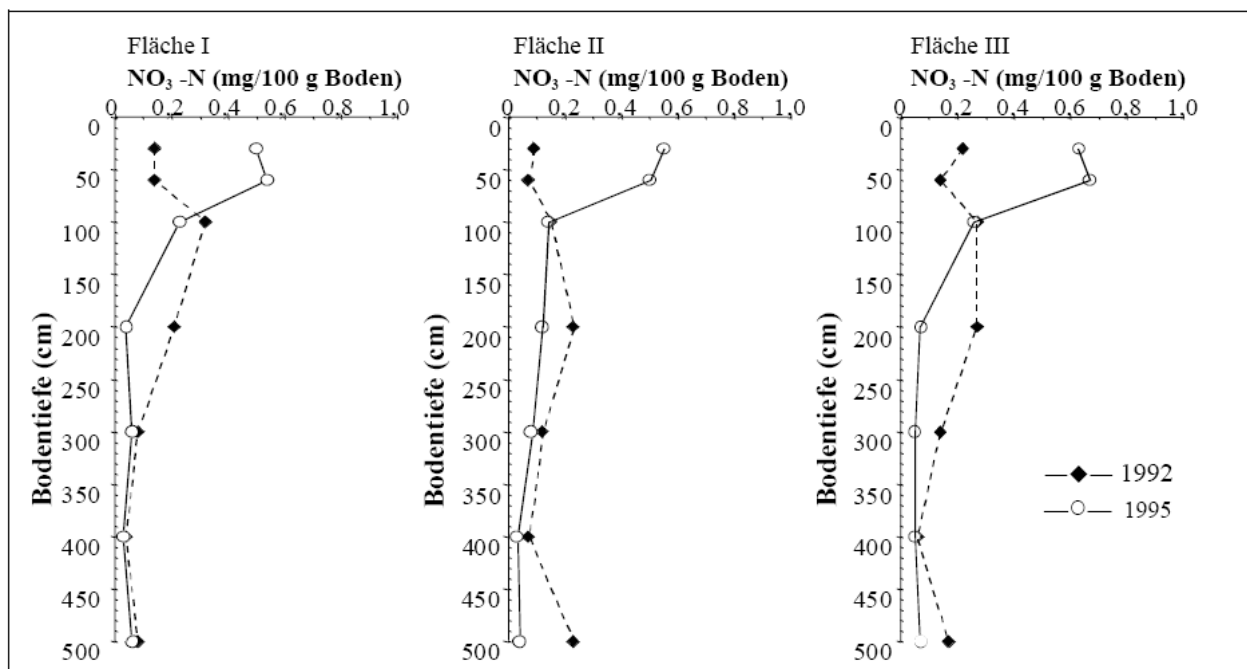
**Abb. 3: Mittelwerte der Salden der Stickstoffflächenbilanz, Nmin-Werte und Auswaschung von Stickstoff für verschiedene Dauergrünlandnutzungssysteme in Deutschland (Quelle: KOLBE 2000)**

Als Ursache für diese relativ günstige Einschätzung des ökologischen Landbaus in Bezug auf die verschiedenen, das Risiko des Nitrataustrags ins Grundwasser beschreibenden Parameter verweist KOLBE auf eine Reihe von Besonderheiten des ökologischen Landbaus im Vergleich zum konventionellen:

- Im Schnitt erfolgt im ökologischen Landbau eine deutlich geringere Zufuhr an Stickstoff (bis zu 50 Prozent) als bei den intensiveren konventionellen Anbauformen.
- Da die Erträge nicht im gleichen Ausmaß abfallen, sind deutlich niedrigere N-Salden der ökologischen Anbauformen auf Grünland und Ackerland zu verzeichnen.
- Auf Grund des Gesetzes vom abnehmenden Ertragszuwachs (MITSCHERLICH-Gesetz) kommt es im ökologischen Landbau zu einer besseren Stickstoffverwertung und dem zufolge auch zu geringeren Stickstoffverlusten.
- Es gibt ferner Hinweise, dass die Stickstoffdynamik im Boden bei ökologischer Bewirtschaftung zeitweise in Richtung höherer Ammonium-Stickstoff-Anteile verschoben ist, worauf ebenfalls ein geringeres Verlagerungspotenzial zurückgeführt werden könnte.
- Die im ökologischen Landbau entscheidende Quelle der Stickstoffzufuhr ist die symbiontische Stickstoffbindung durch Leguminosen. Die Höhe der symbiontischen Stickstoffbindung ist abhängig von den Nmin-Gehalten des Bodens. Daraus ergibt sich eine hohe Fähigkeit zur Selbstregulierung mit ausgleichender Wirkung auf Nährstoffschwankungen im Boden.



- Es gibt deutliche Hinweise aus Dauerfeldversuchen, dass das Verlagerungspotenzial für den Nährstoff Stickstoff bei Verabreichung in mineralischer Form höher ist als bei der im ökologischen Landbau üblichen Verabreichung in organischer Form (Stallmist, Gülle).
- Nach der Umstellung von relativ intensiv geführten konventionellen Flächen auf Formen des ökologischen Landbaus erfolgt sowohl eine geringfügige Anhebung der Humusgehalte als auch oft eine Erweiterung der C/N-Verhältnisse des Bodens. Durch beide Aspekte werden nicht unerhebliche N-Mengen in der Ackerkrume gehalten und von einer Verlagerung und Auswaschung in Grundwasserbestände bewahrt.
- Ferner ist bemerkenswert, wie schnell es nach der Umstellung auf ökologische Bewirtschaftung zur Abnahme der Stickstoffverluste auf den Flächen kommt. So haben nur wenige Jahre ausgereicht, um auf sandigen Lehmböden eine Abnahme von 37 kg Nitratstickstoff je Hektar im Tiefenprofil zwischen 0,6 und 5,0 m zu bewirken, obwohl im Oberboden der Gehalt zunahm (siehe Abb. 4).



**Abb. 4: Veränderungen der Nitrat-Mengen im Tiefenprofil von Ackerflächen vier Jahre nach der Umstellung auf ökologischen Landbau, Wassergut Canitz, Sachsen (Quelle: KOLBE et al. 1999)**

Bezüglich der geringeren Stickstoffzufuhr, geringerer Erträge und durchschnittlich geringerer Auswaschungsraten stimmen auch KIRCHMANN und BERGSTRÖM (2001) mit den oben genannten Autoren überein. KIRCHMANN und BERGSTRÖM waren jedoch der Ansicht, dass ein direkter Vergleich aufgrund dieser Unterschiede nicht möglich ist und stellten fest, dass unter Berücksichtigung der geringeren Stickstoffzufuhr und nach Korrektur dieses Vergleichsparameters kein Unterschied zwischen den Wasserschutzleistungen der beiden Systeme besteht. Dies gilt insbesondere dann, wenn angestrebt wird, den Ertrag auf konventionellem Niveau zu halten. Zudem erhöht sich nach Ansicht von KIRCHMANN und BERGSTRÖM (2001) durch einen höheren Anteil von organisch gebundenem Stickstoff das Risiko von Auswaschungen, weil es nur wenige Möglichkeiten des steuernden Eingreifens gibt. Sie zogen deshalb den Schluss, dass sich nicht die Frage stellt, ob Nitratausträge durch ökologi-

schen oder konventionellen Landbau verringert werden, sondern dass es entscheidend ist, die richtigen Maßnahmen (z. B. Zwischenfruchtanbau oder Minimalbodenbearbeitung) zu ergreifen.

SHEPHERD et al. (2003) stellen dieser Betrachtung entgegen, dass es gerade die höhere Produktionsintensität der konventionellen Landwirtschaft ist, die zu Problemen führen kann. Deshalb ist es angemessen, den ökologischen Landbau mit durchschnittlich intensiv geführter konventioneller Landwirtschaft zu vergleichen und nicht mit extensiv geführten konventionellen Betrieben. SHEPHERD et al. (2003) sind der Ansicht, dass der Vergleich mit jener Form der Landwirtschaft erfolgen sollte, die im Falle einer Umstellung durch den ökologischen Landbau substituiert wird. Zudem ist die Sinnhaftigkeit einer Berücksichtigung des Ertragsniveaus so lange fraglich, wie in der konventionellen Landwirtschaft öffentliche Mittel für die Stilllegung von Flächen ausgegeben werden (DABBERT & HÄRING 2004).

Dieser Diskurs bestätigt, dass der Bewertungsrahmen für die gezogenen Schlussfolgerungen ausschlaggebend ist. Die Frage ist, welche Betriebe anhand welcher Kriterien verglichen werden. Je nachdem, welche gesellschaftlichen Ziele berücksichtigt werden und wie eng der Blick auf die naturwissenschaftliche Betrachtung der Verminderung von Stickstoffemissionen begrenzt wird, sind unterschiedliche Kriterien für den Vergleich heranzuziehen. Wenn eine eingrenzende Vorgehensweise, wie KIRCHMANN und BERGSTRÖM (2001) sie vorschlagen, gewählt wird, werden jedoch wesentliche Vorteile und Risikopotenziale der verschiedenen Landnutzungsformen ausgeblendet. Vorteile des ökologischen Landbaus, die zur Erreichung vielfältiger Umweltziele (z. B. kein Umweltrisiko durch synthetische Pflanzenschutzmittel, höhere Biodiversität, artgerechte Tierhaltung usw.) im Sinne einer integrativen Umwelt- und Landwirtschaftspolitik beitragen können, werden durch diese Vorgehensweise von vornherein ausgeblendet. Unter solchen Voraussetzungen kann sich entsprechend auch eine geringere oder keine relative Vorzüglichkeit des ökologischen Landbaus ergeben.

Die Ermittlung einer exakten, relativen Vorzüglichkeit für die Erreichung von Wasserschutzzielen ist auch aus anderen Gründen wichtig. Die nachfolgend angeführten Aspekte sind bei der Durchführung und Bewertung von Vergleichen zu bedenken:

- Bei Vergleichen werden größtenteils benachbarte Betriebe oder Flächen verglichen. Dabei ergibt sich häufig das Problem, dass Bedingungen (z. B. Fruchtfolge, Boden, Klima, Struktur) unterschiedlich und nicht repräsentativ sind. Dieses Problem der Repräsentativität besteht in ähnlicher Weise auch bei faktoriellen Vergleichsversuchen (HEß & MAYER 2003).
- Bei Vergleichsversuchen ist die Austragsgefahr der gesamten Fruchtfolge und nicht der einzelnen Kulturen zu ermitteln. Zudem sind jeweils für die konventionelle und ökologische Landwirtschaft typische und der aktuellen Praxis entsprechende Fruchtfolgesysteme zu vergleichen (SHEPHERD et al. 2003).
- Sowohl für den ökologischen Landbau als auch die konventionelle Landwirtschaft verändern sich die technischen, politischen, gesetzlichen und marktwirtschaftlichen Rahmenbedingungen (DABBERT et al. 2002). Zugleich verändern und optimieren sowohl konventionell als auch ökologisch wirtschaftende Landwirte ihre Fruchtfolgen und Bewirtschaftungsmethoden. Beim ökologischen Landbau kommt hinzu, dass es aufgrund der rasanten Ausdehnung der vergangenen Jahre und des steigenden wirtschaftlichen Drucks zu einer Intensivierung und stärkeren Ausrichtung der Erzeugung an den Anforderungen des Marktes kommt. Einige AutorInnen sehen darin eine „Konventionalisierung“, also eine strukturelle Angleichung der ökologischen an die konventionelle Landwirtschaft

(OPPERMANN 2001; KRATOCHVIL & LEITNER 2005). Ein Vergleich bleibt damit nur für beschränkte Zeit voll aussagekräftig.

Damit wird die Identifikation möglicher Schwachstellen und Verbesserungspotenziale des ökologischen Landbaus bei der Bewertung seiner Eignung für den Wasserschutz umso bedeutsamer. Trotz des systemimmanenten Bestrebens nach optimiertem Stickstoffmanagement (HEß 1997) kann es auch im ökologischen Landbau, insbesondere auf auswaschungsgefährdeten Standorten, zu Grundwasserbelastungen durch Nitratstickstoff kommen. Das Risiko von Stickstoffverlusten besteht im ökologischen Landbau vor allem

- nach dem Umbruch von Klee gras und Körnerleguminosenstoppeln,
- nach der Ernte von Kartoffeln und Raps, bedingt auch nach Mais,
- durch den Einsatz von Wirtschaftsdünger und
- bei der Kompostierung auf unbefestigten Flächen.

Bei der Bodenbearbeitung nach Leguminosen und Hackfrüchten kann es zu Auswaschungsverlusten kommen, wenn es nicht gelingt, den mineralisierten Stickstoff durch die Etablierung einer Folgekultur oder Zwischenfrucht wieder zu binden. Deshalb wurde der **Optimierung des Stickstoffmanagements** im System ökologischer Landbau besonderes Augenmerk gewidmet und es wurden Empfehlungen für die Vermeidung von Stickstoffausträgen erarbeitet (HEß et al. 1992; HEß & MAYER 2003).

Insgesamt überwiegt die Einschätzung, dass der ökologische Landbau Vorteile für den Natur- und Umweltschutz bringt (EEA 2006b). Aufgrund seiner vielfältigen Umweltleistungen wird der ökologische Landbau auch als hoch integrierter Umweltindikator in der Landwirtschaft bezeichnet (DABBERT & HÄRING 2004) und als solcher genutzt (UBA 2005; EEA 2006b). sowie durch die Europäische Union im Rahmen von Agrarumweltprogrammen seit 1992 gefördert (EWG 1992; EG 1999).

Seine direkten Umweltleistungen sind nur ein Argument, das für die Nutzung des ökologischen Landbaus zum Zwecke des Wasserschutzes spricht. Der ökologische Landbau bietet zudem die Möglichkeit, bestimmte „Umwelt-Reparaturkosten“ der konventionellen Landwirtschaft zu verringern (DABBERT et al. 2002). Es konnte unter anderem die **volkswirtschaftliche Vorzüglichkeit** des vorsorgenden Gewässerschutzes durch ökologischen Landbau gegenüber Wasseraufbereitungsmaßnahmen nachgewiesen werden (KRATOCHVIL et al. 1999). Es ist beim ökologischen Landbau generell von einer **hohen makroökonomischen Effizienz** auszugehen, da er zu einer nachhaltigen Reduzierung der von der Fläche ausgehenden Folgekosten beiträgt (MAGOULAS et al. 1996). Im Vergleich zu einer Kombination von Einzelmaßnahmen entstehen durch die Förderung des ökologischen Landbaus geringere Transaktionskosten, weil er einfacher zu verwalten ist und die Kontrolle bereits über die EU-Verordnung (EWG 1991c) installiert ist. Daher kann davon ausgegangen werden, dass der Vorteil einer möglicherweise höheren Treffsicherheit von Einzelmaßnahmen in der konventionellen Landwirtschaft aufgehoben wird und der ökologische Landbau letztlich auf kosteneffizientere Weise ein Bündel von Umweltleistungen erbringt (DABBERT & HÄRING 2004).

