



Gesellschaftliche Leistungen der biologischen Landwirtschaft



Urs Niggli, Otto Schmid, Matthias Stolze, Jörn Sanders, Christian Schader, Andreas Fließbach, Paul Mäder, Peter Klocke, Gabriela Wyss, Oliver Balmer, Lukas Pfiffner und Eric Wyss

März 2009

Inhalt

Zusammenfassung	3
1. Einleitung	4
2. Gesellschaftliche Leistungen des Biolandbaus	5
2.1 Beitrag zum Tierwohl	5
2.1.1 Tiergesundheit	5
2.1.2 Tierschutz	5
2.2 Beitrag zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität	6
2.2.1 Vielfalt der Lebensräume	6
2.2.2 Artenvielfalt Flora und Fauna	7
2.2.3 Förderung von Ökosystemdienstleistungen (Funktionelle Biodiversität)	10
2.2.4 Ökologisch optimierte IP-Anbausysteme und Biolandbau im Vergleich	12
2.3 Beitrag zur Landschaftsqualität	13
2.4 Beitrag zum Bodenschutz	14
2.4.1 Humusprozesse	14
2.4.2 Physikalischer Bodenschutz und Erosion	15
2.4.3 Biologische Bodenprozesse und Bodenfruchtbarkeit	15
2.5 Beitrag zur Qualitätsverbesserung von Grund- und Oberflächenwasser	16
2.6 Beitrag zum Klimaschutz	18
2.6.1 Energieverbrauch	18
2.6.2 CO ₂ -Rückbindung im Boden	20
2.6.3 Anpassung an Wetterextreme	20
2.7 Beitrag zur Vermeidung von Kontamination	20
2.7.1 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln	20
2.7.2 Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Nahrungsmitteln	21
2.7.3 Medikamenteneinsatz	21
3. Richtlinien und systembezogene Response-Massnahmen im Biolandbau	22
4. Schlussfolgerungen	24
5. Literatur	29

Zusammenfassung

In diesem Bericht werden die wissenschaftlichen Ergebnisse nationaler und internationaler Studien zu den gesellschaftlichen Leistungen des Biolandbaus zusammengefasst. Als Referenzen werden dabei sowohl die konventionelle wie auch die integrierte Landwirtschaft herangezogen. Es ist uns bewusst, dass alle Landwirtschaftsmethoden in der Schweiz und im Ausland eine grosse Streubreite aufweisen, da der Einfluss der regionalen sozioökonomischen Rahmenbedingungen, der Standortfaktoren, der Betriebsleiter und der unterschiedlichen staatlichen und privaten Regulierungen gross ist. Trotzdem ergeben sich für die verschiedenen Landwirtschaftsmethoden klare Unterschiede, die bei den agrarpolitischen Massnahmen berücksichtigt werden müssen. Bezüglich der positiven Externalitäten weist der Biolandbau klare Mehrleistungen in der Biodiversität auf. Dies sowohl auf der Ebene der Genetik, der Arten und besonders auch der Habitate. Deutlich sind die Mehrleistungen des Biolandbaus auch im Bereich des Humusaufbaus, was eine höhere CO₂-Sequestrierung zur Folge hat.

Der biologische Landbau hat beträchtliche Vorteile gegenüber anderen Landbausystemen bei der Vermeidung negativer Externalitäten. Dies betrifft die Nährstoff- und Pflanzenschutzmittelverluste in Grund- und Oberflächengewässer sowie in andere Umweltkompartimente, der Verbrauch von nicht erneuerbarer Energie, die Emissionen von Klimagasen und die Belastungen mit Tiermedikamenten.

Die nationalen und internationalen Studien zeigen auf, dass der Biolandbau sich besonders durch Systemwirkungen auszeichnet: erhöhte Biodiversität, verbesserter Schutz des Bodens, wirksame Vermeidung von Umweltbelastungen, effiziente Nutzung von natürlichen Ressourcen, geringer Verbrauch nicht erneuerbarer Energie und verbessertes Tierwohl. Dies sind die Effekte von komplexen Response-Massnahmen der Betriebsleiter auf einfach zu kontrollierende Einschränkungen und Verbote. Dadurch entstehen nicht zu unterschätzende Zusatzleistungen und Synergien bei der Erreichung der vom Bund definierten Ziele.

Um den Mehrleistungen des Biolandbaus gerecht zu werden, schlagen wir zwei neue Massnahmen vor: 1) Biodiversitätsbeitrag für Acker, Sonderkulturen und intensive Wiesen und 2) CO₂-Sequestrationsbeiträge. Damit sind aber die gesellschaftlich wichtigen Mehrleistungen des Biolandbaus noch nicht abgegolten. Bei der Vermeidung negativer Externalitäten werden höhere umweltschutzrelevante Effekte erzielt. Diese können i) durch die Einführung eines negativen Anreizsystems nach dem Polluter-Pays-Principle (z.B. Stickstoffsteuer, CO₂ - Abgabe), ii) durch ein höheres Einstiegsniveau bei den Cross-Compliance-Massnahmen für alle Betriebe (ÖLN_{plus}) oder iii) durch einen finanziellen Ausgleich für die Mehrleistungen des Biolandbaus abgegolten werden.

Die „Förderung des Biolandbaus“ als systemorientierte Massnahme macht auch nach dem Grundsatz des effizienten Einsatzes von Steuermitteln Sinn und stellt eine kosteneffektive Massnahme dar. Einerseits können damit die deutlich höheren positiven Externalitäten abgegolten werden, andererseits wird die stärkere Vermeidung von negativen Externalitäten genügend berücksichtigt.

1. Einleitung

In diesem Bericht werden nationale und internationale Forschungsergebnisse zu den Leistungen des Biolandbaus hinsichtlich Tierwohl und Umwelt zusammengefasst. Das Ziel des Berichtes ist es, die wissenschaftlichen Grundlagen bereitzustellen, um die Potentiale und die Wirksamkeit des Biolandbaus zur Erreichung gesellschaftlicher Ziele im Rahmen der Weiterentwicklung der Direktzahlungen bewerten zu können.

In Kapitel 2 wird zunächst der Beitrag des Biolandbaus zum Tierwohl, zur Biodiversität und zur Landschaftsqualität betrachtet. Dem schliesst sich ein Literatur-Review (Kapitel 3) zu den Potentialen des Biolandbaus zur Vermeidung negativer Externalitäten an. In den abschliessenden Schlussfolgerungen werden die agrarpolitischen Implikationen der Ergebnisse des Berichts diskutiert und kritisch reflektiert.

2. Gesellschaftliche Leistungen des Biolandbaus

2.1 Beitrag zum Tierwohl

2.1.1 Tiergesundheit

Gemäss Spooler (2007) beruht Tierwohl auf der Freiheit von Hunger und Durst, physischen Belastungen, von Schmerz, Verletzungen und Krankheiten, Furcht und Gefahr sowie auf der Freiheit, normales artgemässes Verhalten zu zeigen. Eine Schlüsselstellung zur Wahrung dieser Grundsätze nimmt die Tiergesundheit ein.

Der Arzneimitteleinsatz im Biolandbau ist durch die Bioverordnung und Richtlinien vorgegeben. Natürliche Therapiemethoden sind zu bevorzugen. Zudem muss nach dem Einsatz von Chemotherapeutika die Wartezeit für Lebensmittel gegenüber den Vorschriften auf den Beipackzetteln verdoppelt werden (Hertzberg et al., 2003). Diese Einschränkungen machen es notwendig, präventive Bestandesgesundheitsprogramme und neue tiergesundheitliche Beratungskonzepte in die Praxis einzuführen (Vaarst et al., 2006 und 2007; Klocke et al., 2007). Diese Betreuungsprogramme weisen nicht nur Verbesserungen im Bereich des anvisierten Erkrankungskomplexes (z.B. Eutergesundheit) auf, sondern führen in der Folge zu einer Optimierung anderer Gesundheitskomponenten, wie der Fruchtbarkeit von Milchkühen (Klocke et al., 2009). Schaeren (2006) zeigt, dass die Eutergesundheit in Biobetrieben besser ist als in IP-Betrieben. Eine Folge davon ist ein reduzierter Einsatz von Antibiotika, der sich durch eine kontrollierte Bestandesbetreuung zusätzlich noch um ein Drittel reduzieren lässt (Ivemeyer et al., 2008).

Bislang konnten in verschiedenen Bereichen (e.g. Eutergesundheit, *Shigella*-Toxin-bildende *E. coli*) zwischen Bio- und konventionellen Betrieben keine Unterschiede im Resistenzverhalten gegen Antibiotika ermittelt werden (Kuhnert et al., 2005; Bennedsgaard et al., 2006). Ein Hinweis auf bessere Resistenzlagen zu Gunsten von Biobetrieben zeigt sich aber für z.B. *Campylobacter*-Infektionen bei Rindern (Halbert et al., 2006).

Auch für andere Erkrankungskomplexe werden geringere Inzidenzen im Vergleich zu konventionell wirtschaftenden Betrieben angegeben. Systematische Untersuchungen hierzu liegen aus Skandinavien vor, nach denen insbesondere im Bereich der sogenannten Produktionserkrankungen der Kühe signifikant geringere Erkrankungsraten für Stoffwechselerkrankungen und Fruchtbarkeitsstörungen in Bio- gegenüber konventionellen Betrieben ermittelt wurden (Harding und Edge, 2001; Hamilton et al., 2002).

2.1.2 Tierschutz

Untersuchungen in Deutschland weisen für den Biolandbau signifikant bessere und damit artgemässe Haltungsbedingungen für Milchkühe aus. Der Tiergerechtheitsindex (Kennzahl für den gesamten Haltungsbereich) war für biologische Betriebe signifikant höher als für konventionelle Betriebe (Hörning, 2000). Biobetriebe, die in der Schweiz nach Knospe-Richtlinien produzieren, müssen Tiere gemäss der RAUS-Verordnung halten. Damit wird für alle Biobetriebe gewährleistet, dass ein regelmässiger Auslauf für alle Tierarten stattfindet und die ganzjährige Stallhaltung ausgeschlossen ist (Hertzberg et al., 2003). Eine Schweizer Untersuchung auf Betrieben, die nach RAUS-Verordnung arbeiten, zeigte deutliche Effekte auf das Wohlbefinden und die Unversehrtheit der Kühe, gemessen an der Zahl der Verletzungen (Tarsus, Zitzen) und an der Be-

handlungsfrequenz (Regula et al., 2004). Kaninchen müssen nach den Richtlinien für besonders tierfreundliche Stallsysteme (BTS) gehalten werden (Bio Suisse, 2009).

Die Richtlinien zur Erzeugung von Knospe-Produkten liefern die Vorgaben, die wirtschaftlich orientierte Haltungskomponenten zu Gunsten des Tierschutzes limitieren. So wird eine maximale Besatzdichte vorgeschrieben, Vollspaltenböden und der elektrische Kuhtrainer verboten. Die Anbindehaltung ist grundsätzlich nicht mehr erlaubt (Bio Suisse, 2009). Schweine müssen Zugang zu Raufutter bzw. Stroh haben. Positive Auswirkungen von eingestreuten Haltungssystemen auf Verhalten und Gesundheit von Sauen konnten Lammers et al. (2007) belegen.

Die Fütterung ist den Anforderungen der jeweiligen Spezies anzupassen. Insbesondere müssen Wiederkäuer überwiegend mit den ihrer Art gemässen Raufutterkomponenten versorgt werden. Entsprechende maximale zusätzliche Kraffutteranteile werden für Wiederkäuer mit 10% angegeben (Bio Suisse, 2009).

Ferner wird die Unversehrtheit der Tiere für wichtig erachtet, indem nicht erlaubt wird, aus Produktionsgründen Körperteile zu entfernen, um die Produktivität zu steigern bzw. eine nicht artgerechte Haltung zu ermöglichen (z.B. Schwänze kürzen, Zähne abkneifen) (Hertzberg et al., 2003). Hinsichtlich der Hörner wird dieses Unversehrtheitsziel am konsequentesten in der biologisch-dynamischen Landwirtschaft umgesetzt.

2.2 Beitrag zum Schutz und zur Förderung der Biodiversität

Der Erhalt und die Förderung einheimischer Arten und ihrer Lebensräume und die von der Biodiversität erbrachten Ökosystemdienstleistungen (funktionelle Biodiversität) gehören zu den Umweltzielen der Schweizerischen Umweltpolitik (BAFU und BLW, 2008).

2.2.1 Vielfalt der Lebensräume

Neben der Bewirtschaftungsintensität ist der Anteil an naturnahen Flächen auf einem Betrieb ein zentraler Faktor für eine hohe Biodiversität. Vergleiche von Biobetrieben mit konventionellen Betrieben in der Schweiz und England zeigen auf, dass der Anteil an naturnahen Flächen auf Biobetrieben höher ist als auf konventionellen Betrieben (Steiner, 2006; Gibson et al., 2007; Schader et al., 2008). Eine vergleichende Schweizer Studie, die sämtliche konventionellen (inkl. ÖLN- & IP-Betriebe) und biologischen Betriebe untersuchte, ergab, dass Massnahmen des ökologischen Ausgleichs auf Biobetrieben durchschnittlich um zwei Drittel häufiger umgesetzt werden als auf konventionellen Betrieben. Im nationalen Durchschnitt werden auf Biobetrieben 22% der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Ökoflächen ausgeschieden, auf ÖLN-Betrieben hingegen nur 13%. Die grössten Unterschiede wurden bei den Ökoelementen „Extensive Wiesen“, „Wenig intensive Wiesen“, „Hecken“ und „Hochstammobstbäume“ in der Tal- und Hügelzone festgestellt (Schader et al., 2008). Bereits die vom BLW von 1991 bis 1996 finanzierte Studie der Nationalen Projektgruppe Öko-Pilotbetriebe kam zum Schluss, dass die Ökologischen Ausgleichsflächen im Verlauf der intensiven Betreuung der Betriebsleiter bei den IP-Betrieben im Talgebiet von 8% auf 10% zunahm, während sie auf den Biobetrieben im Talgebiet von 12% auf 16% zunahm (Hausheer et al., 1998). Die aktive Teilnahme an den Massnahmen des ökologischen Ausgleichs wurde auf ÖLN- und IP-Suisse-Betrieben stets besonders gefördert, da diese in der Öffentlichkeitsarbeit und im Marketing als positive Imagebildung beurteilt wurde. Trotzdem blieben in diesem Kriterium die Biobetriebe führend: 1993 nahmen 50% mehr Biobetriebe an Ökoprogrammen teil als IP-Betriebe, 1996 waren es 60% mehr (beide Hausheer et al., 1998) und 2007 waren es sogar 70% mehr (Schader et al., 2008).

Elemente wie Feldgehölze, Hecken und Saumstrukturen waren auch auf englischen Biobetrieben häufiger. Gibson et al. (2007) fanden zudem, dass die Pflanzenvielfalt aller Habitats auf Betriebsebene auf den Biobetrieben höher war, ebenso auf Habitatebene im Grünland- und Ackerbereich. Die naturnahen Flächen wiesen hingegen eine ähnliche Artenvielfalt und Qualität auf. Im Gegensatz dazu fand Boutin et al. (2008) artenreichere Hecken auf kanadischen Biobetrieben. Biobetriebe wiesen zudem häufig grössere zusammenhängende Teile von Gehölzelementen auf (Gibson et al., 2007).

2.2.2 Artenvielfalt Flora und Fauna

Zahlreiche Vergleichsstudien über den Einfluss konventioneller und biologischer Anbausysteme in Europa und den USA belegen, dass sich der Biolandbau signifikant positiv auf Flora und Fauna im einzelnen Feld und auf der Betriebsebene auswirkt (Hole et al., 2005; Fuller et al., 2005). Meta-Analysen zeigen, dass im Durchschnitt 50% mehr Individuen und 30% mehr Arten in biologisch bewirtschafteten Flächen vorkommen (Bengtsson et al., 2005).

Vögel, räuberische Insekten, Spinnen, Bodenorganismen und die Ackerflora profitieren überdurchschnittlich vom Biolandbau. Bei Schädlingen und sogenannten indifferenten Organismen unterscheiden sich die Anbausysteme hingegen nicht (Tab. 1).

Die Unterschiede in der Artenvielfalt sind vor allem in Acker- und Spezialkulturen sehr deutlich - im Grünland sind die Unterschiede weniger ausgeprägt. Viele Studien haben konventionelle und biologische Betriebe in Tallagen verglichen, Daten zu vergleichenden Untersuchungen in Berggebieten sind bisher kaum vorhanden.

Folgende Einflussfaktoren werden in den Studien für die höhere Artenvielfalt auf den Biobetrieben verantwortlich gemacht: (1) der Verzicht auf Herbizide, (2) der Verzicht auf chemisch-synthetische Pestizide und (3) der Verzicht auf Mineraldünger, (4) die vielfältigeren Fruchtfolgen, (5) die geringere und organische Düngung, (6) die schonende Bodenpflege (Humuswirtschaft) und (7) der höhere Anteil an naturnahen, wertvollen Flächen. Diese Faktoren führen auch zu verbesserten Ökosystemdienstleistungen auf Biobetrieben.

Tab. 1: Übersicht über die Auswirkungen biologischer Bewirtschaftung auf verschiedene Taxa. Ergebnisse aus 76 Vergleichsstudien (Hole et al. 2005), ergänzt mit den neuesten Untersuchungen (ab 2004-2008). Genannt sind die Anzahl Untersuchungen mit den entsprechenden Auswirkungen des Biolandbaus.

Taxa	Auswirkung des Biolandbaus		
	Positiv	Kein Unterschied	Negativ
Pflanzen	16	2	
Vögel	11	2	
Säugetiere	3		
Gliedertiere			
• Käfer ¹⁾	15	4	5
• Spinnen	9	4	
• Schmetterlinge	2	1	
• Wildbienen, Bienen	2		
• andere Gliedertiere ²⁾	8	3	1
Bodenmikroben ³⁾	12	8	
Regenwürmer	8	4	2
Total	87	28	8

¹⁾ Lauf-, Dungkäfer und Kurzflügler

²⁾ Milben, Wanzen, Tausendfüssler, Fliegen und Wespen,

³⁾ Bakterien, Pilze und Nematoden

Nachfolgend eine Auswahl von Taxa, die näher erläutert werden.

Gliedertiere

In dieser Gruppe gibt es zahlreiche Taxa, über die vergleichende Untersuchungen vorliegen. Alle weisen eine sehr grosse Artenvielfalt auf und erfüllen teils wichtige Funktionen im Agroökosystem. Bei allen oben erwähnten Gliedertiertaxa wurden positive Auswirkungen des Biolandbaus nachgewiesen. Am besten sind die Laufkäfer und Spinnentiere untersucht, die als polyphage Nützlinge im Agroökosystem eine besondere Rolle spielen (vgl. Abschnitt Ökosystemdienstleistungen).

Studien, welche schädliche Arten in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsweise untersuchen, sind wenige vorhanden. Keine Unterschiede findet z.B. Feber et al. (1997) für Schadschmetterlinge (*Pieris brassicae*, *Pieris rapae*). Im Gegensatz dazu findet jedoch Andersen et al. (2004) für Minierfliegen (*Cerodontha denticornis* und *Chromatomyia fuscula*) signifikant weniger dieser schädlichen Fliegen in biologischen Anbausystemen.

Kulturlandvögel

Vögel zeigen in den meisten Vergleichsstudien signifikant höhere Bestände in biologisch bewirtschafteten Gebieten (NABU, 2004). Besonders deutlich sind die Unterschiede während der Brutzeit, in der die Ansprüche der Tiere an ihr Habitat am grössten sind und sich schädliche Einflüsse am stärksten auswirken. Während der Brutzeit werden nachweislich 12 Arten signifikant positiv durch den Bioanbau beeinflusst, während der Nicht-Brutzeit 4 Vogelarten (NABU, 2004). Da die meisten untersuchten Arten sich von Insekten oder von Samen der Begleitpflanzen ernähren, bestehen in biologischen Systemen günstige Ernährungsbedingungen. Die viel-

fältigeren Fruchtfolgen mit hohem Anteil an Klee grasflächen im biologischen Landbau tragen dazu bei, dass Vögel im Agrarland deutlich mehr Nahrung und Brutflächen vorfinden (Wilson, 1995; Chamberlain et al., 1999; Christensens et al., 1996; Neumann et al., 2007).