**Zusammenfassend** kann festgestellt werden, dass der **ökologische Landbau Leitbildcharakter für einen integrierten Gewässerschutz hat** (MAGOULAS et al. 1996; DABBERT & PIORR 1998) und sich durch hohe Zielkonformität mit der Wasserwirtschaft auszeichnet (HEß et al. 1992; MAGOULAS et al. 1996; SHEPHERD et al. 2003). Denn aufgrund der Be-

grenzung des Tierbestandes und des Nährstoffimports in Kombination mit den hohen Kosten für den Zukauf von Düngemitteln besteht einerseits ein starkes systemimmanentes Bestreben der Öko-Landwirte, Stickstoffverluste zu vermeiden (HEß et al. 1992; SHEPHERD et al. 2003), während andererseits die Wasserwirtschaft darauf zielt, eine möglichst geringe Grundwasserbelastung mit Nitrat zu gewährleisten.

Deshalb ist ökologischer Landbau zur Ergänzung von Aktionsprogrammen zum Schutz des Wassers vor Belastungen aus der Landwirtschaft geeignet. Er vereinigt zahlreiche Wasserschutzmaßnahmen zu einem kohärenten Gesamtkonzept (SHEPHERD et al. 2003) und senkt in umfassender und nachhaltiger Weise das Risiko von Belastungen. Dies gilt insbesondere für Belastungen durch synthetische Produktions- und Pflanzenschutzmittel, auf deren Einsatz zugunsten natürlicher Regelmechanismen und Betriebskreisläufe grundsätzlich verzichtet wird (STOLZE et al. 2000; HEß & MAYER 2003).

Wird der ökologische Landbau zum Zwecke des Wasserschutzes besonders gefördert, sind in ähnlicher Weise wie bei anderen Wasserschutzmaßnahmen spezifische Beratung und praktische Unterstützung förderlich, um Öko-Landwirte bei der Optimierung des Stickstoffmanagements zu unterstützen. Liegen Standortbedingungen vor, unter denen es leicht zu Auswaschungen von Nitrat kommen kann, sind auch im ökologischen Ackerbau besondere Maßnahmen zur Vermeidung von Stickstoffausträgen zu ergreifen, wie z. B. eine spezielle Gestaltung der Fruchtfolge und gezielte Wahl und Terminierung der Bodenbearbeitung. Auf diesem Weg kann auch im ökologischen Landbau unter schwierigen Bedingungen die Verfügbarkeit des Stickstoffs an den Bedarf der Pflanzen weitgehend angepasst werden (HEß et al. 1992).

### **3.1 Nutzung des Öko-Landbaus zur Lösung von Wasserschutzproblemen**

Flächen, die auf ökologischen Landbau umgestellt werden, tragen in der Regel zu einer Verringerung der Belastungen von Gewässern bei. Allgemeine Bestrebungen zur Ausdehnung des ökologischen Landbaus stellen somit neben anderen positiven Effekten für den Natur- und Umweltschutz auch Verbesserungen des Zustands von Gewässern in Aussicht. Vor allem der Umstand, dass Maßnahmen zur Verringerung des Belastungspotenzials der konventionellen Landwirtschaft bisher keinen durchschlagenden Erfolg brachten, spricht dafür, im flächendeckenden Wasserschutz verstärkt auf gesamtbetriebliche Maßnahmen und insbesondere den ökologischen Landbau zu setzen. Aus denselben Gründen ist die Förderung des ökologischen Landbaus im Rahmen der EU-Agrarumweltprogramme (EWG 1992; EG 1999; EG 2005) und durch Programme zur Förderung der Ausdehnung des ökologischen Landbaus (ISERMEYER et al. 2001; EEA 2006b) aus umweltpolitischer Sicht gerechtfertigt.

Auf dieser übergeordneten Ebene können jedoch nur Rahmenbedingungen gestaltet und Maßnahmenpakete geschnürt sowie günstige Bedingungen für die Ausdehnung des Öko-Landbaus geschaffen werden. Es ist das Feld für politische Aktivitäten und Lobbyarbeit, die erst dann positive Umwelteffekte entfalten können, wenn es gelingt, Landwirte und im Falle des ökologischen Landbaus auch Konsumenten zu erreichen und zu Verhaltensänderungen bzw. zum Kauf von Öko-Produkten zu veranlassen. Für die konkrete Umsetzung ist der Blick auf die regionale, betriebliche und persönliche Ebene, also auf die Ebene der konkreten Verhaltensänderungen erforderlich. Auf dieser Ebene können Interessensträger (z. B. Entschei-

Träger der Wasserwirtschaft) für eine gezielte Förderung des ökologischen Landbaus aktiv werden. Hier werden im direkten Kontakt mit Landwirten Aktivitäten geplant und durchgeführt. Durch derartige Aktivitäten kann eine gezielte Ausdehnung bzw. Fokussierung der generellen Ausdehnung des ökologischen Landbaus auf sensible Gebiete z. B. Wasserschutzgebiet am ehesten erreicht werden.

Für diese Gebiete, in denen besondere Schutzziele verfolgt werden, die mit unmittelbaren gesellschaftlichen und volkswirtschaftlichen Interessen verknüpft sind, ist der ökologische Landbau als Schutzmaßnahme mit Leitbildcharakter besonders geeignet. Hier stehen aufgrund der besonderen Interessen in der Regel auch besondere Mittel und Möglichkeiten für die Erhöhung des ökologisch bewirtschafteten Flächenanteils zur Verfügung: Z. B. finanzielle oder personelle Ressourcen von Wasserversorgungsunternehmen, die auch ein betriebswirtschaftliches Interesse an effektiven und nachhaltigen Wasserschutzmaßnahmen haben.

Bisher wurden die potenziellen Leistungen des ökologischen Landbaus für den Trinkwasserschutz jedoch nur in geringem Umfang genutzt. Der Anteil ökologisch bewirtschafteter Flächen in Wasserschutzgebieten übersteigt nur in wenigen Fällen den jeweiligen regionalen Durchschnitt. Ein Beispiel für die erfolgreiche Förderung ist das Mangfalltal im bayerischen Landkreis Miesdorf, in dem Trinkwassergewinnungsgebiete der Stadtwerke München liegen. Dort konnte der Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche an der landwirtschaftlichen Nutzfläche auf über 80 Prozent angehoben werden. Weitere Beispiele für die gezielte Förderung des ökologischen Landbaus zum Zwecke des Wasserschutzes wurden von der AGÖL und dem BUND (1997) im Leitfaden „Wasserschutz durch Ökologischen Landbau“ zusammengestellt. Es sind Projekte beschrieben, die in erster Linie auf Initiative einzelner Wasserversorgungsunternehmen (München, Leipzig, Dortmund, Augsburg) durchgeführt werden. In Niedersachsen gibt es auch von öffentlicher Seite Bestrebungen, die Effektivität des Trinkwasserschutzes durch ökologischen Landbau zu erhöhen (NLÖ 2000; MU 2001). Auf Basis der Erfahrungen, die in vier Pilotprojekten gesammelt wurden, entschloss sich die niedersächsische Wasserwirtschaftsverwaltung, den ökologischen Landbau seit dem Jahr 2001 in sämtlichen Trinkwassergewinnungsgebieten gezielt zu fördern. Im Rahmen des ProLand-Programms (MU 2001), das auf der EU-Verordnung 1257/99 (EG 1999) basiert und aus Landesmitteln (Wasserentnahmegebühr) kofinanziert wird, werden sowohl spezifische Ausgleichszahlungen angeboten als auch informatorische Maßnahmen bzw. Projekte gefördert.

### **3.2 Gestaltung von Projekten und Strategien der Umstellungsförderung in Wasserschutzgebieten**

Bisher wurde nur ansatzweise wissenschaftlich untersucht, wie der ökologische Landbau zum Zwecke des Wasserschutzes gezielt gefördert werden kann. Es liegen derzeit lediglich zwei Untersuchungen vor, die sich explizit mit den Strategien für die gezielte Umstellungsförderung in Wasserschutzgebieten befasst hatten (WISMETH 1995; RÜHLMANN 2000). RÜHLMANN (2000) kommt zum Schluss, dass durch problemzentriertes Vorgehen und eine massive Nutzung des Instruments der teilbetrieblichen Umstellung die besten Erfolge erreicht und gezielt Flächen in Wasserschutzgebieten umgestellt werden können. In Übereinstimmung mit WISMETH (1995) stellt sie fest, dass es wichtig ist, Landwirte direkt anzusprechen, Vertrauen zu schaffen und durch Vermarktungsförderung dauerhafte Absatzstrukturen für ökologisch erzeugte Produkte aufzubauen. Beide Arbeiten betonen, dass es für den Projekterfolg förderlich ist, wenn Wasserversorgungsunternehmen Interesse an der Förderung



des ökologischen Landbaus zeigen und sich aktiv dafür einsetzen. Des Weiteren folgert WISMETH (1995), dass es angemessener Ausgleichszahlungen bedarf, um die betriebswirtschaftliche Vorzüglichkeit des ökologischen Landbaus sicherzustellen. Sie betont, dass die Projektberater die Zusammenarbeit mit der Officialberatung und der Interessenvertretung der Landwirte suchen sollten und letztlich auch die Verbraucher und der Gesetzgeber gefordert sind, ihren Beitrag zur Ausweitung des ökologischen Landbaus zu leisten.

Weitere Hinweise für die Gestaltung von Projekten sind im Leitfaden „Wasserschutz durch Ökologischen Landbau“ (AGÖL & BUND 1997) enthalten. Dort findet sich eine „Checkliste“, in der zu prüfende Bedingungen und erforderliche Schritte für die gezielte Förderung zusammengestellt wurden. Diese Empfehlungen sollen es Interessensträgern erleichtern, den ökologischen Landbau als Instrument des Wasserschutzes zu nutzen.

Aus Arbeiten, in denen die Bedingungen für die generelle Ausdehnung des Öko-Landbaus untersucht wurden, kann abgeleitet werden, dass ein umfassendes Maßnahmenbündel aus Beratung, Vermarktung, Förderungspolitik, Information usw. notwendig ist, um einerseits bestehende Bio-Betriebe in der ökologischen Landwirtschaft zu halten und andererseits neue Betriebe für eine Umstellung zu gewinnen (KIRNER & SCHNEEBERGER 2000). Andere Autoren betonen, dass insbesondere in Gebieten mit intensiver Produktion und hoher Spezialisierung eine Umstellung ohne angemessene Einkommensausgleiche unattraktiv ist (OFFERMANN & NIEBERG 2000).

EIBLMEIER (1994: 258) stimmt darin mit anderen Autoren überein, dass ökologischer Landbau als günstige Form der Landbewirtschaftung in Wasserschutzgebieten anzusehen ist, betont jedoch, dass aufgrund sozialpsychologischer Hinderungsgründe auch mit hohem finanziellen Anreiz nur eine geringe Akzeptanz bei den Landwirten zu erwarten ist. Er folgert, dass ein Problemlösungskonzept „Landwirtschaft und Grundwasserschutz“ nicht auf die schwerpunktmäßige Förderung des „alternativen“ Landbaus setzen kann. Von einem zu stark „alternativ“ ausgerichteten Konzept kann eine negative Wirkung auf die „konventionellen“ Landwirte ausgehen. Er verweist auf die Arbeit von KÖBLER (1991), der die geringe Akzeptanz von Landwirten für angebotene Bewirtschaftungsvereinbarungen darauf zurückführte, dass diese maßgeblich von einem „alternativ“ wirtschaftenden Landwirt entwickelt wurden. Seit dieser Untersuchung hat sich das gesellschaftliche Ansehen des ökologischen Landbaus zwar deutlich verändert (OPPERMANN 2001: 15 ff.), die Angaben von Landwirten in der Untersuchung von ARP et al. (2001) deuten jedoch darauf hin, dass die Andersartigkeit des ökologischen Landbaus nach wie vor eine Hürde für die Umstellung darstellt.

Aus den Ergebnissen von Arbeiten über mögliche Vorgehensweisen im gebietsspezifischen Wasserschutz, die auf Einzelmaßnahmen in der konventionellen Landwirtschaft ausgerichtet sind (z. B. KNOEPFEL & ZIMMERMANN 1993; EIBLMEIER 1994), können nur bedingt Ergebnisse auf die Ausdehnung des ökologischen Landbaus übertragen werden. Grundsätzliche Aussagen, wie jene, dass alle direkt oder indirekt betroffenen Gruppen oder Personen im Handlungsfeld Gewässerschutz einbezogen werden sollten (ROUX 1997; THOMAS 1999), dürften jedoch auch im Falle des ökologischen Landbaus gelten. Zudem ist auch bei der Ausgestaltung von ökonomischen Anreizen für die gezielte Ausdehnung zu berücksichtigen, dass diese nicht immer zu adäquaten Problemlösungen bzw. nicht den Kriterien ökonomischer Effizienz entsprechen (HENRICHSMEYER & WITZKE 1994; WAGNER 1998). Aus demselben Grund war auch die Einführung staatlicher Zahlungen für den ökologischen Landbau im Zuge von Agrarumweltprogrammen (EWG 1992) umstritten (THUNEKE 1995; HAMM 1996).

Aus den Erfahrungen und Forschungsarbeiten in Niedersachsen kann für Strategien zur gezielten Ausdehnung des ökologischen Landbaus gefolgert werden, dass solche Maßnahmen stets als Ergänzung und nicht als Ersatz oder Konkurrenz zu sonstigen Wasserschutzmaßnahmen zu sehen sind.

Als bedeutsam erwies sich die Einbeziehung von Öko-Landwirten, die von umstellungsinteressierten Kollegen als vorbildliche Betriebsleiter bewertet werden. Die bereits praktizierenden Öko-Landwirte konnten den Neu-Umstellern in vielen Fragen der Umstellung Sicherheit vermitteln und das Vertrauen in die praktische Durchführbarkeit verbessern.

### 3.3 Standortbesonderheiten in Unterfranken

Ein Vergleich der ackerbaulich nutzbaren Standorte Unterfrankens mit jenen in anderen Regionen Deutschlands zeigt, dass insbesondere in der südöstlichen Landeshälfte hinsichtlich der Nitrataustragsgefahr besondere Bedingungen vorherrschen. Einerseits sind hier die geringsten durchschnittlichen Jahresniederschlagsmengen Bayerns zu finden, die in einigen Bereichen unter 600 mm pro Jahr bleiben (siehe Abbildung 5).

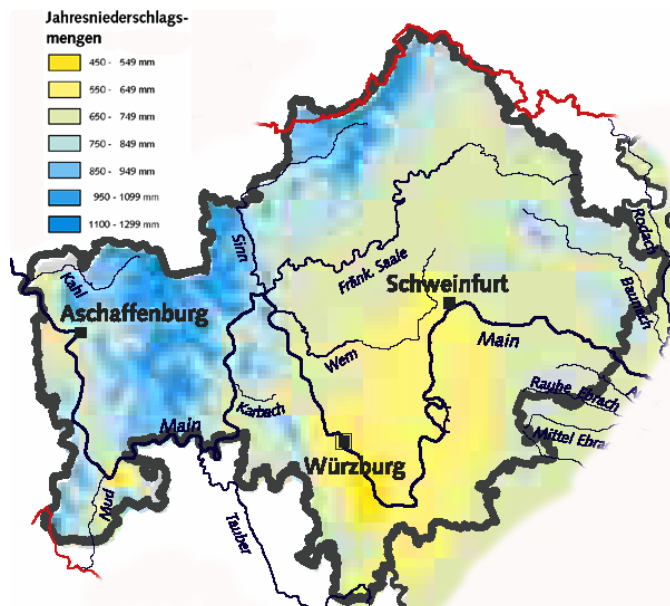


Abb. 5: Mittlere Jahresniederschlagsmengen in Unterfranken (FRITSCH et al. 2001)

Andererseits sind gerade in den Gebieten mit geringen mittleren Jahresniederschlägen auf einem Untergrund aus Muschelkalk und Keuper häufig nur geringmächtige Bodenauflagen vorhanden, sodass Nährstoffe, die mit dem Sickerwasser den Oberboden verlassen, in den Klüften des Ausgangsgesteins für die Pflanzen schnell unerreichbar werden und zur Belastung des Kluftgrundwassers beitragen. In Kombination mit einer meist geringen Filterwirkung und der geringen Sickerwasserspende ist die Nitrataustragsgefährdung deshalb oft überdurchschnittlich hoch. Da die Grundwasserneubildungsrate relativ gering ist, werden zudem im Sickerwasser gelöste Bodeninhaltsstoffe (z. B. Nitrat, Pestizide oder deren Rückstände) nur wenig verdünnt und die Konzentrationen dieser Inhaltsstoffe können leicht die zulässigen Grenzwerte überschreiten. Dieser Umstand spiegelt sich auch in der bayrischen Be-

standsaufnahme für die Wasserrahmenrichtlinie 2004. Dort wird angeführt, dass die Erreichung eines guten chemischen Zustandes für 46 Prozent der Grundwasserkörper Unterfrankens unwahrscheinlich ist. Diese Gebiete decken sich weitgehend mit den niederschlagsarmen Landesteilen, in denen Muschelkalk und Keuper als geologische Ausgangsformation vorzufinden sind.

Die dargestellten Voraussetzungen liefern die Erklärung, weshalb trotz der relativ zum Bundesdurchschnitt geringen Stickstoffbilanzüberschüsse von 20 bis 40 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr in der südöstlichen Landeshälfte Sickerwasserkonzentrationen von 100 mg Nitrat pro Liter vor allem in diesen Bereichen überschritten werden.

Die Kombination aus geringen Niederschlagsmengen mit flachgründigen Standorten stellt somit hohe und in dieser Weise in Deutschland nicht oft anzutreffende Anforderungen an die ackerbauliche Nutzung, wenn Wasserschutzziele erreicht werden sollen. Denn mit abnehmender Mächtigkeit der Bodenaufgabe verringert sich die Toleranz des pflanzenbaulichen Systems für ungünstige klimatische Bedingungen bzw. für Bewirtschaftungsfehler: Nitratstickstoff, der nicht von den Pflanzen aufgenommen wird, weil zuviel gedüngt oder zuviel organisch gebundener Stickstoff mineralisiert wurde, kann auf diesen Standorten schon in solchen Tiefen unwiederbringlich ausgewaschen werden, die bei tiefgründigeren Böden noch von Pflanzenwurzeln erwachsen werden können.

Wenn Landwirte mit dem Ziel, rentablen Ackerbau zu betreiben, auf flachgründigen Standorten mit ähnlichem pflanzenbaulichem Management und Stickstoff-Überschüssen wirtschaften wie auf tiefgründigen Böden, treten deshalb in der Regel höhere Nitrat-Auswaschungsverluste auf. Diese können zwar durch möglichst bedarfsgerechte Wahl des Zeitpunkts der Düngung und der Menge des ausgebrachten Düngers sowie durch die Art, den Zeitpunkt, die Tiefe und die Intensität der Bodenbearbeitung verringert werden. Angesichts der teils relativ schweren Oberböden und der geringen Niederschläge ist es jedoch nur mit Einschränkungen erreichbar, dass Nitrat-Stickstoff während der Vegetationsperiode stets vollständig von den Pflanzen aufgenommen wird. Zudem besteht ein Risiko, dass Zwischenfrüchte bei geringen Niederschlagsmengen im September und Oktober keine ausreichend wüchsigen Bestände bilden und entsprechend hohe Stickstoffmengen binden. Eine Verlegung der Pflugfurche bzw. der Aussaat von Getreide in den Spätherbst oder Winter auf relativ schweren Böden ist darüber hinaus nur mit entsprechendem Risiko möglich und kann dazu führen, dass nur noch eine Sommerung gedrillt werden kann.

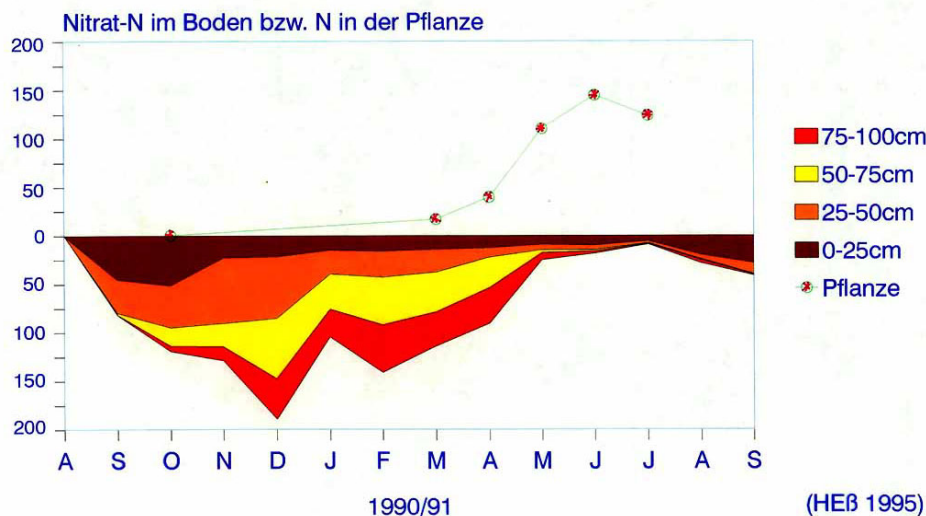
### **3.4 Übertragung relevanter Ergebnisse von Untersuchungen aus anderen Gebieten auf die Verhältnisse in Unterfranken**

Eine Übertragbarkeit von Ergebnissen, die mit Blick auf die Minimierung des Nitrataustrags ins Grundwasser in anderen Gebieten Deutschlands gewonnen wurden, ist nur begrenzt möglich. Grund dafür sind standortbedingte Besonderheiten, unter anderem solche, wie sie im vorangegangenen Kapitel kurz charakterisiert worden sind. Dennoch lassen sich Prognosen in Bezug auf das Potenzial der Grundwasserentlastung durch ökologische Anbausysteme im Vergleich zu konventionellen in Unterfranken vornehmen, soweit einzelne nitrataustragsrelevante standörtliche Parameter vergleichbar sind. Neben den abiotischen Standortfaktoren sind dabei v. a. die angewendeten acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen von überge-

ordneter Bedeutung. Hierbei sind insbesondere jene Fruchtfolgeglieder zu betrachten, bei denen das Risiko für Auswaschungsverluste besonders hoch ist.

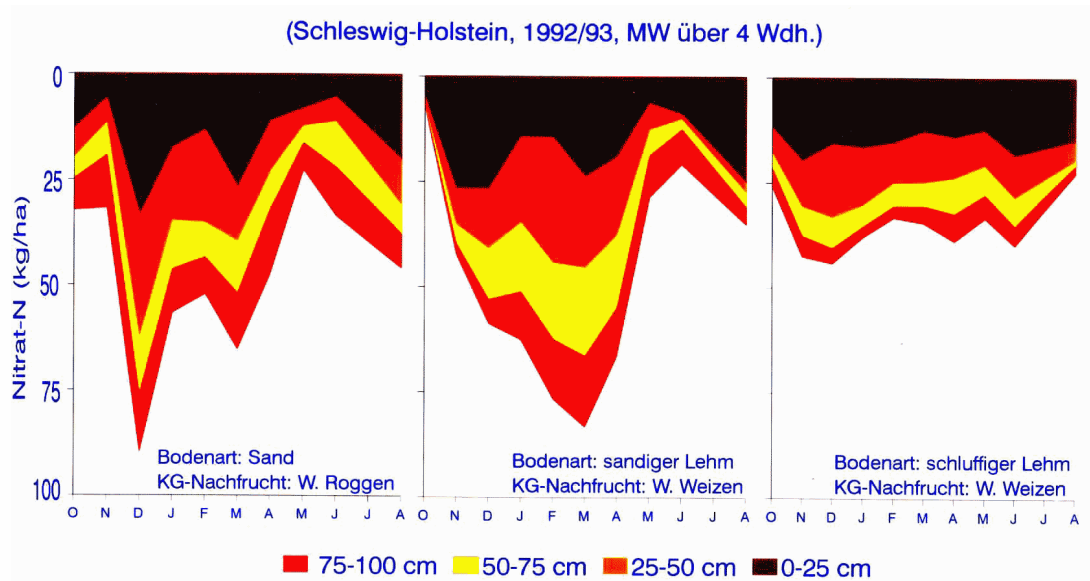
### 3.4.1 Umbruch von Klee gras

Die Höhe des Auswaschungsrisikos nach Klee gras wird entscheidend durch den Zeitpunkt der Bodenbearbeitung und die Pflugfurche bestimmt. Abbildung 6 zeigt, dass bei einem frühen Umbruch von Klee gras im August oder September Stickstoffmengen mineralisiert werden, die ein anschließend ausgesäter Winterweizen vor und während der Auswaschungsperiode in der Regel nicht mehr aufnehmen kann.



**Abb. 6: Stickstoff-Freisetzung unter und Stickstoff-Aufnahme in kg/ha von Winterweizen nach Klee gras nach „betriebsüblichem“ Umbruch im September**

Wie viel Stickstoff mineralisiert wird und wie schnell er verlagert wird, hängt jedoch auch von der Bodenart und den klimatischen Bedingungen ab. In Abbildung 7 wird die Stickstoff-Dynamik nach dem Anbau von mehrjährigem Klee gras für verschiedene Standorte dargestellt. Auf auswaschungsgefährdeten Sandböden und sandigen Lehm Böden werden nach der Aussaat von Wintergetreide deutlich höhere Mengen an Stickstoff mineralisiert und mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten verlagert als in schwereren Böden. In diesen wird wegen der schlechteren Belüftung weniger Stickstoff mineralisiert und auch weniger schnell in tiefere Schichten verlagert. Die Intensität der Mineralisation wird in allen Fällen auch durch die Temperatur beeinflusst: Höhere Temperaturen erhöhen die Aktivität von Bodenmikroorganismen und damit auch die Mineralisation. Daraus kann für flachgründige Standorte gefolgert werden, dass neben der Mächtigkeit der Bodenauflage auch die Bodenart für die Höhe des Auswaschungsrisikos entscheidend sind. Bei einer geringmächtigen Bodenauflage (ca. < 0,5 m) muss auch auf mittleren und schwereren Böden mit teils beträchtlichen Auswaschungsverlusten gerechnet, wenn Klee gras im September umgebrochen z. B. Winterweizen ausgesät wird. Derartige Verluste lassen sich jedoch durch folgende Maßnahmen verringern bzw. vermeiden.



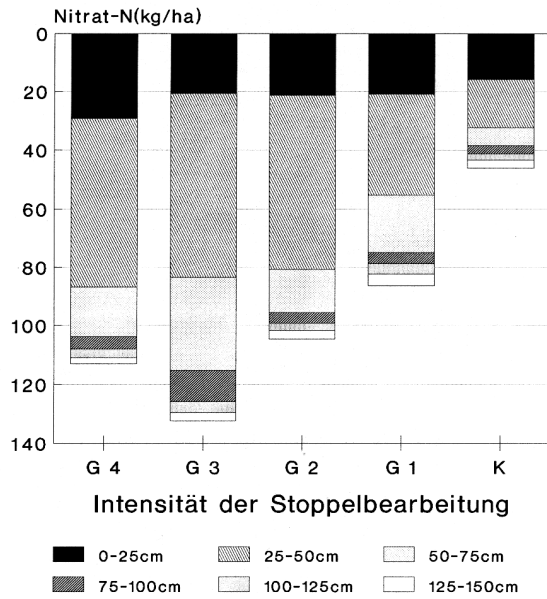
**Abb. 7: Stickstoff-Dynamik unter Wintergetreide nach mehrjährigem Feldfutterbau in Abhängigkeit vom Standort (Bodenart) bei frühem Klee grasumbruch (FAßBENDER et al. 1994)**

In einem ersten Schritt kann die Stoppel- bzw. Bodenbearbeitung zwischen dem letzten Schnitt des Klee grasses und der Winterweizenaussaat verändert werden. Nicht die Wahl des Gerätes ist hier entscheidend, sondern der Zeitpunkt, die Intensität und die Häufigkeit der Bodenbearbeitung. Wird bei einem völligen Verzicht auf das Grubbern vor dem Umbruch der Aufwuchs gemulcht oder abgefahren, kann auf diesem Wege das Einarbeiten von grüner Substanz weitgehend vermieden werden. Sind im Klee gras Anteile von Luzerne enthalten, ist jedoch dafür zu sorgen, dass die Pflanzen abgetötet werden. Bei Rotklee sind keine Probleme zu erwarten. Welche Wirkungen bereits durch den Verzicht auf mehrfaches Grubbern vor einem Klee grasumbruch Mitte Oktober erzielt werden können, ist in Abbildung 8 und 9 dargestellt. Auf diese Weise werden nennenswerte Mengen an Stickstoff nicht vor, sondern erst im Verlauf der Auswaschungsperiode mineralisiert.

Eine weitere Verbesserung wird erreicht, wenn der Umbruchtermin in den Spätherbst oder Winter verlegt wird. In Abbildung 10 sind drei Alternativmöglichkeiten zum frühen Umbruch und anschließender Winterweizenaussaat schematisch dargestellt, die sich hierzu anbieten.