Zahlreiche Untersuchungen zur Vogelwelt belegen eine bis zu sechsmal höhere Anzahl Brutreviere und eine bis zu achtfach erhöhte Populationsdichte auf Biohöfen. Dies wird vor allem auf die größere Lebensraum- und Kulturreichhaltigkeit und den Verzicht auf Spritzmittel und Kunstdünger zurückgeführt (NABU, 2004). Untersuchungen an Feldlerchen und Goldammern zeigen, dass diese auf biologisch bewirtschafteten Feldern mehr Nahrung finden und daher mehr Nachwuchs aufziehen können (Wilson et al., 1997). Neueste Untersuchungen aus Holland fanden in Bioackerflächen 7fach höhere Nestdichten der Feldlerche als in konventionellen Flächen (Kragten et al., 2008b). Auch die Revierdichten der Feldlerchen und der gefährdeten Kiebitze war auf den Bioflächen um das 2 bis 3fache höher als auf den konventionellen Flächen (Kragten et al., 2008a).

Säugetiere

Untersuchungen bei Säugetieren kommen zum Schluss, dass die biologische Landwirtschaft die Arten- und Individuenzahl von gewissen Säugetierarten positiv beeinflusst.

Bei Wald-, Wühl- und Spitzmäusen war die Aktivität in biologischen Feldern erhöht (Brown, 1999). Dabei spielte das erhöhte Futterangebot an den Feldrändern durch Ausgleichsflächen eine wichtige Rolle. Ebenfalls von biologischer Bewirtschaftungsweise profitieren Fledermäuse (Fuller et al., 2005; Wickramasinghe et al., 2003): Dank grösserem Insektenvorkommen und besserer Qualität der Habitate (z.B. Hecken, Gewässer) kommen mehr verschiedene Arten und auch mehr Individuen vor.

Ackerbegleitflora

Die typische Ackerflora ist durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung fast verschwunden. In der Schweiz sind 86% der Arten der Ackerbegleitflora auf der Roten Liste. Bioäcker weisen eine bis zu sechsfach höhere Artenvielfalt der Segetalflora auf als konventionelle Äcker. Dies zeigen zahlreiche Studien aus ganz Europa (z.B. Gabriel und Tschardt, 2007; Holzschuh et al., 2007; Gabriel et al., 2006; Frieben und Köpke, 1995; Fuller et al., 2005; Hald, 1999; Kay und Gregory, 1999). Zudem ist der Anteil seltener und gefährdeter Pflanzenarten höher. Aus der Sicht des Naturschutzes ist dies besonders bedeutsam, da viele Segetalarten im Schweizer Mittelland gefährdet sind. Durch den Einsatz von synthetischen Stickstoffdüngern im konventionellen Anbau werden Stickstoff liebende Arten gefördert, die oft als problematische Unkräuter betrachtet werden (Kay und Gregory, 1999).

In neuesten Studien wurden in Bioflächen deutlich mehr durch Insekten bestäubte Pflanzenarten nachgewiesen, was auf eine funktionierende Wechselwirkung zwischen Pflanzen und Blüten bestäubenden Insekten hindeutet. Auf konventionellen Flächen funktionieren diese Wechselwirkungen aufgrund einer zu geringen Vielfalt an Blüten bestäubenden Insekten teils nicht mehr (Gabriel und Tschardt, 2007).

Der Bodensamenvorrat ist eine wesentliche Grundlage für die Etablierung einer artenreicher Begleitflora. Je nach Kultur wird der Samenvorrat durch die unterschiedlichen Bewirtschaftungsverfahren beeinflusst. Die Umstellung auf Biobewirtschaftung geht einher mit einer starken Erhöhung des Bodensamenvorrats. Eine Untersuchung aus Süddeutschland zeigte nach 3 Jahren Umstellung zuerst eine Verdreifachung und nach 6 Jahren mehr als eine Verdopplung des Bodensamenvorrats: von 4050 Samen auf 10220 Samen pro m² (Albrecht, 2005). Der Anbau

von Wintergetreide, Sonnenblumen und Lupinen erhöhte die Samenbank mit 30-40%, Kartoffeln und Schwarzbrache liessen den Samenvorrat unverändert, Klee gras verminderte ihn um 39%. Von 44 häufigen Begleitflora-Arten wurden 31 Arten (v.a. 1-jährige und perennierende Kräuter) durch die Umstellung gefördert (Albrecht, 2005).

Die deutlichen Unterschiede bei der Ackerunkrautflora werden nicht kleiner, wenn statt der konventionellen die integrierte Bewirtschaftung zum Vergleich herangezogen wird, da der Herbizideinsatz auch dort die dominierende Methode der Unkrautbekämpfung ist. Eine Untersuchung in Rheinhessen verglich 90 Öko- mit 91 IP-Betrieben. Die Artenzahlen waren auf den Ökobetrieben gegenüber den IP-Betrieben um 216% erhöht und der Deckungsgrad der Ackerunkräuter um 500%. Die Diversität (Shannon-Weaver-Index) war in den ökologisch bewirtschafteten Äckern um 507% höher als in den integriert bewirtschafteten Flächen (Eysel, 2001).

Dank dem Verzicht auf Herbizide und der Anwendung Boden schonender Verfahren und vielfältiger Fruchtfolgen trägt der Biolandbau wesentlich zur Erhaltung bedrohter Ackerkräuter bei.

Seltene, gefährdete oder anspruchsvolle Arten

Für die Erhaltung seltener oder gefährdeter Arten braucht es meist spezielle Artenschutzprogramme, denn die üblichen Programme des ökologischen Ausgleichs reichen dazu nicht aus. Der biologische Landbau kann dabei einen wichtigen Beitrag im Bereich der Nutzflächen leisten. Dies wurde bei gefährdeten oder im Rückgang begriffenen Feldvögeln (Christensens, 1996; NABU, 2004; Kragten et al., 2008a), Pflanzenarten im Acker (Gabriel und Tschardt, 2007) und bei mikroklimatisch anspruchsvollen Laufkäferarten (Pfiffner und Luka, 2003) festgestellt.

Die Feldlerche, eine wichtige Leitart der offenen Kulturlandschaft, profitiert stark vom Bioanbau. Auch die selten gewordenen Fasane, Kiebitze, Rebhühner und Braunkehlchen sind in höheren Siedlungsdichten auf Bioflächen nachgewiesen worden (NABU, 2004; Neumann et al., 2007).

Viele im Bestand rückläufige und gefährdete Gliedertierarten kommen vor allem in naturnahen Flächen vor. Weniger dichte Getreidebestände, reiche Begleitflora und als Folge der geringen Bestandesdichte ein günstiges Mikroklima sind Faktoren, die sich auf anspruchsvolle Gliedertierarten positiv auswirken. Einige davon immigrieren in Bioackerflächen, da sie dort noch passende Lebensraumverhältnisse vorfinden. Konventionell bewirtschaftete Flächen weisen ungünstige Bedingungen auf (z.B. hohe Bestandesdichte, meist nahezu unkrautfrei), und werden daher von anspruchsvollen Gliedertierarten nicht besiedelt (Pfiffner und Luka, 2003).

2.2.3 Förderung von Ökosystemdienstleistungen (Funktionelle Biodiversität)

Verschiedene Dienstleistungen eines Ökosystems werden durch verschiedene Artengruppen aufrechterhalten. Eine hohe Artenvielfalt ist die Grundlage für Ökosystemdienstleistungen. Wird dabei nur eine einzige Ökosystemdienstleistung betrachtet, könnte die Anzahl nötiger Arten unterschätzt werden, die es für ein voll funktionsfähiges Ökosystem braucht. Neuste Studien aus europäischen Graslandökosystemen haben aufgezeigt, dass verschiedene Dienstleistungen des Ökosystems durch verschiedene Gruppen von Arten beeinflusst werden (Hector und Bagchi, 2007). Weil jeweils andere Arten für unterschiedliche Ökosystemdienstleistungen zuständig sind, braucht es deshalb insgesamt mehr Arten, um ein voll funktionierendes System zu erhalten, als wenn man sich nur auf eine Dienstleistung konzentriert. Bereits der Verlust von wenigen Arten kann dazu führen, dass die Gesamtfunktion eines Ökosystems beeinträchtigt wird. Bisherige Untersuchungen sind immer davon ausgegangen, dass Arten, die für eine Öko-

systemdienstleistung wichtig sind, alle anderen Dienstleistungen auch gewährleisten können – aber das scheint nicht der Fall zu sein.

Die auf Biobetrieben festgestellte höhere Artenvielfalt vieler Tiergruppen und die grösseren Populationsdichten bestimmter Arten sind demzufolge eine wichtige Voraussetzung für den Erhalt von Ökosystemdienstleistungen. Bei Ökosystemdienstleistungen wie Regulierung von Schadinsekten (Drinkwater et al., 1995; Gurr et al., 2004; Hesler et al., 1993; Mohamed et al., 2000; Östman et al., 2003; Peng und Christian 2005; Wyss, 1995; Wyss et al., 1995; Wyss et al. 2005, Zehnder et al., 2007), Bestäuberfunktion (Morandin et al. 2005, Holzschuh et al. 2007), Erosionsverminderung auf Ackerböden (Siegrist et al., 1998), Dungabbau in Weiden (Hutton et al., 2003) und Abbau von Schadorganismen im Boden (Klingen et al., 2002) wurde in Freilandversuchen aufgezeigt, dass sie durch biologische Landwirtschaft verbessert werden können.

Regulierung von Schadinsekten

Die Förderung einer angepassten floristischen Vielfalt in den Kulturen mit eingesäten Wildkräutern (Buntbrachen), Säumen, Hecken und Untersaaten, führt zu einer höheren Vielfalt und Zahl von natürlichen Feinden der Schädlinge. Dieses Habitatmanagement führt einerseits zu einem höheren Angebot von schützenden Unterschlüpfen für die Nützlinge (Hossain et al., 2002; Thomas et al., 1992), andererseits erhöht es das Angebot alternativer Beutetiere (Mathews et al., 2004), von Nektar und Pollen (Wäckers et al., 2007). Dass all diese Faktoren die biologische Regulierung von Schädlingen positiv beeinflussen, wurde erst kürzlich in verschiedenen Reviews erkannt und hervorgehoben (Gurr et al., 2004; Landis et al., 2000; Wäckers et al., 2007).