In Variante zwei erfolgt der Umbruch nach dem dritten Schnitt und es wird anschließend eine Zwischenfrucht angebaut, die bis zur Aussaat des Winterweizens im November den mineralisierten Stickstoff aufnehmen kann. In der dritten Variante wird ein vierter Schnitt abgefahren und der Umbruchzeitpunkt in den November verschoben, sodass in Folge der niedrigeren Temperaturen geringere Stickstoffmengen mineralisiert werden. In der vierten Variante wird der Umbruch im Frühjahr mit anschließender Aussaat von Sommerweizen dargestellt.

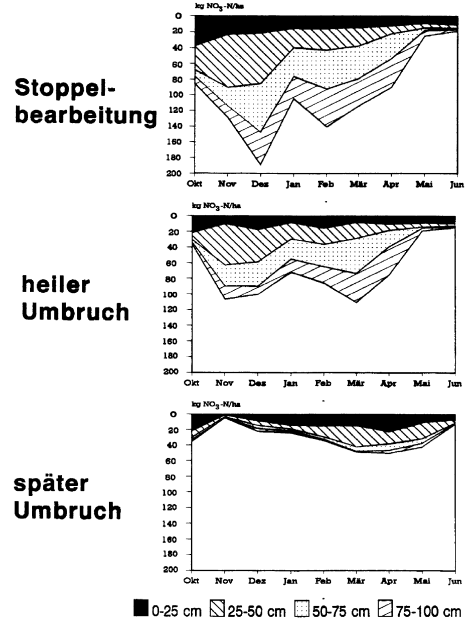




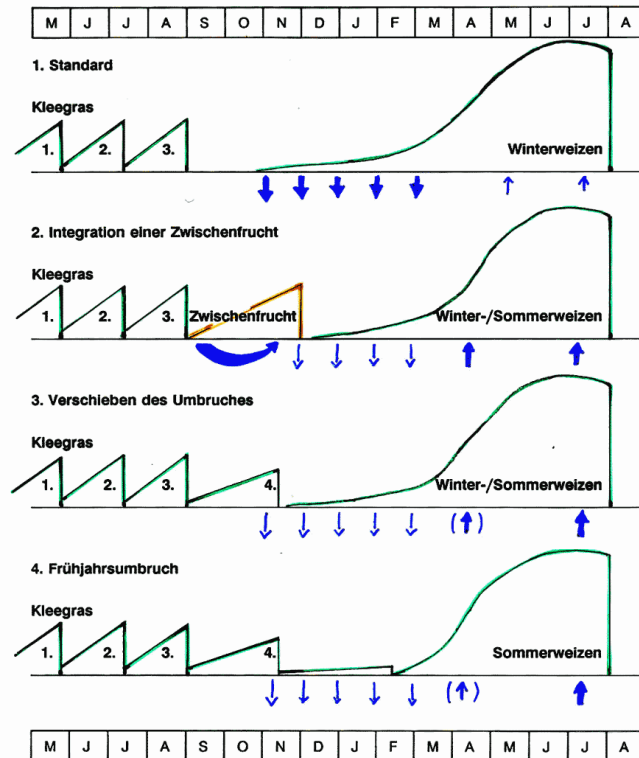
Heß, Roth, Pauly 1991

**Abb. 8: Nitratfreisetzung nach Klee grasumbruch in Abhängigkeit von der Bearbeitungsintensität (HEß et al. 1992)**

Bodenart: schluffiger Lehm  
Versuchsjahr: 1990/91



**Abb. 9: Einfluss der Anbauverfahren auf die Stickstoff-Dynamik unter Winterweizen nach Klee grasumbruch auf einem schluffigen Lehm (HEß et al. 1992)**



**Abb. 10 Variationen des Anbauverfahrens Winterweizen (HEß 1989)**

(Erläuterung/Abkürzungen: grün: Biomassezuwachs qualitativ, blau: N-Flüsse qualitativ; 4-maliges Grubbern (G4); 3-maliges Grubbern (G3); 2-maliges Grubbern (G2); 1-maliges Grubbern (G1); Umbruch ohne vorheriges Grubbern (K); Grubbern jeweils in Intervallen von ca. 10 Tagen vor dem Pflugtermin Mitte Oktober)

Der späte oder Frühjahrsumbruch von Klee gras empfiehlt sich vor allem für stark auswaschungsgefährdete leichte bis mittlere Böden, bei denen die Befahrbarkeit gegen Ende des Winters in der Regel gegeben und eine zufrieden stellende Saatbeetbereitung bereits möglich ist. Auf schweren flachgründigen Böden ist von Fall zu Fall nach optimalen Lösungen zu suchen. Diese Böden sind vor allem deshalb auswaschungsgefährdet, weil das kurze Zeitfenster, in denen sie befahr- und bearbeitbar sind, aus Sicht des Wasserschutzes nicht immer zum optimalen Zeitpunkt liegt. Zudem wirkt sich Frostgare positiv auf die Bodenstruktur und die Saatbeetqualität aus, weshalb Landwirte einen frühen Umbruch bevorzugen, da ansonsten das Risiko besteht, die Flächen erst im Frühjahr umbrechen zu können.

Ein später Umbruch führt vor allem auf mittleren und schweren Böden zudem infolge von Saatzeiteffekten zu Ertragsrückgängen von ca. zehn Prozent in der Folgekultur. Dieser Rückgang wird jedoch in der Regel durch höhere Erträge in der weiteren Fruchtfolge (z. B. bei Winterroggen und Hafer) kompensiert, da es bei diesen Kulturen zu einer Umkehrung des Effekts und zu deutlich besseren Erträgen kommt. Ein positiver Stickstoff-Effekt des späten Umbruchs konnte noch bei der dritten Nachfrucht festgestellt werden.

Zur Verminderung des Austragsrisikos ist auf auswaschungsgefährdeten Standorten beim Anbau von Klee gras des Weiteren die Abfuhr des Aufwuchses gegenüber dem Mulchen zu bevorzugen. Dies gilt insbesondere für relativ niederschlagsreiche Sommer, in denen sich gute Pflanzenbestände entwickeln können. Öko-Landwirte, die viehlos wirtschaften, müssten in diesem Falle im Zuge überbetrieblicher Zusammenarbeit für eine Verwertung des Aufwuchses in der Tierhaltung oder in einer Biogasanlage sorgen.

Neben dem Verzicht auf vorheriges Grubbern und einer späten Pflugfurche hilft auch eine Veränderung der Fruchtfolge, Nitratauswaschungen zu vermeiden. So kann Winterweizen nach Klee gras bei frühem Umbruch durch Wintertraps, bei spätem oder Frühjahrs umbruch durch Hafer, Kartoffeln oder Mais ersetzt und erst danach Winterweizen angebaut werden.

Werden mit den beschriebenen Maßnahmen die Auswaschungsverluste nach dem Klee gras umbruch minimiert, ist jedoch nach der ersten Folgekultur ebenfalls eine Vorgehensweise zu wählen, durch die mineralisierter Stickstoff vor der Auswaschungsperiode wieder von der Folgekultur oder einer Zwischenfrucht aufgenommen werden kann. Insbesondere bei einer intensiven Stoppelbearbeitung zur Queckenbekämpfung nach der Ernte ist eine stark zehrende Zwischenfrucht zu etablieren. Noch günstiger ist es, die Queckenbekämpfung auf leichten bis mittleren Standorten in das Frühjahr zu verlegen und eine Sommerung zu drillen. Diese Vorgehensweise hat sich auf auswaschungsgefährdeten Standorten in Niedersachsen bewährt. Einkommensverluste, die durch den Anbau von Sommerungen auch im ökologischen Landbau wahrscheinlich sind, wären durch entsprechende Ausgleichszahlungen abzugelten.

### **3.4.2 Nacherntemanagement nach Körnerleguminosen, Kartoffeln, Raps und Mais**

Nach der Rapsernte oder nach einem frühen Erntetermin von Körnerleguminosen oder Silomais vor Mitte September sollte unmittelbar im Anschluss eine stark zehrende Zwischenfrucht angebaut werden. Erfolgt die Ernte von Körnerleguminosen oder von Körnermais erst in der zweiten Septemberhälfte oder später, wenn in der Folge die Entwicklung eines ausreichenden Zwischenfruchtbestandes unsicher oder unwahrscheinlich ist, sollte möglichst lange

auf Bodenbearbeitungsmaßnahmen verzichtet werden und eine Stoppelbearbeitung oder ein Umbruch frühestens Mitte oder Ende November erfolgen.

Bei Kartoffeln sollten auf auswaschungsgefährdeten Standorten nur solche Sorten angebaut werden, die spätestens in der ersten Septemberhälfte gerodet werden können, damit danach auf jeden Fall noch ein ausreichender Zwischenfruchtbestand etabliert werden kann. Denn die intensive Bodendurchlüftung bei der Kartoffelernte regt die N-Mineralisierung an und führt damit zu Auswaschungsverlusten, wenn der lösliche Stickstoff vor der Auswaschungsperiode nicht von Zwischenfrüchten aufgenommen wird.

Sind stark auswaschungsgefährdete Standorte für die Trinkwasserversorgung von besonderer Bedeutung und sollen Auswaschungsverluste völlig ausgeschlossen werden, empfiehlt sich deren Nutzung als ökologisch bewirtschaftetes Grünland. Dann können die Einträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung auf das erreichbare Minimum reduziert werden. Gleichzeitig kann sichergestellt werden, dass die Grundwasserneubildungsrate höher bleibt als im Falle einer Aufforstung.

### **3.4.3 Exemplarische Darstellung erfolgreicher Modelle grundwasserschonender ökologischer Bewirtschaftung**

Das von den landwirtschaftlichen Rahmenbedingungen am ehesten vergleichbare Modell grundwasserschonender ökologischer Bewirtschaftung stellt die Bewirtschaftung des Wassergutes Canitz dar. Wassergut Canitz wurde 1992 von den Kommunalen Wasserwerken Leipzig erworben und auf ökologische Wirtschaftsweise umgestellt. Das Wassergut deckt mit seiner Fläche von knapp 1.000 Hektar etwa ein Viertel des Trinkwasserschutzgebietes „Mittlere Mulde“ ab (siehe auch Fallbeispiele in AGÖL & BUND 1997).

Die in der Flussniederung gelegenen Auelehmböden werden vorwiegend als Grünland, die höher gelegenen, auswaschungsgefährdeten Sandlößböden ackerbaulich genutzt. Der Tierbesatz wurde auf etwa 0,1 GV/ha zurückgeführt. Der Leguminosenanteil liegt bei rund einem Drittel. Der mittlere Jahresniederschlag liegt bei etwa 600 mm und die Jahresdurchschnittstemperatur bei 8,9 °C. Der Grundwasserflurabstand beträgt 1 bis 13 m und die nutzbare Feldkapazität zwischen 160 und 520 mm (Jäger et al. 2001). An der standörtlichen Charakterisierung wird deutlich, dass eine hohe Übereinstimmung mit jenen Gebieten der südöstlichen Landeshälfte Unterfrankens gegeben ist.

Die Wirksamkeit der eingeschlagenen Maßnahmen, also die Umstellung auf ökologische Wirtschaftsweise in Bezug auf die Minimierung des Nitrataustrages ins Grundwasser, wird auf dem Wassergut Canitz im Rahmen von engmaschigen wissenschaftlichen Untersuchungen begleitet, so dass ein großer Fundus an publizierten Daten vorliegt. In Kapitel 2 wurden bereits Daten von Kolbe (2000) in aggregierter Form vorgestellt, in die zahlreiche Untersuchungsergebnisse von Wassergut Canitz eingeflossen sind.

Zusammenfassend belegen die Untersuchungen zum ökologischen Landbau im Wassergut Canitz eine deutliche Abnahme der potenziellen Nitrataustragsgefährdung durch das Sickerwasser, die sich aus dem Verzicht auf mineralische Stickstoffdünger, der reduzierten Zufuhr organischer Dünger sowie der verbesserten Nährstoffverwertung und dem intensiven Zwischenfruchtanbau ergibt (siehe Abbildung 4 oben, Jäger et al. 2001, Kolbe 2000, Kolbe et al. 1999, AGÖL & BUND 1997).

### **3.5 Beispielhafte Aufführung grundwasserschonender Maßnahmen in konventionellen Anbausystemen**

Ziel der vorliegenden Arbeit ist es aufzuzeigen, welchen Beitrag der Öko-Landbau zur Minimierung des Nitrataustrags ins Grundwasser leisten kann. Entsprechend spielen bei der vorliegenden Studie Maßnahmen zur Reduktion des Nitrataustrages, welche auch im konventionellen Anbau zum Tragen kommen können, eine untergeordnete Rolle. Der Vollständigkeit halber sollen an dieser Stelle erfolgversprechende Möglichkeiten der Minimierung des Nitrataustrages ins Grundwasser cursorisch und nur beispielgebend aufgeführt werden. Anders als im ökologischen Landbau, wo viele Aspekte einer grundwasserschonenden Landbewirtschaftung bereits integraler Bestandteil des Systems sind, verursachen Maßnahmen zum Grundwasserschutz für konventionelle Landwirte – soweit sie über die gute fachliche Praxis hinaus gehen – wirtschaftliche Nachteile, die entsprechend finanziell auszugleichen sind. Demgemäß sind Maßnahmen des Grundwasserschutzes im konventionellen Landbau entweder im Rahmen von Gesetzen wie z. B. der Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung (SchALVO) in Baden-Württemberg eingebunden oder aber freiwillige Vereinbarung z. B. mit den Wasserversorgern. Da derartig veranlagte Maßnahmen über der guten fachlichen Praxis liegen, müssen sie – im Gegensatz zu den im ökologischen Landbau per se integrierten Aspekten – mit einem mehr oder minder hohen administrativen Aufwand überprüft werden.

Folgende Maßnahmen bieten sich beispielsweise an, um in rechtlichen Regelungen oder freiwilligen Vereinbarungen eingesetzt zu werden:

- Überführung von besonders sensiblen Flächen in extensiv bewirtschaftetes Grünland. Diese Maßnahme ist sehr effektiv im Blick auf den Schutz des Grundwassers vor Einträgen von Nitrat. Sie kann jedoch auch mit hohen wirtschaftlichen Einbußen für den Landwirt einhergehen.
- Der Anbau von Zwischenfrüchten mit dem Ziel, überschüssig vorhandenen Stickstoff im Pflanzenaufwuchs während der Herbst- und Wintermonate zu binden.
- Die Extensivierung von Fruchtfolgen, wobei bestimmte Kulturen mit hohem Nitratauswaschungspotenzial wie z. B. Raps nur noch eingeschränkt oder nicht mehr angebaut werden dürfen.
- Begrenzung des Anbaus von Leguminosen.
- Die zeitliche und/oder mengenmäßige Beschränkung der Ausbringung von Düngern (Wirtschafts- und Mineraldünger).
- Einschränkung von Bodenbearbeitungsmaßnahmen (z. B. Umbruchtermin).
- Die Festlegung von Maximalflächensalden für Stickstoff.

Neben den hier beispielhaft vorgestellten acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen des Grundwasserschutzes in Kooperation mit Landwirten werden auch Flächenaufkäufe bzw. langfristige Flächenpachten durchgeführt, um besonders sensible Gebiete längerfristig aus der landwirtschaftlichen Produktion zu nehmen.

## Zusammenfassung des vorhergehenden Kapitels

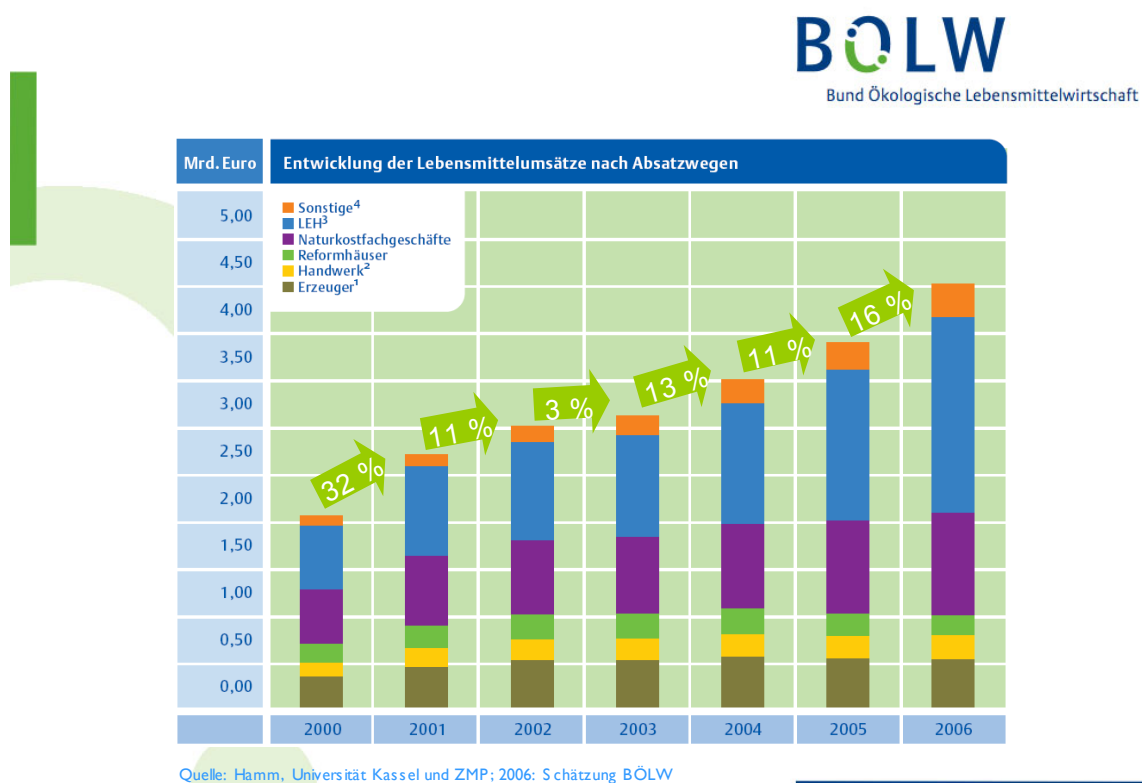
- Im Durchschnitt schneidet der ökologische Landbau hinsichtlich der Nitratauswaschung ins Grundwasser deutlich besser ab als konventionelle Verfahren.
- Die aus zahlreichen Untersuchungen abgeleitete durchschnittliche Nitratauswaschung auf ökologisch bewirtschafteten Flächen liegt im Ackerbau mit 21,9 und bei Dauergründlandnutzung mit 13 kg N je Hektar und Jahr deutlich niedriger als auf konventionell bewirtschafteten Flächen, die eine Auswaschung von 60 bzw. 31 kg je Hektar und Jahr aufweisen.
- Ursachen für die günstige Einschätzung des Öko-Landbaus bezüglich des Nitrataustrags: geringere Stickstoffzufuhr, niedrigere N-Salden, bessere Nährstoffverwertung, veränderte Stickstoffdynamik im Boden, das Kompensationsvermögen von Leguminosenbeständen bezüglich pflanzenverfügbarer N-Reserven, geringeres Verlagerungspotenzial von in organischer Form verabreichtem Stickstoff sowie erhöhte N-Retention in der Ackerkrume durch geringfügige Anhebung der Humusgehalte und ein erweitertes C/N-Verhältnis des Bodens.
- Nach Umstellung auf ökologischen Landbau kommt es i. d. R. innerhalb weniger Jahre zu einer Abnahme der Stickstoffverluste auf den betreffenden Flächen.
- Bedingt durch den Verzicht des Zukaufs mineralischen Stickstoffs haben Öko-Landwirte ein hohes Eigeninteresse, Verluste desselben zu vermeiden, da dieser im Öko-Betrieb im Vergleich zum konventionellen Anbau monetär um ein vielfaches höher zu bewerten ist.
- Trotz der insgesamt deutlich günstigeren Einschätzung des Öko-Landbaus bezüglich des Nitrataustrags im Vergleich zu konventionellen Verfahren besteht auch im Öko-Landbau ein Risiko grundwasserbelastender Nitratauswaschung. Ein solches Risiko kann vor allem die Bodenbearbeitung nach Leguminosen und Hackfrüchten im zeitigen Herbst sowie der Einsatz von Wirtschaftsdüngern darstellen, wenn es nicht gelingt den mineralisierten Stickstoff durch die Etablierung einer Folgekultur oder Zwischenfrucht wieder zu binden. Diesem Risiko kann der Öko-Landwirt durch Optimierung des Stickstoffmanagements begegnen.
- Sollen auf auswaschungsgefährdeten, für die Trinkwasserversorgung aber gleichzeitig sehr wichtigen Standorten Auswaschungsverluste sehr stark minimiert werden, empfiehlt sich deren Nutzung als ökologisch bewirtschaftetes Grünland. Dann kann sowohl der Eintrag aus der landwirtschaftlichen Nutzung auf das erreichbare Minimum reduziert und gleichzeitig sichergestellt werden, dass die Grundwasserneubildungsrate höher bleibt als im Falle einer Aufforstung.
- Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der ökologische Landbau Leitbildcharakter für einen integrierten Gewässerschutz hat und sich durch hohe Zielkonformität mit der Wasserwirtschaft auszeichnet. Denn aufgrund der Begrenzung von Tierbesatz und Nährstoffimporten in Kombination mit den hohen Kosten für den Zukauf von Düngemitteln besteht einerseits ein starkes systemimmanentes Bestreben der Öko-Landwirte, Stickstoffverluste zu vermeiden, während andererseits die Wasserwirtschaft darauf zielt, eine möglichst geringe Grundwasserbelastung mit Nitrat zu gewährleisten.
- In großen Teilen Unterfrankens herrschen besondere klimatische wie hydrogeologische Standortbedingungen vor, die ein höheres Nitratauswaschungspotenzial mit sich bringen. In diesen Gebieten ist darauf zu achten, dass die dargestellten acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen eines sorgsamem Stickstoffmanagements befolgt werden.
- Als Modell für die erfolgreiche Einführung einer grundwasserschonenden ökologischen Bewirtschaftung bei vergleichbaren standörtlichen Bedingungen kann das Wassergut Canny in Sachsen betrachtet werden. Die sehr gut untersuchten und publizierten Resultate belegen die Abnahme der potenziellen Nitrataustragsgefährdung durch das Sickerwasser.



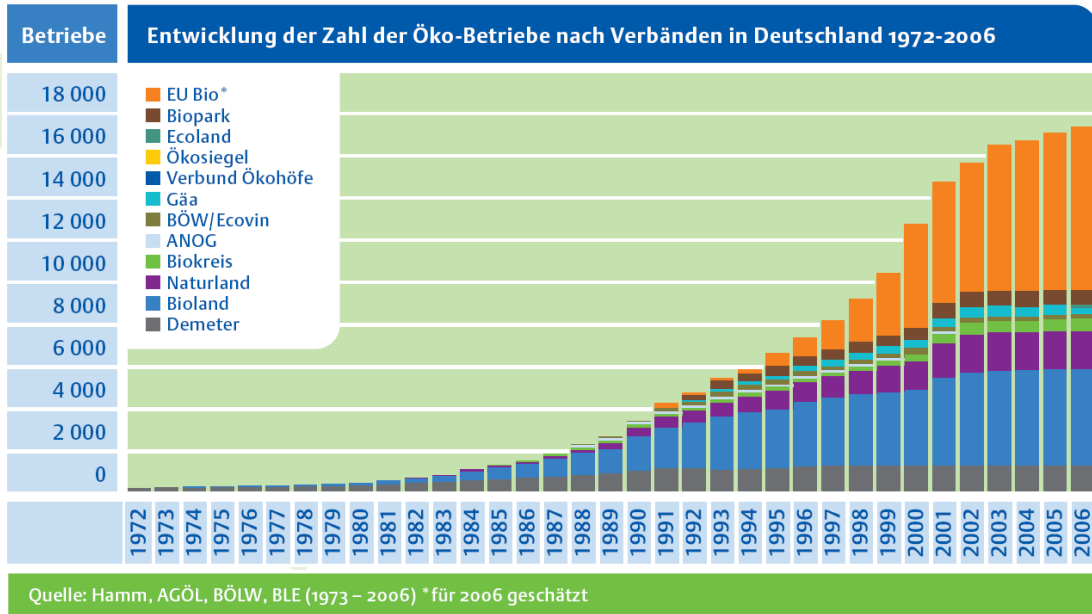
## 4 Skizze für eine Kampagne Ökologischer Landbau in Unterfranken

### 4.1 Marktsituation

Mittlerweile ist unumstritten, dass der Markt für Öko-Produkte rasant wächst und dies nicht eine kurzfristige Erscheinung, sondern vielmehr ein langfristiger Trend ist. Die folgende aktuelle Grafik des Bundes Ökologische Lebensmittelwirtschaft, die auf der BioFach im Februar 2007 veröffentlicht wurde, zeigt das Wachstum der letzten Jahre:



Leider geht diese Entwicklung nicht mit einem entsprechenden Wachstum der ökologisch bewirtschafteten Fläche in Deutschland einher. Die folgende Grafik macht deutlich, dass das Wachstum der ökologisch bewirtschafteten Fläche in Deutschland erheblich verhaltener verläuft und nicht parallel zum Absatz von Öko-Produkten.



Dies führt zu der Situation, wie sie von populären Medien kommuniziert wurde: Das Angebot an Öko-Produkten wird der Nachfrage nicht gerecht.

## Der Markt ist da...

**DER TAGESSPIEGEL** online

Startseite | Archiv | Abonnement | Anzeigen | E

Ressorts: **Wirtschaft**

Schlagzeilen

Tagesinhalt: **Biofleisch wird knapp**

Fragen des Tages

### Alles öko? Bio-Ware wird knapp



(Bild: hr)

**Video**

Bio-Kartoffeln werden knapp

Aufgepaßt, die Kartoffeln werden knapp. Das gilt wohl erst mal nur für die Bio-Kartoffeln. Aber selbst das hätte doch vor zwei Jahren niemand für möglich gehalten. Doch nun ist der Bio-Zug ins Rollen gekommen und er fährt so schnell, dass gar nicht alle aufspringen können. Die Politik hat ganz offenbar den Anschluß verpasst.

HANDELSBLATT, Freitag, 5. Januar 2007, 21:41 Uhr  
Trend verschlafen

### Bio-Produkte werden knapp

Die Bauern und Händler haben sich von dem Ansturm auf Bio-Produkte überrennen lassen. Der Trend zu ökologischen Lebensmitteln ist zwar nicht neu und ein Markt ist schon länger vorhanden, aber trotzdem haben deutsche Bauern ihre Chance verschlafen. Nun drohen leere Regale.

**tagesschau.de**

ARD Home | Nachrichten | Sport | Börse | Ratgeber | Boulevard | K

01.03.2007 | tagesschau.de | Wirtschaft | Bio-Produkte

Startseite

Inland

Ausland

**Wirtschaft**

Regional

Wetter

Sendungen

Livestream: tagesschau 14:00 Uhr

Letzte Sendung: tagesschau 10:00 Uhr

**Wirtschaft**

Die Nachfrage ist größer als das Angebot

**Engpass bei Bio-Produkten**

Viele haben es vor Jahren prophezeit - die Biobranche wird wachsen, die Nachfrage steigen. Nun ist der Boom da, in vielen Supermärkten gibt es Engpässe bei Bio-Produkten. Davon profitieren nun viele ausländische Lieferanten, die zum Teil zu überhöhten Preisen die Waren nach Deutschland liefern.

## 4.2 Umstellungshindernisse

Als Gründe für diese Diskrepanz lassen sich Hindernisse auflisten, die konventionelle Landwirte daran hindern, auf ökologischen Landbau umzustellen und die Nachfrage nach Öko-Produkten zu befriedigen:

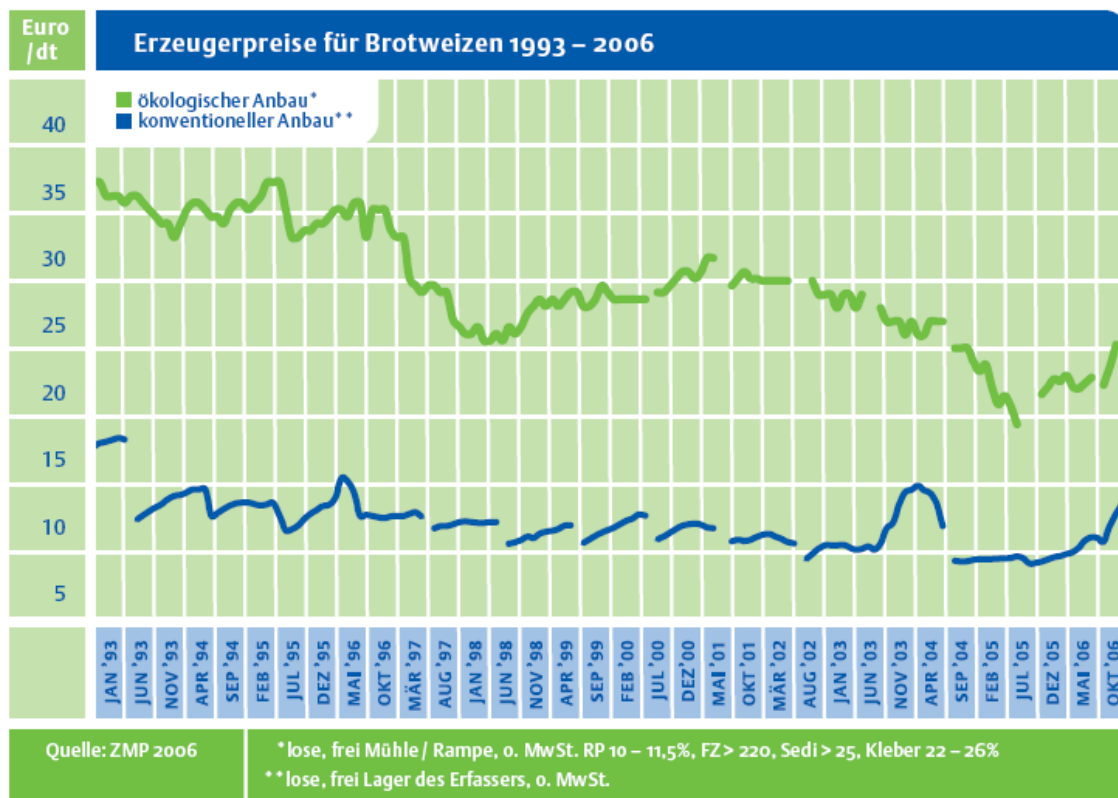
### 1. Gute Preise für konventionelle Produkte

Nicht zuletzt durch Flächenkonkurrenz mit nachwachsenden Rohstoffen bzw. Energiepflanzen sind in den letzten Jahren die Preise für konventionelle Produkte wieder gestiegen, so dass der wirtschaftliche Druck, nach Bewirtschaftungsalternativen zu suchen, nachgelassen hat.