Die erhöhte Zahl natürlicher Feinde aufgrund des Habitatmanagements in biologisch bewirtschafteten Systemen wurde von verschiedenen Autoren beschrieben (Drinkwater et al., 1995; Hesler et al., 1993; Wyss, 1995; Wyss et al., 1995). Dass die höhere Zahl natürlicher Feinde in biologisch bewirtschafteten Systemen auch tatsächlich einen Beitrag zur Regulierung von Schädlingen leistet, haben bisher erst wenige Studien beweisen können. Dank der höheren Zahl von Parasitoiden und Räubern wurden die Blattläuse in biologisch bewirtschafteten Kulturen gegenüber der Kontrolle (Wyss, 1995; Mohamed et al., 2000) bzw. gegenüber konventionellen Kulturen (Birkhofer et al., 2008a) signifikant reduziert. Eine weitere Studie zeigt auf, dass mit der erhöhten Zahl natürlicher Feinde in biologisch bewirtschafteten Gerstenfeldern sogar eine signifikante Ertragssteigerung erreicht werden kann (Östman et al., 2003). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt eine australische Studie, wo die Kombination von Nützlingsförderung und biologischem Pflanzenschutz im Mangoanbau zu einem Mehrertrag von 90% gegenüber der konventionellen Bewirtschaftung führt (Peng und Christian, 2005).

Bestäuberfunktion

Die generelle Abnahme von vielen Bestäubergruppen bedrohen nicht nur die Erträge von wichtigen Nahrungspflanzen, sondern auch das Überleben von vielen wilden Pflanzenarten (FAO 2002). Die Folgen für die Stabilität des gesamten Ökosystems sind wegen der komplizierten Zusammenhänge nur schwer abzuschätzen. Neben der domestizierten Honigbiene spielen auch Wildbienen, Schmetterlinge und andere Insekten eine wichtige Rolle in der Bestäubung von Kultur- und Wildpflanzen. Der ökonomische Wert der Bestäubung wird weltweit auf jährlich 30 bis 60 Milliarden Euro geschätzt. Seit mehreren Jahren wird weltweit ein Honigbienensterben beobachtet. Besonders akut ist der Rückgang in den USA, wo 29% der Imker in den Jahren 2005 und 2006 bis zu 75% ihrer Völker verloren haben. Wildbienen können zwar die Arbeit der

im Rückgang begriffenen Honigbiene übernehmen, aber nur in Gebieten mit ausreichend naturnahen Landschaftselementen (Winfree et al., 2007).

Mit der zurzeit grossen Unsicherheit über die Entwicklung der Honigbiene (National Research Council of the National Academies 2006) werden Wildbienen als „Versicherung“ der Bestäubung immer wichtiger, da sie deren Funktion zumindest teilweise übernehmen können und auch bei schlechten Wetterbedingungen ihre Funktion besser erfüllen als die Honigbiene (Kremen et al., 2007). Die Aufgabe der Landwirtschaft wird es sein, die Anforderungen von Wildbienen bezüglich Futter und Nestmöglichkeiten zu erfüllen und diese als Bestandteil eines funktionierenden Systems zu betrachten. Der biologische Landbau bietet dazu gute Möglichkeiten. Ein wichtiger Grund, warum Bestäuberinsekten häufiger in der biologischen als konventionellen Landwirtschaft anzutreffen sind, liegt in der erhöhten Begleitfloradichte der Felder (Moradin und Winston, 2005), welche wiederum von der erhöhten Bestäuberdichte profitieren (Gabriel und Tschardt, 2007). Der Gebrauch von Pestiziden kann zudem auch die Mortalität der Bestäuber erhöhen und ihr Fressverhalten verändern (Kremen et al. 2007). Als weitere positive Auswirkung des biologischen Anbaues ist wiederum der erhöhte Anteil naturnaher Flächen in der Landschaft zu nennen, der einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt von Bienen hat (Holzschuh et al., 2007).

Weitere Ökosystemdienstleistungen in Kürze

Untersuchungen aus Norwegen zeigen, dass Bodenschädlinge in Bioböden durch eine reichhaltigere Pilzfauna besser kontrolliert werden als in konventionell bewirtschafteten Böden (Klingen et al., 2002).

Hutton et al. (2003) stellten auf Bioweiden eine reichere Fauna im Dung fest. Im Gegensatz zu konventionellen Weiden wird diese Fauna auf Bioweiden nicht durch Tierarzneimittel geschädigt. Die Dungfauna trägt wesentlich zum Abbau und Recycling des Dungs bei. Dies wirkt sich wiederum positiv auf die Futterqualität aus.

2.2.4 Ökologisch optimierte IP-Anbausysteme und Biolandbau im Vergleich

Der integrierte Anbau (IP-Suisse) und IP-Extensio-Anbau (= kein Einsatz von Fungiziden, Insektiziden und Wachstumsregulatoren) gelten in der Schweiz als das ökologisch optimierte „konventionelle“ Anbauverfahren und in Europa als vorbildlicher konventioneller Anbau.

In der Schweiz wurde der integrierte Anbau in verschiedenen wissenschaftlichen Untersuchungen mit dem Biolandbau verglichen. Im DOK-Langzeit-Systemversuch sowie in Betriebspaarvergleichen zeigte sich, dass die Biomasse und Dichte von Laufkäfer, Spinnen und Regenwürmer in IP- oder IP-Extensioflächen signifikant geringer ist als auf Bioflächen (Pfiffner et al. 1993; Pfiffner und Niggli, 1996; Pfiffner und Mäder, 1997; Mäder et al., 2002; Pfiffner und Luka, 2007; Birkhofer et al., 2008a, b). Laufkäfer und Spinnen sind wichtige Nützlinge in Ackerkulturen. Die höhere Artenvielfalt und das zahlreichere Individuenvorkommen auf den Bioackerflächen tragen deshalb zur Verbesserung der natürlichen Schädlingsregulation bei (Birkhofer et al., 2008a). Dass agrarökologisch wichtige und für den Naturschutz interessante Laufkäferarten exklusiv oder zahlreicher in Bioflächen auftraten, belegt den ökologischen Mehrwert der biologischen Anbauweise (Pfiffner und Luka 2003).

Die grössten Unterschiede zwischen biologischer und konventioneller Produktion im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf die Fauna und Flora liegen in den unterschiedlichen Pflanzen-

schutzmassnahmen, der Unkrautregulierung, der Düngung, der Fruchtfolgegestaltung und im Angebot an naturnahen Lebensräumen und Strukturen.

Der Verzicht auf Herbizide, chemisch-synthetische Pestizide und Mineraldünger, die vielfältigen Fruchtfolgen, die geringere Düngung, die schonende Bodenpflege (Humuswirtschaft) und der hohe Anteil an naturnahen und wertvollen Flächen auf Biobetrieben wirken sich positiv auf die Biodiversität aus.

Neben dem lokalen Einfluss der Bewirtschaftungsweise und betrieblicher Faktoren hat eine Vielzahl weiterer Faktoren auf Landschaftsebene Einfluss auf die Biodiversität. So führt die Intensivierung des Anbaus zu einem Verlust von räumlicher wie zeitlicher Heterogenität in Landwirtschaftsgebieten, was viele faunistische Wechselwirkungen negativ beeinflusst. Wichtig sind naturnahe Flächen als Rückzuggebiete, die nach einer Störung eine schnelle Wiederbesiedlung des Kulturlandes erlauben. Für die Überwinterung oder als Ort von Nahrungsquellen spielen die naturnahen Flächen eine Schlüsselrolle (Pfiffner und Luka, 2000).

Die positiven Auswirkungen des Biolandbaus auf die Biodiversität wirken sich in homogenen, strukturell verarmten Landschaften stärker aus als in strukturierten Landschaften (Rundlöf und Smith, 2006; Bengtsson et al., 2005; Tschardt et al., 2005; Benton et al., 2003). Aber auch in strukturierten Landschaften sind biologisch bewirtschaftete Flächen qualitativ und quantitativ reichhaltiger als integriert bewirtschaftete Flächen, was wesentlich zur Erhaltung einer artenreichen, standorttypischen Fauna beiträgt (Pfiffner und Luka, 2003). Die anbausystembedingten Unterschiede sind in strukturierter Landschaft kleiner, da die negativen Effekte des Intensivanbaus teils durch die Einwanderung aus naturnahen Flächen kompensiert werden kann.

Untersuchungen zur mikrobiellen Vielfalt in Böden des DOK-Versuchs haben gezeigt, dass die Substratnutzungsmuster der Bodenmikroflora in Bioböden eine höhere Diversität aufweisen und diese erhöhte Diversität mit einer höheren Energienutzungseffizienz zusammenhängt (Fließbach und Mäder, 1997). Dies bedeutet, dass Mikroorganismen der Bioböden einen geringeren Energiebedarf aufweisen (Mäder et al., 2002). Untersuchungen von molekularen Biomarkern (DNA, PLFA) in Böden des DOK-Versuchs haben zudem gezeigt, dass sich die Mikroflora in den langfristig biologisch oder konventionell geführten Verfahren deutlich unterscheiden. Die genetische Vielfalt unterschied sich zwischen den organisch gedüngten und nicht organisch gedüngten Verfahren (Hartmann et al., 2006a) und zwischen biologischen, integrierten und konventionellen Verfahren (Esperschütz et al., 2007).

2.3 Beitrag zur Landschaftsqualität

Die Definition für Landschaft bezieht sich sowohl auf gewöhnliche Agrarökosysteme und naturnahe Lebensräume als auch auf deren visuellen Charakter. In diesem Sinne kann die Landschaft nach ihrer eigentlichen Schönheit, den historischen Besonderheiten, der Verkörperung kultureller Werte, nach vergangenen und heutigen Einflüssen der Landnutzung, Landwirtschaftsweisen, Zusammensetzung der landwirtschaftlichen Betriebssysteme, Verteilung von Lebensräumen und von Menschenhand geschaffenen Besonderheiten wie Natursteinmauern oder historischen Gebäuden geordnet werden (OECD, 1997). Typische standortspezifische und diversifizierte Landschaften sind von grosser Bedeutung für die regionale Identität und haben einen hohen sozialen Stellenwert.