Die folgende Grafik des BÖLW verdeutlicht, dass ...

... der Preis für Öko-Brotweizen in den letzten Jahren gesunken ist und sich erst in letzter Zeit wieder „erholt“.

... auch der Preis von konventionellem Brotweizen steigt.



### 2. Zu geringe Förderung insbesondere der Umstellung

Insbesondere die Phase der Umstellung auf ökologischen Landbau ist betriebswirtschaftlich eine sehr schwierige Zeit: Mindererträgen und erhöhtem Aufwand stehen noch keine entsprechend besseren Preise gegenüber, da die so erzeugten Produkte noch nicht als Öko-

Ware vermarktet werden können. Vor diesem Hintergrund ist es ein ungünstiges Signal der Politik, wenn die Förderungsprämien gesenkt werden.

### 3. Unsicherheiten bei der Vermarktung

Für die Erzeugnisse des ökologischen Landbaus müssen gezielt Vermarktungskanäle erschlossen werden, über die der Landwirt entsprechend höhere Preise erzielen kann. Dabei geht es nicht nur darum, den entsprechenden Handelspartner zu akquirieren, sondern auch eine Kette von Verarbeitung und Logistik aufzubauen, die die Produkte in den Handel bringt.

### 4. Informationsdefizite

Häufig gibt es noch Informationsdefizite, die Landwirte, aber auch Verarbeitungsunternehmen davon abhalten, den Weg in die ökologische Landwirtschaft zu finden. Beispielsweise gilt es aufzuzeigen, wie dem Unkrautdruck mit ökologischen Möglichkeiten begegnet werden kann und trotzdem ausreichend hohe Erträge erzielt werden können, um betriebswirtschaftlich sinnvoll arbeiten zu können. Verarbeitungsunternehmen müssen beispielsweise über die Warenbeschaffung von Zutaten informiert werden oder über den Umgang mit den entsprechenden Auflagen hinsichtlich des Verzichts auf Zusatzstoffe.

### 5. Engpässe bei der Verarbeitung

Herausragendes Beispiel ist hier die ökologische Verarbeitung von Milch, die nur mit einer entsprechend positionierten Molkerei möglich ist. Wenn diese Molkerei in der Region nicht vorhanden ist, muss Milch konventionell vermarktet werden, obwohl sie auf dem Betrieb ökologisch zertifiziert erzeugt wurde.

### 6. Wechselhaftes Image des Öko-Landbaues

Zum Teil fehlt das Vertrauen darin, dass das derzeit sehr gute Image der Öko-Landwirtschaft stabil bleibt. So erinnert man sich noch daran, dass nach dem Nitrofen-Skandal die Märkte insbesondere im Handel sehr stark eingebrochen sind und das Vertrauen in die Öko-Landwirtschaft kurzfristig sehr stark gesunken ist.

### 7. Geringe Risiko- und Innovationsbereitschaft

Die Umstellung auf ökologischen Landbau erfordert unternehmerisches Handeln sowie Risikobereitschaft, was bei bisher festen Abnahmestrukturen in der konventionellen Landwirtschaft nicht immer gefördert wurde.

## 4.3 Instrumente zum Abbau der Hindernisse

Folgende Abbildung ordnet den verschiedenen Umstellungshindernissen jeweils Instrument zu, mit denen die Hindernisse beseitigt werden können:

# Abbau der Umstellungshindernisse

- **Gute Preise für konventionelle Produkte**
  - Noch bessere Preise für Öko-Ware
  - Diskussion über Nachhaltigkeit der Preise
- **(zu) Geringe Förderung insbesondere der Umstellung**
  - Vermarktungsförderung bei Umstellungsware
  - Zusätzliche Förderung bei wasserschutzrelevanten Auflagen
- **Unsicherheiten bei Vermarktung**
  - Akquisition von Handelsunternehmen
  - Aufbau einer Vermarktungskette
  - Absatzförderung über Öffentlichkeitsarbeit
- **Informationsdefizite**
  - Erstinformation: Faltblatt und Fortbildungsveranstaltungen
  - Fortgeschrittene: Betriebsbesuche und Beratung
- **Engpässe bei Verarbeitung**
  - Akquisition von Verarbeitungsunternehmen
  - Weiterbildungsangebote (Rechtliche Rahmenbedingungen, Beschaffung, Technologien)
- **Wechselhaftes Image des Öko-Landbau (nach BSE als Leitbild, nach Nitrofen als Buhmann)**
  - Mittels Öffentlichkeitsarbeit positives, aber realistisches und nicht diskriminierendes Image des Öko-Landbaus zeichnen
- **Geringe Risiko- und Innovationsbereitschaft**
  - Mit Kampagne „Der Bio-Zug fährt ab, entweder mit oder ohne Euch“ klares Signal setzen

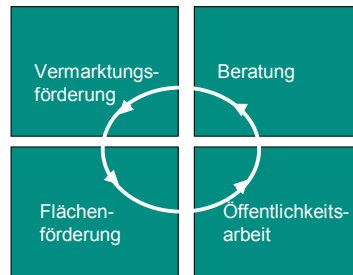


## 4.4 Aufbau einer Kampagne

Als vier Elemente einer Kampagne lassen sich nennen:

1. Vermarktungsförderung
2. Beratungsförderung
3. Flächenförderung
4. Öffentlichkeitsarbeit

## Bausteine einer Kampagne



Ein „Kampagnenkatalysator“ muss Massnahmen und Akteure verbinden



Die folgende Tabelle ordnet den Umstellungshindernissen geeignete Instrumente zu deren Behebung zu und definiert die jeweilige Zugehörigkeit zu einem Kampagnenbaustein:

## Abbau der Umstellungshindernisse/Zuordnung zu Kampagnenbausteinen

- **Gute Preise für konventionelle Produkte**
  - Noch bessere Preise für Öko-Ware (**Vermarktungsberatung**)
  - Diskussion über Nachhaltigkeit der Preise (**Öffentlichkeitsarbeit**)
- **(zu) geringe Förderung insbesondere der Umstellung**
  - Vermarktungsförderung bei Umstellungsware (**Vermarktungsberatung**)
  - Zusätzliche Förderung bei wasserschutzrelevanten Auflagen (**Flächenförderung**)
- **Unsicherheiten bei Vermarktung**
  - Akquisition von Handelsunternehmen (**Vermarktungsberatung**)
  - Aufbau einer Vermarktungskette (**Vermarktungsberatung**)
  - Absatzförderung über Öffentlichkeitsarbeit
- **Informationsdefizite**
  - Erstinformation: Faltblatt und Fortbildungsveranstaltungen (**Beratung**)
  - Fortgeschrittene: Betriebsbesuche und Beratung (**Beratung**)
- **Engpässe bei Verarbeitung**
  - Akquisition von Verarbeitungsunternehmen (**Vermarktungsberatung**)
  - Weiterbildungsangebote (Rechtliche Rahmenbedingungen, Beschaffung, Technologien) (**Beratung**)
- **Wechselhaftes Image des Öko-Landbau (nach BSE als Leitbild, nach Nitrofen als Buhmann)**
  - Wechselhaftes Image des Öko-Landbau (nach BSE als Leitbild, nach Nitrofen als Buhmann) (**Öffentlichkeitsarbeit**)
  - Mittel Öffentlichkeitsarbeit positives, aber realistisches und nicht diskriminierende Image des Öko-Landbau zeichnen (**Öffentlichkeitsarbeit**)
- **Geringe Risiko- und Innovationsbereitschaft**
  - Mit Kampagne „Der Bio-Zug fährt ab, entweder mit oder ohne Euch“ klares Signal setzen (**Öffentlichkeitsarbeit**)



## 5 Skizze eines Einstiegs in einer Beispielsregion in Unterfranken

### 5.1 Projektphasen

Für die erfolgreiche Umstellung auf ökologischen Landbau hat die erfolgreiche Vermarktung der Produkte entscheidenden Impulscharakter. Zwar sind alle Instrumente grundsätzlich gleichgewichtig anzuwenden, **in der zeitlichen Abfolge gilt es jedoch zuerst, den Absatz der Produkte zu sichern.**

In der jetzigen Phase lässt sich nur die nächste Phase der Konzeption planen und kalkulieren.

Projektschritt	Beschreibung	Laufender Projektmonat
<b>I. Start- und Strukturphase</b>		
1. Möglichkeitsstudie	Im Rahmen einer Studie wird belegt, dass die Umstellung auf ökologischen Landbau ein effizienter Beitrag zum Grundwasserschutz ist. Zudem wird skizziert, welche Instrumente eine Kampagne „Wasserschutz durch Ökologischen Landbau“ beinhaltet.	-6 bis -1
2. Workshop zur Bewertung der Ergebnisse der Studie	Im Rahmen eines eintägigen Workshops mit den Autoren der Studie, Vertretern der Wasserwirtschaft sowie Beratern werden die Ergebnisse der Studie diskutiert und bewertet.	-1
<b>3. Startsignal</b>	<b>Regierung von Unterfranken gibt Startsignal auf der Basis der Möglichkeitsstudie, indem erklärt wird, dass ein Pilotprojekt „Wasserschutz durch Ökologischen Landbau“ durchgeführt wird und dass grundsätzliche Bereitschaft besteht, dieses Pilotprojekt finanziell zu unterstützen.</b>	<b>0</b>
4. Struktur und Ansprechpartner festlegen	Es gilt, einen zentralen Ansprechpartner für das Projekt zu benennen, bei dem „die Fäden zusammenlaufen“ und die Rollen festzulegen, die weitere Beteiligte wie z. B. externe Dienstleister in dem Projekt haben sollen. Außerdem muss eine Struktur für das Projekt definiert werden, indem Entscheidungsprozesse und Formen der Mitwirkung der Akteure beschrieben werden.	
5. Benennung der Beispielsregion	Eine Beispielsregion für das Pilotprojekt wird benannt, in der es relevante Probleme der Wasserqualität gibt und die Chancen eines Vermarktungskonzepts positiv einzuschätzen sind.	1
6. Kommunikation an Akteure	Die Schlüsselpersonen in der Region werden über das Projekt informiert (Verbände, Beratung, wesentliche Marktpartner).	1
<b>Ergebnis</b>	<b>Rahmenbedingungen für das Pilotprojekt sind klar.</b>	1



Projektschritt	Beschreibung	Laufender Projektmonat
<b>II. Konzeptionsphase</b>		
1. Analyse	1. Angebot: bisheriges Angebot an Öko-Ware und Abschätzung eines potenziellen Angebots 2. Nachfrage: potenzielle Abnehmer in der Region und überregional 3. Kommunikationsstruktur: Wer sind potenzielle Akteure in einer Kampagne?	2
2. Grobe Beschreibung des Unterstützungspakets	Bevor das Gespräch mit potenziellen Abnehmern geführt werden kann, muss zumindest skizziert werden, mit welcher Unterstützung diese rechnen können, wenn sie ihre Bereitschaft zur Mitarbeit bekunden. In dem Paket sollten u. a. Unterstützung bei der Beschaffung sowie bei Werbung und Öffentlichkeitsarbeit enthalten sein.	3
3. Identifikation von Abnehmern und Verfeinerung der Beschreibung des Unterstützungspakets	Während im Arbeitsschritt 2.1. die potenziellen Abnehmer lediglich benannt werden, gilt es hier, verbindliche Zusagen über eine Zusammenarbeit zu erreichen und zu klären, welche Art der Unterstützung erforderlich ist.	4-5
4. Diskussion des Konzepts mit den Akteuren im Rahmen eines eintägigen Workshops	Im Rahmen des Workshops wird das Unterstützungspaket mit Zeit- und Finanzierungsplan vorgestellt.	5
5. Feinplanung Umsetzung mit Zeit- und Kostenplan	Die Ergebnisse der eigenen Recherchen, der Gespräche mit Abnehmern sowie des Workshops werden zum abschließenden Feinkonzept verarbeitet.	6
<b>Ergebnis/Summe</b>	<b>Verbindliche Absatzzusagen sind getroffen. Mit Feinplanung inkl. Zeit- / Kostenplan sowie Zuteilung der Verantwortlichkeiten liegt ein Vorschlag vor, wie die Nachfrage bedient werden kann.</b>	7

<b>III. Umsetzungsphase</b>		7
<p>In der Konzeptphase müssen die oben beschriebenen Instrumente zu einer Kampagne verknüpft und mit Kosten und Zeitplänen versehen werden. Aktuell lassen sich die folgenden <u>Rahmenbedingungen</u> einer Kampagne benennen:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Ausgangspunkt und Impuls muss ein <b>Ansatz einer Vermarktung</b> der ökologisch erzeugten Produkte sein, auf welchen alle weiteren Maßnahmen aufbauen.</li> <li>2. Eine Ausweitung der ökologisch bewirtschafteten Fläche lässt sich nur im Rahmen einer <b>in sich geschlossenen vernetzten Kampagne</b> erreichen, indem Umstellungshindernisse gemeinsam angegangen werden, vergleichbar mit dem Minimumprinzip in der Düngung: Wenn ein Nährstoff im Mangel ist, hilft es nicht, einen anderen Nährstoff besonders hoch zu düngen, da der eine Nährstoff im Mangel so nicht ausgeglichen werden kann. Auf die konkrete Situation bezogen: Es hilft nicht, möglichst viel Engagement in die Information und Beratung von landwirtschaftlichen Betrieben zu legen und diese zur Umstellung zu motivieren, wenn die anschließende Vermarktung der Produkte nicht entsprechend organisiert wird.</li> <li>3. Eine solche Kampagne kann nicht von außen in eine Region implementiert werden, sondern muss <b>von den Akteuren in der Region getragen und durchgeführt</b> werden. Externe Kräfte können jedoch Impulse geben und die Akteure mittels Moderation und ggf. in Form finanzieller Unterstützung begleiten. Wichtige Akteure in einer Region sind unter anderem die Landwirtschaftsverbände, die Officialberatung, die Marktpartner sowie politische Strukturen.</li> </ol>		

## 5.2 Nächste Schritte

Zusammengefasst sind als nächste Projektschritte zu nennen:

1. **Startsignal.** Die Regierung von Unterfranken gibt das Startsignal auf der Basis der Möglichkeitsstudie, indem erklärt wird, dass ein Pilotprojekt „Wasserschutz durch Ökologischen Landbau“ durchgeführt wird und dass grundsätzliche Bereitschaft besteht, dieses Pilotprojekt finanziell zu unterstützen.
2. **Struktur und Ansprechpartner festlegen.**
  - **Benennung eines zentralen Ansprechpartners** für das Projekt, bei dem „die Fäden zusammenlaufen“. Es wird angeregt zu prüfen, ob Bernhard Schwab, Berater für ökologischen Landbau in Unterfranken, diese Rolle einnehmen kann. Herr Schwab würde zwar selbst keine Personalkosten verursachen, wäre aber auf personelle Verstärkung angewiesen. Es sollte die Möglichkeit geprüft werden, einen kompetenten Landwirt mit Agrardiplom aus der Region auf Honorarbasis als Unterstützung zu gewinnen, was den Vorteil hat, dass diese Person neben Fachkenntnis auch eine hohe Akzeptanz bei Berufskollegen hat.
  - **Festlegung der Rollen**, die weitere Beteiligte wie z. B. externe Dienstleister in dem Projekt haben sollen. Denkbar ist eine Unterstützung von Dienstleistern im Projektmanagement und bei der Erstellung eines Kommunikationspakets.
  - **Definition einer Struktur** für das Projekt, indem Entscheidungsprozesse beschrieben und Formen der Mitwirkung der Akteure beschrieben werden. Denkbar ist beispielsweise ein Projektrat, der den Projektleiter berät und zur Verankerung des Projekts bei den Interessensgruppen beiträgt.
  - **Benennung der Beispielsregion:** Es wird eine Beispielsregion für das Pilotprojekt benannt, in dem es relevante Probleme der Wasserqualität gibt und in dem die Chancen eines Vermarktungskonzepts positiv einzuschätzen sind.
  - **Kommunikation an Akteure:** Die Schlüsselpersonen in der Region werden über das Projekt informiert (Verbände, Beratung, wesentliche Marktpartner).

## 6 Quellenverzeichnis

- AGÖL und BUND (1997):** Wasserschutz durch ökologischen Landbau: Leitfaden für die Wasserwirtschaft. Arbeitsgemeinschaft Ökologischer Landbau und Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland Augsburg: Presse Druck und Verlags GmbH.
- ALBRECHT H., BERGMANN H., DIEDERICH G., GROßER E., HOFFMANN V., KELLER P., PAYR G. und SÜLZER R. (1987):** Landwirtschaftliche Beratung. Band 1: Grundlagen und Methoden. Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit und Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit Rossdorf: TZ-Verlagsgesellschaft.
- ARP B., KUHNERT H. und KLOTSCHKE S. (2001):** Welche Hemmnisse sehen sächsische Landwirte bei einer Umstellung auf ökologischen Landbau? - Erste Ergebnisse einer Befragung. (Zitierdatum: 20-2-2002) Abrufbar unter: [http://www.smul.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/IfI/Fachinformationen/Oeko\\_Landbau/Umstellung/index.html](http://www.smul.sachsen.de/de/wu/Landwirtschaft/IfI/Fachinformationen/Oeko_Landbau/Umstellung/index.html)
- BACH M. und FREDE H.-G. (1997):** Agricultural nitrogen, phosphorus and potassium balances in Germany. Methodology and trends 1970 to 1995. Z.Pflanzenernaehrung Bodenkunde **161**:385-393.
- BERGSCHMIDT A. und NIEBERG H. (2004):** Environmentally Sound Farm Management Practices in Germany: Legal Framework, Incentives and Future Development. Oecd Expert Meeting on Farm Management Indicators and the Environment. 8-12 March 2004 Palmerston North, New Zealand. Session 10. (Zitierdatum: 5-4-2006) Abrufbar unter: [http://webdomino1.oecd.org/comnet/agr/farminde.nsf/viewHtml/index/\\$FILE/Bergschmidt\\_Nieberg.PDF](http://webdomino1.oecd.org/comnet/agr/farminde.nsf/viewHtml/index/$FILE/Bergschmidt_Nieberg.PDF)
- BMLF und UBA (1998):** Wassergüte in Österreich. Jahresbericht 1998. Österreichisches Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft und Österreichisches Umweltbundesamt Wien:
- BMLFUW (2005):** Österreichischer Bericht über die IST - Bestandsaufnahme zur EU Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG gem. Artikel 5, 6, 7, 9 und den Anhängen II, III und IV - Kurz-Zusammenfassung der Ergebnisse. Wien: Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. (Zitierdatum: 5-4-2006) Abrufbar unter: <http://wasser.lebensministerium.at/filemanager/download/14088/>
- BMU (2004):** 3. Bericht der Bundesrepublik Deutschland (BMU) gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. Bundesministerium für Umwelt, N. u. R.
- BMU (2005):** Umweltpolitik - die Wasserrahmenrichtlinie - Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, N. u. R. Paderborn: Bonifatius.
- BMU (2006):** Umweltpolitik - Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 2 – Gewässergüte. Bundesministerium für Umwelt, N. u. R. Paderborn: Bonifatius.
- BROUWER F. und KLEINHANSS W. (1997):** The implementation of nitrate policies in Europe: Processes of change in environmental policy and agriculture. Landwirtschaft und Umwelt Kiel: Wiss.-Verl. Vauk.
- BURKL G., ROTHMEIER F., RUHDORFER M., SIMON S., WAHLHIB W., WOLF B. und WÜLLNER K. (2005):** Die Europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in Bayern - Bestandsaufnahme 2004. Augsburg: Bayrisches Landesamt für Umwelt. (Zitierdatum: 23-1-2007) Abrufbar unter: [http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/wrrl\\_live/navigation/show.php3?id=292&nodeid=292](http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/wrrl_live/navigation/show.php3?id=292&nodeid=292)
- CURRLE J. und PRAVANOW-DAWSON R. (1996):** Schwierigkeiten und Möglichkeiten in der Umweltberatung in der Landwirtschaft. Berichte über Landwirtschaft (74):87-102.
- DABBERT S., FREDE H.-G., SPRENGER S., FELDWISCH N. und KILIAN B. (1998):** Pragmatische Empfehlungen. In: Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. S. 418-420. Hg.: FREDE, H. G. und DABBERT, S. Landsberg: Ecomed.
- DABBERT S. und HÄRING A. (2004):** Vom Aschenputtel zum Lieblingskind. Ökologie & Landbau **129** (1):14-18.
- DABBERT S., HÄRING A. M. und ZANOLI R. (2002):** Politik für den Öko-Landbau. Stuttgart: Ulmer.
- DABBERT S. und PIORR A. (1998):** Ökologischer Landbau. In: Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. S. 280-296. Hg.: FREDE, H. G. und DABBERT, S. Landsberg: Ecomed.
- DE WALLE F. B. und SEVENSTER J. (1998):** Agriculture and the environment: minerals, manure and measures. Dordrecht: Kluwer.
- EEA (1998):** Europe's environment: the second assessment: a report on the changes in the pan-European environment as follow-up to "Europe's Environment: The Dobris Assessment" 1995. Luxembourg: European Environment Agency - Office for Official Publications of the European Communities. (Zitierdatum: 21-10-1999) Abrufbar unter: <http://www.eea.wu.int:80/Document/3-yearly/Dobris2/summary/index.html>
- EEA (2003):** Europe's water: an indicator based assessment. Topic report No.1/2003. Copenhagen: European Environment Agency.
- EEA (2006a):** Integration of environment into EU agriculture policy - the IRENA indicator-based assessment report - EEA Report No 2/2006. Copenhagen: European Environment Agency. (Zitierdatum: 5-4-2006a) Abrufbar unter: [http://reports.eea.eu.int/eea\\_report\\_2006\\_2/en/IRENA-assess-final-web-060306.pdf](http://reports.eea.eu.int/eea_report_2006_2/en/IRENA-assess-final-web-060306.pdf)

- EEA (2006b):** IRENA 07 - Area under organic farming. IRENA Indicator Fact Sheet. European Environment Agency - EIONET-CIRCLE. (Zitierdatum: 5-4-2006b) Abrufbar unter: [http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final\\_delivery/indicator\\_sheets/irena\\_organic\\_finaldoc\\_2/\\_EN\\_1.0\\_&a=d](http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final_delivery/indicator_sheets/irena_organic_finaldoc_2/_EN_1.0_&a=d)
- EEA (2006c):** IRENA 09 - Consumption of Pesticides. IRENA Indicator Fact Sheet. European Environment Agency - EIONET-CIRCLE. (Zitierdatum: 5-4-2006c) Abrufbar unter: [http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final\\_delivery/indicator\\_sheets/consumption\\_finaldoc\\_1/\\_EN\\_1.0\\_&a=d](http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final_delivery/indicator_sheets/consumption_finaldoc_1/_EN_1.0_&a=d)
- EEA (2006d):** IRENA 30.1 - Nitrates in water. IRENA Indicator Fact Sheet. European Environment Agency - EIONET-CIRCLE. (Zitierdatum: 5-4-2006d) Abrufbar unter: [http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final\\_delivery/indicator\\_sheets/irena\\_nitrates\\_finaldoc/\\_EN\\_1.0\\_&a=d](http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final_delivery/indicator_sheets/irena_nitrates_finaldoc/_EN_1.0_&a=d)
- EEA (2006e):** IRENA 30.2 - Pesticides in water. IRENA Indicator Fact Sheet. European Environment Agency - EIONET-CIRCLE. (Zitierdatum: 5-4-2006e) Abrufbar unter: [http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final\\_delivery/indicator\\_sheets/pesticides\\_finaldoc/\\_EN\\_1.0\\_&a=d](http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final_delivery/indicator_sheets/pesticides_finaldoc/_EN_1.0_&a=d)
- EEA (2006f):** IRENA 34.2 - Share of agriculture in nitrogen contamination. IRENA Indicator Fact Sheet. European Environment Agency - EIONET-CIRCLE. (Zitierdatum: 5-4-2006f) Abrufbar unter: [http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final\\_delivery/indicator\\_sheets/contamination\\_finaldoc\\_1/\\_EN\\_1.0\\_&a=d](http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final_delivery/indicator_sheets/contamination_finaldoc_1/_EN_1.0_&a=d)
- EEA (2006g):** IRENA Indicator Fact Sheet - IRENA 18.1 - Gross nitrogen balance -. European Environment Agency - EIONET-CIRCLE. (Zitierdatum: 5-4-2006g) Abrufbar unter: [http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final\\_delivery/indicator\\_sheets/irena\\_nitrogen\\_finaldoc/\\_EN\\_1.0\\_&a=d](http://eea.eionet.eu.int/Public/irc/eionet-circle/irena/library?l=/final_delivery/indicator_sheets/irena_nitrogen_finaldoc/_EN_1.0_&a=d)
- EG (1999):** Verordnung (EG) Nr. 1257/1999 des Rates vom 17. Mai 1999 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (EAGFL) und zur Änderung bzw. Aufhebung bestimmter Verordnungen. ABl. EG Nr. L 160 S.80. Rat der Europäischen Union.
- EG (2000):** Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. L 327/1 vom 22.12.2000. Europäische Gemeinschaften.
- EG (2005):** Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates vom 20. September 2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER). ABl. EG Nr. L 277 S.1. Rat der Europäischen Union. (Zitierdatum: 5-12-2005) Abrufbar unter: [http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/de/oj/2005/l\\_277/l\\_27720051021de00010040.pdf](http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/site/de/oj/2005/l_277/l_27720051021de00010040.pdf)
- EIBLMEIER G. (1994):** Umsetzung grundwasserschonender Landbewirtschaftung - dargestellt am Beratungskonzept im Trinkwasserschutzgebiet der Stadt Augsburg. Weihenstephan: Univ. Diss., Institut für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften, TU München in Freising.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (2002):** Bericht der Kommission - Durchführung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen - Zusammenfassung der Berichte der Mitgliedstaaten für das Jahr 2000 - KOM(2002) 407 endgültig. Brüssel: Kommission der Europäischen Gemeinschaften. (Zitierdatum: 5-4-2006) Abrufbar unter: [http://www2.europarl.eu.int/registre/docs\\_autres\\_institutions/commission\\_europeenne/com/2002/0407/COM\\_COM\(2002\)0407\\_DE.pdf](http://www2.europarl.eu.int/registre/docs_autres_institutions/commission_europeenne/com/2002/0407/COM_COM(2002)0407_DE.pdf)
- EUROPÄISCHES PARLAMENT (2000):** Bericht über die Durchführung der Richtlinie 91/676/EWG zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (2000/2110/INI). Ausschuss für Umweltfragen, Volksgesundheit und Verbraucherpolitik. Berichterstatter: Robert Goodwill.
- EWG (1991a):** Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. ABl. L 375 vom 31. 12. 1991. S. 1-8. Rat der Europäischen Gemeinschaften.
- EWG (1991b):** Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. ABl. L 375 vom 31. 12. 1991, S. 1.
- EWG (1991c):** Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24.6.1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel. ABl. EG Nr. L 198 S.1. Rat der Europäischen Gemeinschaften.
- EWG (1992):** Verordnung (EWG) Nr. 2078/92 vom 30 Juni 1992 über zur Einführung einer gemeinschaftlichen für umweltgerechte und den natürlichen Lebensraum schützende landwirtschaftliche Produktionsverfahren. ABl. EG Nr. L 215 S.85. Rat der Europäischen Gemeinschaften.
- FAßBENDER K., HEß J. und FRANKEN H. (1994):** Nitratkonzentration im Sickerwasser verschiedener Feldfutterbaurotationen des Ökologischen Landbaus. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften 7:233-236.
- FELDWISCH N. und FREDE H. G. (1998):** Stoffeinträge in Gewässer aus der Landwirtschaft. In: Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. S. 4-21. Hg.: FREDE, H. G. und DABBERT, S. Landsberg: Ecomed.
- FRITSCH P., JACKEL A.-K., LUKAS H., MÜßHOFF D., RAETZ M. und RALL H. (2001):** Unterfranken - Heimat mit Zukunft. Würzburg: Regierung von Unterfranken. (Zitierdatum: 23-1-2007) Abrufbar unter: [http://www.aktiongrundwasserschutz.de/download/trinkwasser\\_fuer\\_unterfranken.pdf](http://www.aktiongrundwasserschutz.de/download/trinkwasser_fuer_unterfranken.pdf)