Es gibt nur wenige umfassende Studien, die die Einflüsse verschiedener Landbausysteme auf die Landschaft untersuchen (van Elsen, 1997; Noquet et al., 1996; Pennanzi, 1996). Diese Studien räumen dem Biolandbau ein gewisses Potential für positive Effekte auf die Landschaft ein,

zeigen aber auch, dass Massnahmen der Landschaftsgestaltung stark von den individuellen Aktivitäten der Produzenten abhängen.

Für die Schweiz untersuchte Steiner (2006) die Auswirkungen des Biolandbaus auf die Landschaft. Die Dissertation zeigte, dass im Vergleich zu IP-Betrieben Bio-Betriebe (Knospe und Demeter) signifikant häufiger Hecken pflegen. Zudem ist die durchschnittliche Anzahl der Hochstamm-Feldobstbäume bei Knospe- und Demeter-Betrieben signifikant höher als bei IP-Betrieben. Biologische Anbaumethoden führen nur zu graduell sichtbaren Unterschieden in der Landschaft. Auch wenn der Anteil der Bio-Betriebe massiv gesteigert werden könnte, würde der Struktur- und Formenreichtum der traditionellen Kulturlandschaft nicht wieder hergestellt werden (Reisner, 2000). Jedoch würde die intensiv genutzte Agrarlandschaft reicher an ökologischen Ausgleichsflächen und mit Hecken und Hochstamm-Feldobstbäumen belebt (Steiner, 2006).

Schader et al., (2008) zeigen (siehe Kapitel 2.2.1), dass die Biobauern in der Schweiz sich in grösserem Mass an Ökoausgleichsprogrammen beteiligen und damit Bio-Betriebe mehr landschaftsgestalterische Elemente aufweisen.

2.4 Beitrag zum Bodenschutz

2.4.1 Humusprozesse

Durch die landwirtschaftliche Nutzung haben Böden einen grossen Teil ihres Humusgehalts oder ihrer organischen Substanz verloren (Lal, 2004). Die Änderung der Landnutzung hat grosse Mengen an Kohlenstoff aus der organischen Substanz des Bodens durch Mineralisierung freigesetzt. Diese hat nicht nur Anteil an der Erhöhung des CO₂-Gehalts der Luft, sondern hat auch dazu geführt, dass Nährstoffe für die Pflanzenproduktion aus dem Humus freigesetzt wurden. Ein grosser Anteil der jährlich durch die Vegetation gebildeten Biomasse wird im Boden durch biologische Prozesse wieder in seine mineralischen Bestandteile zerlegt und nur ein kleiner Teil davon verbleibt in stabilen Fraktionen der organischen Substanz des Bodens (Fließbach und Mäder, 2000; Fließbach et al., 2000).

Humus ist ein wesentlicher Faktor der Bodenfruchtbarkeit (VBBo, 1998), denn die Erosionsanfälligkeit, Stabilität, Wasserspeichermöglichkeit, Nährstoffmobilisierung, Durchlüftung und Lebensraumfunktion des Bodens werden entscheidend durch seinen Gehalt an organischer Substanz mitbestimmt.

Der Humusgehalt des Bodens kann durch Massnahmen der Bodenbewirtschaftung wieder aufgebaut werden. Zufuhr von organischer Substanz, permanente Bodenbedeckung durch Pflanzen, reduzierte Bodenbearbeitung und vielfältige Fruchtfolgen sind landwirtschaftliche Massnahmen, um den Humusgehalt des Bodens wieder aufzubauen bzw. zu stabilisieren. Eine besondere Rolle hat in diesem Zusammenhang die Tierhaltung, die durch die Notwendigkeit des Futterbaus, mit möglicherweise mehrjährigem Klee-grasanbau und den Hofdüngern aus der Tierproduktion einen grossen Beitrag zum Humusaufbau zu leisten im Stande ist (Fließbach et al., 2007; Pimentel et al., 2005).

Der biologische Landbau vereint daneben eine Reihe von Massnahmen, die direkt dem Aufbau von Humus im Boden zugute kommen. Der Biolandbau zielt ab auf die Nutzung natürlicher Stoffkreisläufe und Regelmechanismen. Chemisch-synthetische Dünger sind im Biolandbau nicht gestattet, daher müssen die vorhandenen Ressourcen optimal genutzt werden. Neben der möglichst verlustfreien Lagerung, Aufbereitung und Ausbringung von Hofdüngern, sind dies die Zwischenkulturen, Untersaaten und Ausgleichsflächen. Die reduzierte Bodenbearbeitung kann

einen weiteren Beitrag vor allem in den oberen Bodenschichten leisten (Berner et al., 2008), muss aber im biologischen Landbau noch weiterentwickelt werden, wegen der Unkräuter und der langsameren N-Mineralisierung im Frühjahr.

2.4.2 Physikalischer Bodenschutz und Erosion

Der Verlust fruchtbaren Bodens ist ein grosses Problem intensiv genutzter Agrarstandorte weltweit. Pimentel et al. (1995) schätzen, dass etwa ein Drittel des fruchtbaren Ackerlands in der Zeit von 1955 bis 1995 weltweit durch Wind- und Wassererosion verloren gegangen sind. Die Erosion ist von zahlreichen Faktoren abhängig, so etwa von der Hangneigung, der Bodenbeschaffenheit, der Parzellengrösse, der Art der Kulturen, der Häufigkeit und Intensität der Niederschläge aber auch von der Verdichtung des Bodens durch landwirtschaftliche Maschinen. Je mehr ein Boden an Humus verliert und damit einen wichtigen Faktor seiner Strukturstabilität, desto grösser ist die Gefahr der Erosionsverluste bei entsprechenden klimatischen Ereignissen. Untersuchungen aus dem DOK-Versuch haben gezeigt, dass Böden der Biolandbauverfahren eine höhere Strukturstabilität aufweisen (Siegrist et al., 1998), obwohl hier die Fruchtfolge der verglichenen Verfahren identisch ist. In einem US-amerikanischen Vergleichsversuch wurde in den Bio-Varianten eine 15–20% höhere Infiltrationsrate gemessen als in der konventionellen Vergleichsvariante. Dies hat wichtige Auswirkungen auf die Grundwasserneubildung und Erosion (Pimentel et al., 2005). In Trockenjahren konnten die biologischen Systeme dieses Versuchs zudem deutlich höhere Erträge erbringen, da der Boden mehr Wasser gespeichert hatte (Hepperly et al., 2006). Langjährige Bodenruhe unter Klee gras und permanente Bodenbedeckung durch vielfältige Fruchtfolgen mit Zwischenkulturen sind Bestandteil des Biolandbaus, die sich positiv auf die Strukturstabilität des Bodens auswirken und helfen Erosion zu vermindern.

2.4.3 Biologische Bodenprozesse und Bodenfruchtbarkeit

Der Boden ist Lebensraum für eine Vielzahl von Organismen, die die meisten Bodenprozesse steuern oder beeinflussen. Regenwürmer sind geeignete Indikatoren für die Bodenfruchtbarkeit (FAO, 2002). Regenwürmer erbringen umfangreiche, nützliche Leistungen im Nährstoff-, Wasser- und Lufthaushalt der Böden. Regenwurmreiche Böden besitzen höhere Wasserinfiltration und erodieren dadurch weniger, fördern Abbau von Schadorganismen und den Nährstoffumsatz und tragen zur Bildung von stabilen Bodenkrümeln bei (Ton-Humus Komplex, Gefügebildung). Sie stellen aber auch eine Nahrungsquelle für zahlreiche Tierarten (Käfer, Kleinsäugetiere, Vögel) dar.

Eine Mehrheit der vergleichenden Studien zeigt, dass die Anzahl Individuen, die Biomasse und teils auch die Artenzahl von Regenwürmern in biologisch bewirtschafteten Böden bedeutend höher ist als in konventionellen (Hole et al., 2005). Vergleiche des Einflusses biologischer und integrierter Landwirtschaft auf die Regenwürmer haben in Parzellen- und Betriebsversuchen in der Schweiz ähnliche Resultate gezeigt. Auf biologisch bewirtschafteten Parzellen im DOK-Langzeitversuch und auf den Ackerflächen der Biobetriebe konnten mehr Individuen, mehr Biomasse und mehr Arten nachgewiesen werden als auf den integriert bewirtschafteten Flächen (Pfiffner, 1993; Pfiffner et al., 1993; Pfiffner und Mäder, 1997; Pfiffner und Luka, 2007; Birkhofer et al., 2008a). Die Unterschiede sind zu einem grossen Teil auf den konsequenten Einsatz organischer Dünger, vielfältiger Fruchtfolgen mit Klee gras und überwinternden Zwischenfrüchten, Gründüngungen sowie auf den Verzicht von chemischen Pestiziden zurückzuführen. In letzter Zeit konnten sich die Regenwurmpopulationen in den integriert bewirtschaftete-

ten Flächen des DOK-Versuchs wieder erholen, da die schädlichsten Pestizide nicht mehr zum Einsatz kamen (Jossi et al., 2007).

Untersuchungen über Mikroorganismen (Bakterien, Pilze) in biologisch bewirtschafteten Böden des DOK-Versuchs zeigen eine signifikant höhere mikrobielle Biomasse, mikrobielle Bodenenzyme und Mineralisierung an (Fließbach et al. 2007; Mäder et al. 2002), verbunden mit einer höheren Vielfalt an Mikroorganismen (Fließbach und Mäder 1997; Hartmann et al. 2006a; Esperschütz et al., 2007) und grösseren Menge, Funktionalität und Vielfalt von Mykorrhizapilzen (Mäder et al., 2000; Oehl et al., 2004). Die Mineralisierung von Ernterückständen war in Böden mit hoher mikrobieller Biomasse beschleunigt und ein grösserer Anteil der Ernterückstände wurde im Boden zum Aufbau von lebenden mikrobiellen Zellen verwendet (Fließbach und Mäder, 2000; Fließbach et al., 2002). Nicht nur im Oberboden war die mikrobielle Biomasse im biologisch bewirtschafteten Boden erhöht, sondern selbst bis in eine Tiefe von 60 cm konnten höhere Gehalte nachgewiesen werden (Fließbach et al., 1999).

Für den biologischen Landbau, der ohne mineralische Düngung und im Prinzip auch ohne gezielte Steuerung der Düngermenge auskommen muss, ist die Menge und Funktion der Bodenmikroflora von entscheidender Bedeutung. Die Mineralisierung der Pflanzennährstoffe wird mikrobiell gesteuert und ein grosser Teil der Nährstoffe sind in der mikrobiellen Biomasse gespeichert und teils für die Pflanzen verfügbar. Die Bedeutung der mineralischen Stickstoffdüngung für hohe Flächenerträge ist unstrittig, auch wenn nur ein Teil des gedüngten Stickstoffs in der Pflanze wiederzufinden ist. Je nach Düngungsniveau gehen bis zu 50% des gedüngten Mineralstickstoffs ins Grundwasser oder in die Atmosphäre verloren. Die oft genannte Bedeutung des Stickstoffs für den Aufbau von Humus und Bodenfruchtbarkeit via erhöhte pflanzliche Rückstände hat sich in den meisten Fällen nicht bestätigt (Khan et al., 2007). In den ausschliesslich organisch gedüngten Böden des DOK-Versuchs war der mikrobiell gebundene Stickstoff eng mit dem jeweiligen Ertrag verknüpft, während er in den mineralisch gedüngten darüber hinaus ging. Dies zeigt an, dass die natürlich vorhandene Biomasse in mineralisch gedüngten Böden ihre Rolle als Vermittler der Pflanzennährstoffe nicht mehr einnimmt. Khan et al (2007) fordern daher eine Orientierung des N-Managements an der Bodenart, im Gegensatz zur bisherigen Orientierung am Ertrag. Eine Verringerung der Stickstoffdüngung auf ein Mass, das umweltverträglich ist, wird im Biolandbau weitestgehend schon praktiziert. Die Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser ist bei verringerter und organischer Düngung deutlich tiefer als bei hoher, mineralischer Düngung (Kramer et al., 2006). Diese Studie hat zudem zeigen können, dass die Denitrifizierung in biologischen Böden effizienter – mit N_2 als Endprodukt – abläuft, während im konventionellen Boden mehr N_2O gebildet wurde, das sehr klimaschädlich ist. Verluste des „reaktiven“ Stickstoffs an die Umwelt sind mit Gefahren für Ökosystem, Wasser und Klima verbunden und sollten daher vermieden werden.

2.5 Beitrag zur Qualitätsverbesserung von Grund- und Oberflächenwasser

Die Nährstoffbelastung von Gewässern, insbesondere durch Stickstoff- und Phosphorüberschüsse, ist eines der Kernprobleme der Agrarumweltpolitik. Daher ist ein effizienter Einsatz dieser Nährstoffe wichtig, um die Umwelt zu schützen (Herzog und Richner, 2005). Aufgrund von Nährstoffüberschüssen im Anbausystem kommt es neben gasförmigen Emissionen zu Nährstoffverlagerungen im Boden. Stickstoff ist im Boden mobil und daher auswaschunggefährdet. Deshalb sind temporäre Stickstoffüberschüsse im Boden zum Beispiel bei Starkregenereignissen eine potentielle Belastung für das Grundwasser. Dagegen ist Phosphor im Boden

immobil und wird vor allem in Oberflächengewässer über Abfluss- und Erosionsereignisse eingetragen (Shortle et al., 2001).

Die agrarpolitischen Massnahmen zur Reduktion der Nährstoffbelastungen, insbesondere die obligatorische ausgeglichene Nährstoffbilanz im ÖLN, haben zu einer erheblichen Reduktion der Überschussmengen geführt. Dagegen wurden die Ziele zur Nitratbelastung des Grundwassers und zur Reduktion der P-Belastung der Oberflächengewässer verfehlt. Markanterweise identifiziert der Bericht Stickstoffauswaschungsprobleme vor allem im Ackerbaubereich (Herzog und Richner, 2005), welche weitgehend auf mineralischen Stickstoff und weniger auf Wirtschaftsdünger zurückzuführen sein dürften und daher für Biobetriebe nicht zutreffend sind. Der Bericht schlägt eine Eliminierung der 10prozentigen Überschusstoleranz in der Nährstoffbilanz und eine Verhinderung der jährlichen Ausreizung der Nährstoffbilanzen vor, welche die Hauptursachen für nationale N- und P- Überschüsse sein dürften (Herzog und Richner, 2005). Diesbezüglich ist festzustellen, dass Biobetriebe die Nährstoffbilanzen durch geringeren Futter- und Nährstoffzukauf, weit weniger stark ausreizen als Nicht-Biobetriebe.

Im nationalen Ökopilotbetriebsnetz, welches von 1991 bis 1996 zwanzig Bio- und 76 IP-Betriebe miteinander verglich, zeigte sich in der Stickstoffbilanz eine deutliche Unterversorgung der Biobetriebe (1993 minus 10 kg N_{verf.}/ha absinkend auf minus 33 kg im Jahr 1996). Die IP-Betriebe starteten bei Projektbeginn bei plus 40 kg, welche sich bis 1996 auf minus 5 kg veränderte) (Hausheer et al., 1998).

Für geringere Nährstoffauswaschungspotentiale auf Biobetrieben sprechen grundsätzlich drei Fakten:

- Es befinden sich grundsätzlich geringere Nährstoffmengen im System, dadurch ist die potentiell auswaschungsgefährdete Menge ebenfalls reduziert.
- Die Menge an verfügbarem Stickstoff ist meist wesentlich niedriger in biologisch bewirtschafteten Böden (geringere N-Mengen, weniger Gülle, mehr Mist) (Shepherd et al., 2003).
- Da Nährstoffe nicht einfach über Mineraldünger importiert werden können, sind die Opportunitätskosten von Stickstoffverlusten sehr hoch, verglichen mit Nicht-Biobetrieben. Für Biolandwirte spielt daher ein optimales Nährstoffmanagement, zur Eindämmung von Verlusten (bspw. bei der Ausbringung), eine wesentlich grössere Rolle.

Zwar stellen Nemecek et al. (2005), im direkten Vergleich von einzelnen Ackerkulturen mittels Nitrat- und Phosphormodellen teilweise höhere Eutrophierungswirkungen des Biolandbaus fest. Internationale Publikationen der letzten Jahre dagegen zeigen geringere Nährstoffauswaschungsmengen auf Biobetrieben und belegen eindeutig die positive Wirkung des biologischen Landbaus auf die Qualität von Grund- und Oberflächengewässern im Vergleich zu nicht biologisch bewirtschafteten Betrieben (Auerswald et al., 2003; Condrón et al., 2000; Edwards et al., 1990; Eltun, 1995; Goulding, 2000; Haas et al., 2001; Kirchmann und Bergström, 2001; Osterburg und Runge, 2007; Pacini et al., 2003; Stolze et al., 2000; Stopes et al., 2002; Younie und Watson, 1992).

Bei den Massnahmen bezüglich der Eutrophierung von Gewässern spielen zwei systemimmanente Ansätze der biologischen Landwirtschaft eine zentrale Rolle, nämlich a) die Verknappung des Stickstoff- und Phosphor-Inputs und b) die effiziente Kreislaufwirtschaft zwischen Tierhaltung und Ackerbau. Eine Modellstudie der Landwirtschaft des gesamten Einzugsgebietes der Nordsee zeigte, dass bei flächendeckender Anwendung dieser beiden Prinzipien der Stickstoff-Eintrag in die Nordsee halbiert werden könnte und dass keine Phosphor-Überschüsse mehr entstehen würden (Granstedt, 2006).

2.6 Beitrag zum Klimaschutz

Etwa 12-14% der Klimaerwärmung ist auf landwirtschaftliche Aktivität zurückzuführen (Smith et al. 2007). Während die Flüsse des CO₂ im Vegetationszyklus nahezu ausgeglichen sind, führt die Stickstoffdüngung zu erheblichen N₂O Emissionen aus dem Boden. Zudem wird mineralischer Stickstoff unter hohem Energieeinsatz mit Hilfe von fossilen Brennstoffen erzeugt. Methan (CH₄) wird ebenfalls von Böden emittiert – hier sind es insbesondere die trocken gelegten Moorböden, die eine Quelle darstellen. Zusammen machen die Bodenemissionen von N₂O und CH₄ etwa 38% der landwirtschaftlich bedingten Emissionen aus.

Wiederkäuer sind aufgrund ihrer grossen Anzahl weltweit zu den wichtigsten CH₄ Emittenten geworden. 32% der landwirtschaftlich bedingten Emissionen stammen aus den gärenden Pansen der Wiederkäuer (Smith et al., 2007). Die Verfütterung von energiereichem Krafffutter kann die Emissionen pro kg Milch oder Fleisch reduzieren (Beauchemin und McGinn, 2005). Wiederkäuer nutzen allerdings Raufutter von Wiesen und Weiden, das von anderen Tieren kaum genutzt werden kann. Eine Limitierung der Tierzahl und -dichte ist im Biolandbau wegen der Gefahr von Nährstoffverlusten und aus Gründen der artgerechten Haltung bereits eingeführt (Olesen et al., 2006; Weiske et al., 2006). Zudem ist bei der Milchproduktion eine Züchtung auf Lebensleistung sinnvoll, da so der relative Anteil der nicht-produktiven Jugendphase der Kuh verringert wird. Da Milch- und Fleischkonsum erheblich mehr Energie benötigen und Emissionen erzeugen (Niggli et al., 2008) als eine vegetarisch dominierte Ernährung, sollte eine Einschränkung ggf. über eine grünlandbezogene Limitierung der Wiederkäuerproduktion überdacht werden. Der Biolandbau beinhaltet also einen umfassenden system- und lebensmittelkettebezogenen Ansatz: Geringere Tierdichten pro Fläche (Gründe: artgerechte Haltung, Vermeidung von Eutrophierung) führen zu einer Erhöhung des Raufutteranteils in der Ration (Gründe: artgerechte Fütterung, präventive Tiergesundheit, Verlängerung der Nutzungsdauer, keine Konkurrenz zwischen Wiederkäuerfütterung und menschlicher Ernährung) und einem geringeren Anteil an Fleisch- und Milch in der menschlichen Ernährung (Gründe: Gesundheit und Wohlbefinden).

2.6.1 Energieverbrauch

Der zunehmende Verbrauch fossiler Energien führt zu einer Ausbeutung begrenzter Ressourcen und verstärkt die Klimaerwärmung (Pervanchon et al., 2002). Deshalb wird eine Senkung des Primärenergieverbrauchs, bzw. eine Erhöhung der Energieeffizienz, auch in der Landwirtschaft angestrebt.