- HAAS G. (2001):** Organischer Landbau in Wasserschutzgebieten: Leistungsfähigkeit und Optimierung des pflanzenbaulichen Stickstoffmanagements. Berlin: Verlag Dr. Köster.
- HAMM U. (1996):** Mehr Mut zum Markt! Bio-Land 1:37-39.
- HANSEN B., ALRØE H.F. und KRISTENSEN E.S. (1999):** Environmental impacts from organic farming. Contribution to the Conference: Organic Farming in the European Union – Perspectives for the 21<sup>st</sup> Century. 27/28 May 1999, Baden/Vienna, Austria. (Zitierdatum: 7-12-1999) Abrufbar unter: <http://www.eutotech.co.at/docs/kristens.doc>
- HENRICHSMEYER W. und WITZKE H. (1994):** Agrarpolitik - Bewertung und Willensbildung. Stuttgart: Eugen Ulmer Verlag.
- HERRMANN V. (1993):** Handlungsmuster landbewirtschaftender Familien. Texte zur Sozialforschung Bamberg: WVB Verlag.
- HEß J. (1989):** Kleeerasumbruch im Organischen Landbau – Stickstoffdynamik im Fruchtfolgeglied „Kleeeras – Kleeeras – Weizen – Roggen“. Dissertation Uni. Bonn.
- HEß J., PAULY J., ROTH A. und FRANKEN H. (1992):** Zum Einfluß der Stoppelbearbeitung bei Kleeerasumbruch auf die Nitratdynamik im Boden und die Entwicklung der Folgefrucht Winterweizen. Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften 5:197-200.
- HEß J. (1995a):** Ökologischer Landbau in Wasserschutzgebieten. In: Ökologischer Landbau und Wasserschutz, Ergebnisse einer Fachtagung vom 21.2.1995 in Hannover. S. 8-18. Visselhövede: Bioland Nordrhein-Westfalen/Niedersachsen und Ökoring Niedersachsen.
- HEß J. (1995b):** Residuärer Stickstoff aus mehrjährigem Feldfutterbau: Optimierung seiner Nutzung durch Fruchtfolge und Anbauverfahren unter Bedingungen des Ökologischen Landbaus. Gießen: Wissenschaftlicher Fachverlag.
- HEß J. (1997):** Biologischer Landbau: Systemimmanenter Zwang zu möglichst geschlossenen Nährstoffkreisläufen. In: Stoffbilanzierung in der Landwirtschaft - Ein Instrument für den Umweltschutz?! S. 71-76. Hg.: Österreichisches, U. Wien:
- HEß J. und MAYER J. (2003):** Biologischer Landbau als Lösung der Stickstoffprobleme? In: Stickstoff in Landwirtschaft und Umwelt: Probleme, Lösungswege und Perspektiven im internationalen, nationalen und lokalen Umfeld. FAL-Tagung vom 24.1.2003. Schriftenreihe der FAL 42:47-55.
- HEß J., PIORR A. und SCHMIDTKE K. (1992):** Grundwasserschonende Landbewirtschaftung durch Ökologischen Landbau? Dortmund: Veröffentlichungen des Institutes für Wasserforschung GmbH Dortmund und der Dortmunder Stadtwerke AG.
- HOFREITER M. F. (1996):** Landwirtschaft und Nitrataustrag - Ökonomische Instrumente zum Schutz des Grundwassers. Wasserwirtschaftskataster. Wien: Österreichisches Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.
- ISERMANN K. (1990):** Die Stickstoff- und Phosphor- Einträge in die Oberflächengewässer der Bundesrepublik Deutschland durch verschiedene Wirtschaftsbereiche unter besonderer Berücksichtigung der Stickstoff- und Phosphor- Bilanz der Landwirtschaft und der Humanernährung. Schriftenreihe der Akademie für Tiergesundheit Band 1
- ISERMAYER F., NIEBERG H., DABBERT S., HEß J., DOSCH T. und LÖWENSTEIN F. z. (2001):** Bundesprogramm Ökologischer Landbau. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft in Braunschweig Studie erstellt im Auftrag des BMVEL.
- ITTNER H. (2001):** Einstellungen und Verhalten - ein ungleiches Paar. In: Umweltpsychologie: Motivation zum Handeln statt Missionierung. NNA Berichte Nr. 14 (1): 24 - 30. Schneverdingen: Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz
- JÄGER, A., HÜLSBERGEN, K.-J.; SAUER, U., GÖTZE, K. (2001):** Trinkwasserschutz durch ökologischen Landbau in Fachzeitschrift: wwt wasserwirtschaft wassertechnik 2001, Nr.1 S.46-50
- KIRCHMANN H. und BERGSTRÖM L. (2001):** Do organic farming practices reduce nitrate leaching? Communications in Soil Science and Plant Analysis 32 (7&8):997-1028.
- KIRNER L. und SCHNEEBERGER W. (2000):** Österreich - Wie kann der biologische Landbau gesichert und ausgeweitet werden? Ökologie & Landbau 2 (114):30-34.
- KNOEPFEL P. und ZIMMERMANN, W. (1993):** Gewässerschutz in der Landwirtschaft - Evaluation und Analyse des föderalen Vollzugs. Ökologie und Gesellschaft Band 7 Basel, Frankfurt a. Main: Verlag Helbing & Lichtenhahn
- KÖBLER M. (1991):** Umsetzung von umweltschonenden Bewirtschaftungssystemen durch private Vereinbarungen und Akzeptanz durch die Landwirtschaft - dargestellt am Beispiel des Trinwasserschutzgebietes der Stadt Germering. Weihenstephan: Diplomarbeit an der TU-München.
- KOLBE H., U. JÄCKEL & M. SCHUSTER (1999):** Entwicklung der Nährstoffgehalte und des ph-Wertes im Tiefenprofil von Testflächen im Verlauf der Umstellung auf ökologischen Landbau. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 40, 145 - 151.
- KOLBE H. (2000):** Landnutzung und Wasserschutz: der Einfluss von Stickstoff-Bilanzierung, Nmin-Untersuchung und Nitrat-auswaschung sowie Rückschlüsse für die Bewirtschaftung von Wasserschutzgebieten in Deutschland. Leipzig: WLV, Wiss. Lektorat und Verl.
- KRATOCHVIL R. und LEITNER H. (2005):** The „trap of conventionalisation“: Organic farming between vision and reality. In: A common European Countryside? Change and continuity, diversity and cohesion in an enlarged Europe. Proceedings of the XXI Congress. -69. Keszthely: European Society for Rural Sociology.(Zitierdatum: 12-9-2005) <http://www.esrs.hu/keszthely2005>
- KRATOCHVIL R., LINDENTHAL, T. und HEß, J. (1999):** Versuch der monetären Bewertung ökologischer Leistungen des Biologischen Landbaus im Bereich Grund- und Trinkwasser am Beispiel des Einzugsgebietes der Fernwasserversorgung Mühlviertel/OÖ. 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau Berlin: Köster

- LAWA (1996):** Ergebnisse der Überwachung der Gewässer gemäß der Richtlinie 91/676/EWG. Anlage 3 der Mitteilung der Bundesrepublik Deutschland (BMU) vom 25.10.1996 über die Umsetzung der Richtlinie 91/676/EWG. Erstellt von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA).
- MAGOULAS G., LEIST H. J. und GROTE U. (1996):** Ökologisch orientierter Grund- und Trinkwasserschutz unter besonderer Berücksichtigung der Folgekosten landwirtschaftlicher Aktivitäten. München Wien: Oldenburg Verlag.
- MOHAUPT V. (2006):** Effective measures for water protection in agriculture and German co- operation approach to implementation - German Case study part 1 - Speech at the Conference on Water Framework Directive and Agriculture 20-21 September 2005. London: SOAS. (Zitierdatum: 5-4-2006) Abrufbar unter: <http://www.defra.gov.uk/environment/water/wfd/pdf/0509-conference/v-mohaupt.pdf>
- MU (2001):** Richtlinie über die Gewährung von Zuwendungen für Vorhaben zum Trinkwasserschutz in Wasservorranggebieten im Rahmen des Europäischen Ausrichtungs- und Garantiefonds für die Landwirtschaft (Kooperationsprogramm Trinkwasserschutz) RdErl. d. MU v. 2. 2. 2001; Nds. MBl. S. 712. Niedersächsisches Umweltministerium (MU).
- NIEBERG, H. UND KUHNERT H. (2006):** Förderung des ökologischen Landbaus in Deutschland: Stand, Entwicklung und internationale Perspektive. Landbauforschung Völknerode Sonderheft 295,
- NLÖ (2000):** Ökologischer Landbau in Niedersachsen als ein Beitrag zur nachhaltigen Landwirtschaft und zum Grundwasserschutz PB - Niedersächsisches Landesamt für Ökologie. Hildesheim:
- OECD (2004):** Agriculture and the Environment: Lessons Learned from a Decade of OECD Work. (Zitierdatum: 5-4-2006) Abrufbar unter: <http://www.oecd.org/dataoecd/15/28/33913449.pdf>
- OFFERMANN F. und NIEBERG, H. (2000):** Economic performance of Organic farms in Europe. Organic Farming in Europe: Economics and Policy (5): Stuttgart-Hohenheim:
- OPPERMANN R. (2001):** Ökologischer Landbau am Scheideweg - Chancen und Restriktionen für eine ökologische Kehrtwende in der Agrarwirtschaft. Kleine Reihe 62 Göttingen: Agrarsoziale Gesellschaft
- ROUX M. (1997):** Lernprozesse fördern für eine nachhaltige Landwirtschaft in Kulturlandschaften der Schweiz. Landwirtschaftl. Beratungszentrale Lindau. Dissertation- ETH Zürich.
- RÜHLMANN A. (2000):** Kooperation in Wasserschutzgebieten - Grundwasserschutz durch Ökologischen Landbau - Vier niedersächsische Pilotprojekte im Vergleich. Diplomarbeit an der Universität Kassel.
- SHEPHERD M., PEARCE B., CORMACK B., PHILIPPS L., CUTTLE S., BHOGAL A., COSTIGAN P. und UNWIN R. (2003):** An assessment of the environmental impacts of organic farming. DEFRA, ADAS, ELM FARM, and IGER. (Zitierdatum: 5-4-2006) Abrufbar unter: <http://www.defra.gov.uk/FARM/organic/research/env-impacts2.pdf>
- STAFFEL-SCHIERHOFF U. und MOHAUPT V. (2002):** Schadstoffgruppenorientierte Aktionskonzepte am Beispiel der Nährstoffreduzierung. In: Der Wassersektor in Deutschland - Methoden und Erfahrungen. S. 91-100. Hg.: Deutsches Umweltbundesamt. Berlin: (Zitierdatum: 5-4-2006) <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/wsektor/wasserdoku/german/doku.pdf>
- STOLZE M., PIORR, A., HÄRING, A. und DABBERT, S. (2000):** The Environmental Impacts of Organic Farming in Europe. Organic Farming in Europe - Economics and Policy. Volume 6 Stuttgart-Hohenheim: University of Hohenheim
- THOMAS A. (1999):** Möglichkeiten der Integration neuer Verfahren zum Gewässerschutz in die landwirtschaftliche Aus- und Weiterbildung und in die Beratung. Berlin: Umweltbundesamt.
- THUNEKE H.-J. (1995):** Überlebens- oder Sterbehilfe? Bio-Land 6:34-35.
- UBA (2002):** Der Wassersektor in Deutschland - Methoden und Erfahrungen. Berlin: Deutsches Umweltbundesamt. (Zitierdatum: 5-4-2006) Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/wsektor/wasserdoku/german/doku.pdf>
- UBA (2004a):** Erhebung der Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2004. Wien: Österreichisches Umweltbundesamt . (Zitierdatum: 5-4-2006a) Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.at/jb2004>
- UBA (2004b):** Nitrogen Balance 1985 - 2002 in Kilograms per Hectare of total agricultural land in Austria. S. [www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/landwirtschaft/Wien](http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/landwirtschaft/Wien): Österreichisches Umweltbundesamt . (Zitierdatum: 5-4-2006b) Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.at/umweltschutz/landwirtschaft/>
- UBA (2005):** Anteil der Flächen mit ökologischer Landwirtschaft an der landwirtschaftlich genutzten Fläche in Prozent - Umweltindikatoren. Berlin: Deutsches Umweltbundesamt. (Zitierdatum: 5-4-2006) Abrufbar unter: <http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2864>
- UBA (2006a):** Pflanzenschutzmittelabsatz in der Landwirtschaft - Umweltdaten Deutschland Online. Berlin: Deutsches Umweltbundesamt. (Zitierdatum: 5-4-2006a) Abrufbar unter: <http://www.env-it.de/umweltdaten/public/theme.do?nodeId=2284>
- UBA (2006b):** Stickstoffüberschuss in der Landwirtschaft - Umweltindikatoren. Umweltbundesamt Deutschland. (Zitierdatum: 5-4-2006b) Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/dux/la-inf.htm>
- WAGNER K. (1998):** Landwirtschaft und ÖPUL (EEC 2078/92) in Porengrundwasserleitern. Wien: Bundesanstalt für Agrarwirtschaft - BMLF.
- WISMETH D. (1995):** Förderung des Ökologischen Landbaus in Trinkwassereinzugsgebieten - aus Sicht der Wasserversorgungsunternehmen und der landwirtschaftlichen Praxis. Diplomarbeit an der Fachhochschule Rheinland-Pfalz.

Links zu verwendeten Quellen:

- [www.h2oe.de](http://www.h2oe.de): H2Ö war ein in Niedersachsen tätiges Projekt mit dem Ziel, den Anteil der ökologisch bewirtschafteten Fläche in Wasservorranggebieten (WVG) zu erhöhen. Abschlussbericht der zweiten Projektphase (2004 bis 2006)
- [www.biopool.de](http://www.biopool.de): Projekt Wasserschutz durch Ökologischen Landbau im Auftrag des Oldenburgisch-Ostfriesischen Wasserverbandes, der Harzwasserwerke und der Hamburger Wasserwerke. Bericht 2005
- [www.boelw.de/uploads/media/BOELW\\_Zahlen-Daten\\_Fakten\\_2007.pdf](http://www.boelw.de/uploads/media/BOELW_Zahlen-Daten_Fakten_2007.pdf): Zahlen zur Entwicklung des Ökologischen Landbaus