Umweltpolitisch kann die Senkung des Energieverbrauchs sowohl durch Restriktionen als auch durch Anreizinstrumente beeinflusst werden. Da aber die Senkung des Primärenergieverbrauchs in der Landwirtschaft in der Schweiz kein explizites Politikziel ist, existieren derartige Instrumente (z.B. Energiesteuer) nicht. Allerdings tragen verschiedene agrarpolitische ökologische Direktzahlungsmassnahmen, z.B. die Förderung des Biolandbaus, indirekt zur Reduktion des Energieverbrauchs bei (Nemecek et al., 2005).

Dabei spielt insbesondere die indirekte Energie, d.h. Energieverbrauch, der über zugekaufte Produkte (v.a. Düngemittel, Futtermittel) dem landwirtschaftlichen System angerechnet werden muss, eine wichtige Rolle (Mack et al., 2007).

Aufgrund von starken Restriktionen hinsichtlich des Einsatzes externer Inputs und des Tierbesatzes gilt der biologische Landbau als eine primärenergieextensive Variante der landwirtschaftlichen Produktion. Dementsprechend liegt der Energieverbrauch pro Flächeneinheit in der bio-

logischen Pflanzen- und Tierproduktion wesentlich tiefer als bei der konventionellen Landwirtschaft (Grönroos et al., 2006; Haas et al., 2001; Lampkin, 2007; Schader et al., 2008). Aufgrund der zum Teil tieferen Flächenerträge im biologischen Landbau ist die produktbezogene Energieeffizienz (bezogen etwa auf die Kalorienmenge oder die Wertschöpfung) meist, aber nicht für jedes landwirtschaftliche Produkt, vorteilhafter (Ziesemer, 2007).

Neben der Frage der funktionellen Einheit, ist auch die Frage der Setzung der Systemgrenzen entscheidend für die Resultate einer Untersuchung. Wie Koppelprodukte einbezogen werden und welchen Verfahren der anfallende Dünger (und dessen Ausbringung) zugeordnet werden, ist entscheidend für die Energiebilanz der Produkte. Um die Systemgrenzen korrekt zu setzen und die Interaktionen zwischen Tier- und Pflanzenproduktion zu berücksichtigen, wurden Energieverbrauchsdaten aus den SALCA-Ökobilanzen (Agroscope-Reckenholz-Tänikon) und der ecoinvent-Datenbank mit dem sektorkonsistenten Betriebsgruppenmodell CH-FARMIS verknüpft. Dieser Ansatz ermöglicht es, in einer bottom-up-Prozedur unter Berücksichtigung der realen Betriebsstrukturen (BfS Betriebstrukturerhebung, Zentrale Auswertung) sektorkonsistente Energieverbrauchswerte zu errechnen. Die Energieverbrauchsunterschiede wurden konservativ geschätzt, v.a. für den Futtermittelzukauf, wo Unsicherheiten bzgl. der Herkunft importierter Futtermittel bestehen. Ausserdem wurden die Acker- und Spezialkulturbetriebe, bei denen die grössten Energieverbrauchsunterschiede zu erwarten sind, nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse zeigen einen gesamtschweizerisch um 34 % niedrigeren Energieverbrauch auf Biobetrieben im Vergleich zu Nicht-Biobetrieben (Abb. 1). Bei differenzierten Betrachtungen pro Region und Betriebstyp ergeben sich ebenfalls erhebliche Energieverbrauchsunterschiede für alle Vergleichsgruppen (nach Schader et al., 2008).

Wir folgern, dass der Biolandbau in der Schweiz erheblich zu Energieeinsparungen im Agrarsektor beiträgt, damit den Ressourcenverbrauch senkt und zur Treibhausgaseinsparung beiträgt.

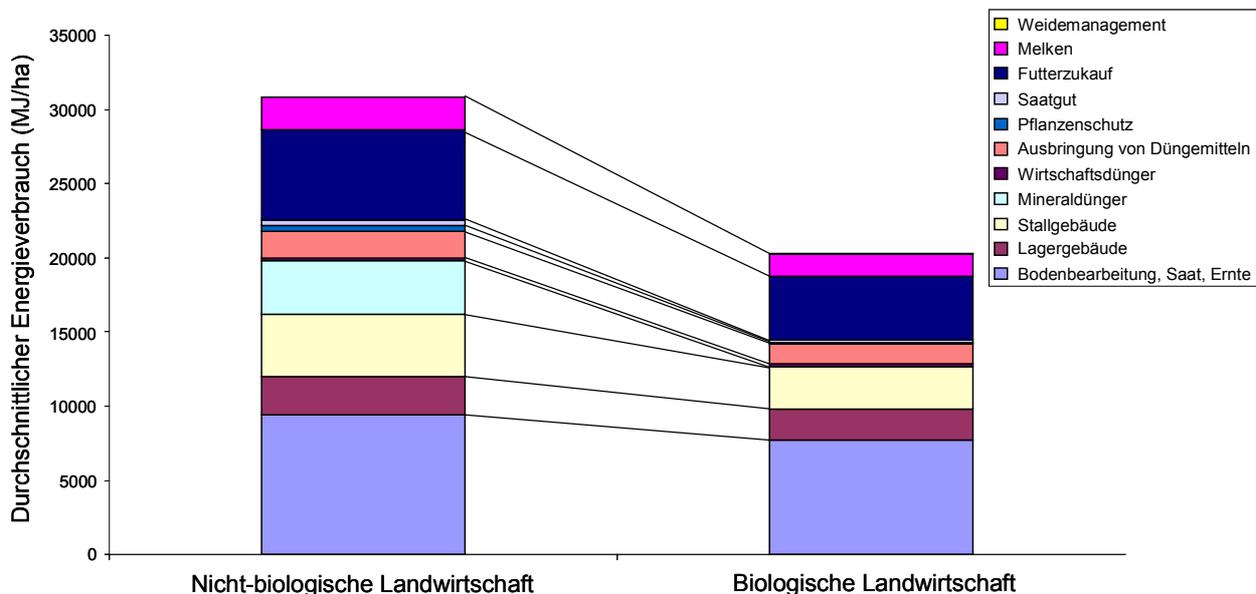


Abb. 1: Durchschnittlicher Energieverbrauch der Schweizer Mutterkuh-, Milchvieh- und Gemischtbetriebe differenziert nach Landbausystem (nach Schader et al., 2008).

2.6.2 CO₂-Rückbindung im Boden

Die Rückbindung von CO₂ im Boden ist ein Prozess, der durch die Veränderung landwirtschaftlicher Massnahmen bewirkt werden kann. Analog zu den Prozessen des Humusaufbaus ist die Kohlenstoffsequestrierung ein Prozess, der durch organische Düngung, Fruchtfolgegestaltung und reduzierte Bodenbearbeitung gefördert wird. In vielen Feldversuchen weltweit sind die organischen Kohlenstoffgehalte in Böden des Biolandbaus höher als in konventionellen Böden (Marriot und Wander, 2006; Pimentel et al., 2005; Reganold et al., 1987; Reganold et al., 1993). Im DOK-Versuch (Mäder et al., 2002) werden die Agrarsysteme bei gleicher Viehbesatzdichte verglichen. Das biodynamische Verfahren mit Mistkompostierung zeigt die höchsten Gehalte an organischer Substanz und verzeichnet keine Verluste im Vergleich zu Beginn des Versuchs (Fließbach et al., 2007; Mäder et al., 2006). Im Vergleich dazu haben das organisch-biologische 177 kg und das konventionelle Verfahren mit Misteinsatz 209 kg Kohlenstoff pro Hektar jährlich verloren. Das ausschliesslich mineralisch gedüngte Kontrollverfahren (mit Strohabfuhr) hat jährliche Verluste von 270 kg C pro Hektar eingefahren.

Verschiedene Arbeiten zeigen, dass organisch gedüngte Biolandbausysteme bezüglich Bodenkonservierung und Humusaufbau gleichwertig sind wie konventionelle pfluglose Systeme (Teasdale et al., 2007; Müller et al., 2007). Die Kombination von Biolandbau und reduzierter Bodenbearbeitung ist hingegen eine der effektivsten Methoden. Obwohl reduzierte Bodenbearbeitung unter Biolandbaubedingungen schwierig ist, da sich Unkrautpopulationen aufbauen können, hat sich in einem Langzeitversuch in Frick gezeigt, dass im Vergleich zur biologischen Pflugvariante 800 kg Kohlenstoff jährlich rückbinden lassen (Berner et al., 2008). In einem US Langzeitversuch im Bundesstaat Maryland waren die C-Rückbindungsraten noch höher (Teasdale et al., 2007).

2.6.3 Anpassung an Wetterextreme

Biologische Landwirtschaft baut auf Stoffkreisläufen und die effiziente Nutzung natürlicher Ressourcen. Die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und Stabilisierung des Bodens durch Biolandbau ist vielfach belegt (Brelund und Eltun, 1999; Esperschütz et al., 2007; Fließbach et al., 2007; Mäder et al., 2002; Oberson et al., 1993; Oberson et al., 2007; Oehl et al., 2004a; Oehl et al., 2003; Wander et al., 1995). Die Biomasse und biologische Aktivität im Boden ist wichtig für die Nährstoffmineralisierung, die Vielfalt der Symbiosen mit Pflanzen und macht die Systeme unabhängig von externen Inputs. Mit einer Erhöhung des Humusgehalts und möglichst permanenter Bodenbedeckung unter Mulch oder Pflanzen kann der Regen den Boden weniger stark abschwemmen bzw. die Hitze weniger stark austrocknen. Zudem erhöht ein hoher Humusgehalt die Wasserspeicherfähigkeit des Bodens und kann daher helfen Trockenphasen zu überbrücken (Pimentel et al., 2005). Diese Fähigkeit der Bioböden kann auch bei Hochwasser regulierend wirken.

2.7 Beitrag zur Vermeidung von Kontamination

2.7.1 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Dass der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln externe Kosten verursacht, ist unbestritten. Dabei entstehen insbesondere Kosten bei der Trinkwasseraufbereitung. Pimentel et al. (1992) schätzen die totalen externen Kosten der synthetischen Pestizide in den USA auf rund 12 Mrd. US

Dollar. Davon entfallen 5 Mrd US Dollar auf die Umwelt- und Gesundheitskosten. Auch Pretty et al. (2002) berechneten die externen Kosten der britischen Landwirtschaft. Nach ihnen verursacht jedes Kilogramm synthetischer Pestizidwirkstoff durchschnittliche externe Kosten von 13.48 Euro.

Im Biolandbau werden keine chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmittel eingesetzt. Aus ökotoxikologischen Gründen ist der Einsatz von Kupfer teilweise als kritisch zu bewerten (EFSA, 2008). Die Reglementierung der ausgebrachten Mengen an Reinkupfer in den Biorichtlinien, die Verwendung krankheitstoleranter oder -resistenter Sorten, reduzierte Kupferanwendungsstrategien (Dorn et al., 2007) und Kupferersatzprodukte (Cao et al., 2003; Dorn et al., 2007) haben die Kupferbelastung, insbesondere in den Spezialkulturen und im Kartoffelanbau, reduziert.

Generell ist festzuhalten, dass im Biolandbau weniger pestizide Aktivsubstanz eingesetzt wird. Mäder et al. (2002) haben in ihrer Langzeitstudie in einer Ackerbaufruchtfolge gezeigt, dass im biologischen Verfahren (0.21kg/ha pro Jahr) knapp 30mal weniger pestizide Aktivsubstanz eingesetzt wird als in den konventionellen Verfahren (6.0kg/ha pro Jahr). Pimentel et al. (2005) zeigten in ihrer Langzeitstudie ebenfalls auf, dass der Biolandbau in Mais- und Sojakulturen ohne synthetische Pestizide auskommt und dennoch vergleichbare Erträge erwirtschaften kann.

2.7.2 Rückstände von Pflanzenschutzmitteln in Nahrungsmitteln

Bei der Rückstandsbelastung mit Pflanzenschutzmitteln schneiden Bioprodukte gut ab. Der Gesamtbericht des Ökomonitoring-Programms Baden-Württemberg aus den Jahren 2002-2006 bestätigt (CVUA, 2006), dass im Bereich der Pflanzenschutzmittelrückstände bei pflanzlichen Lebensmitteln ein signifikanter Unterschied zwischen konventionell und biologisch erzeugter Ware besteht. Im Mittel weisen Obst- und Gemüseproben aus Bioanbau (0,01 mg/kg) einen gegenüber konventioneller Ware (0,4 mg/kg) deutlich niedrigeren Pestizidgehalt auf. Es gibt aber einen geringen Prozentsatz an Bioprodukten, die Rückstände von Pflanzenschutzmitteln enthalten. Auf Grund der Art und der Menge der Wirkstoffe müssen diese Rückstände auf eine unzulässige Behandlung bzw. eine Vermischung mit konventioneller Ware zurückgeführt werden.

Das Ökomonitoring 2007 (CVUA, 2007) streicht heraus, dass bei Untersuchungen von 494 pflanzlichen Lebensmitteln etwa 93% der Stichproben im Handel die Biokennzeichnung zu Recht führen. Bei 7.5% der frischen Bioprodukte und bei 6.5% der verarbeiteten Bioprodukte wurden Rückstände von Pflanzenschutzmitteln festgestellt. Das Rückstandsmonitoring des Bundesverbands Naturkost Naturwaren Herstellung und Handel e.V. (BNN, 2008) zeigt nach 5jährigem Bestehen an 1918 Proben (Früchte und Gemüse), dass 86.9% der Proben keine nachweisbaren Pestizide aufweisen. Bei 2.7% (57 Proben) wurden im Biolandbau erlaubte Hilfsstoffe in zulässiger Menge gefunden und bei 5.1% (106 Proben) der Proben Spuren bei oder unterhalb von 0.01 mg/kg. Nur 1% der Proben wies Rückstände oberhalb der zulässigen Höchstwerte auf. Bei 4.1% oder 89 Proben wurden Rückstände oberhalb von 0.01 mg/kg und unterhalb der geltenden Höchstmengen nachgewiesen.

2.7.3 Medikamenteneinsatz

Durch die in den Verordnungen und Richtlinien festgehaltene Bevorzugung nicht-chemisch-synthetischer Arzneimittel im Erkrankungsfall von Tieren zeichnet sich ein geringerer Einsatz insbesondere von Antibiotika ab. In der Milchviehhaltung werden Antibiotika zum überwiegenden Teil für die Eutergesundheitskontrolle eingesetzt (Schaeren, 2006). Schaeren konnte zei-

gen, dass dies in Biobetrieben zu einem deutlich geringeren Teil gegenüber IP-Betrieben erfolgt. Eigene Untersuchungen bestätigen diese Ergebnisse: Dank kontrollierter Bestandesbetreuung von Milchviehherden konnte die Eutergesundheit, gemessen an der mittleren Zellzahl, stabilisiert und der Einsatz von Antibiotika um ein Drittel reduziert werden (Ivemeyer et al., 2008). Der Biolandbau leistet somit einen hohen Beitrag zur Reduktion von Umweltbelastungen durch ausgeschiedene, nicht metabolisierte Antibiotika, deren Folgen nicht nur in der Kontamination von Lebensmitteln zu suchen sind. Darüber wurden in den vergangenen Jahren die Tierproduktion und der damit verbundene Antibiotikaeintrag als Quelle für multiresistente Erreger mit erheblichen Konsequenzen für die Therapierbarkeit solcher Mikroorganismen in der Humanmedizin identifiziert (Kemper, 2008).

3. Richtlinien und systembezogene Response-Massnahmen im Biolandbau

Bei der Entwicklung des Biolandbaus zu einer standardisierten und kontrollierbaren Landwirtschaftsmethode wurde vor 30 Jahren der Fokus auf Restriktionen bei der Qualität und Menge der Inputs gesetzt. Damit sollte sicher gestellt werden, dass die Umwelt wirksam geschützt, die Ressourcen nachhaltig genutzt und die Prävention als Hauptmassnahme der Landwirte etabliert wird.

Dank besseren Kenntnissen über Prozesse in Agrarökosystemen und deren Steuerung stehen heute in der Agrarpolitik Impact-bezogene Einzelmassnahmen stärker im Vordergrund. Der Systemansatz des Biolandbaus hat jedoch nichts an seiner Bedeutung verloren, da er durch einfach kontrollierbare Massnahmen vielfache Synergien erzeugt. Dies sei an vier Beispielen verdeutlicht:

Grundsätzliches Verbot von Herbiziden: Bei einem direkten Vergleich der Massnahmen „Herbizidbehandlung“ und „Mechanische Regulierung des Wildkrautbestandes“ wird häufig erwähnt, dass die mechanische Regulierung vom Energieverbrauch her ungünstiger sei. Trotzdem ist diese Richtlinie sehr wichtig für eine sehr nachhaltige Landwirtschaft: Sie führt zwingend dazu, dass durch vorbeugende Massnahmen das Aufschaukeln von ein- und mehrjährigen Unkräutern über eine gewisse Schadschwelle hinaus verhindert wird. Zu diesen Massnahmen gehören die vielfältige Fruchtfolge mit unterschiedlichen und zeitlich verschobenen Bodenbedeckungsgraden und das Einführen von Kunstwiese, einjährigen oder überwinterten Gründüngungspflanzen oder Untersaaten. Die mechanische Unkrautbekämpfung fördert eine vielfältige, wenig konkurrenzierende Beikrautflora, sie regt gezielt die Mineralisierung von organischem Stickstoff an und reduziert äusserst effektiv die Evaporation von bodenbürtigem Wasser durch oberflächlichen Unterbruch von Grobporen. Somit führen die Response-Massnahmen auf eine einfach zu überprüfende Restriktion zu ökologisch wertvollen und effizienten Systemen.

Restriktionen bei den chemisch-synthetischen Insektiziden: Noch deutlicher sind die Response-Massnahmen der Betriebsleiter auf die starken Restriktionen im Bereich der Schädlingsbekämpfung. Weil die im Biolandbau zugelassenen pflanzlichen Präparate oder Biocontrol-Organismen nur Teilwirkungen haben, wird die Förderung von Antagonisten in vielen Kulturen zu einer obligatorischen Massnahme. Dies geschieht hauptsächlich durch das gezielte Schaffen von ökologisch wertvollen Habitaten auf der Kulturfläche. Der ökologische Ausgleich wird damit Teil der Bewirtschaftungsmassnahmen. Diese Mechanismen sind bereits ausführlich unter Punkt 2.2.3 und 2.2.4 beschrieben.

Restriktionen bei der Verwendung leichtlöslicher Stickstoff- und Phosphordüngern: Obwohl die ÖLN-Betriebe heute dank der Swiss Bilanz viel präziser düngen und dadurch die Umweltbelastung gesenkt werden konnte, haben die Restriktionen des Biolandbaus im Bereich der Düngung grosse Effekte auf die Nachhaltigkeit der Betriebe. Als Response-Massnahme steht die kleinräumliche Rezyklierung und möglichst verlustarme Verwendung der Hofdünger im Zentrum, begleitet von der Nutzung von Leguminosen und von Gründüngung. Diese Massnahmen sichern nicht nur den Stickstoffbedarf der Kulturen, sondern sind wichtige Massnahmen beim Aufbau von Bodenfruchtbarkeit, bei der Verbesserung der biologischen und physikalischen Bodenqualität und bei der Senkung des Bedarfs an fossiler Energie. Ähnliches gilt auch bei der Verknappung des leichtlöslichen Phosphorangebotes, wo mit Steigerung der biologischen Aktivität der Bodenmikroorganismen und dank höherer Mykorrhizierung der Pflanzenwurzeln die Effizienz der Phosphornutzung deutlich verbessert werden kann. Art und Stärke der Mykorrhizierung kann als kleiner Nebennutzen die Stresstoleranz (z.B. Trockenheitsstress) verbessern (Hampp et al, 1998).

Restriktionen bei der Verwendung von Tiermedikamenten: Aus Gründen des Tierschutzes sind Medikamente im Biolandbau erlaubt. Es existieren aber zahlreiche Restriktionen, wie z.B. die Hinweise auf die Bevorzugung natürlicher oder präventiver Therapien, verlängerte Absetzfristen bei der Verabreichung von Medikamenten sowie Einschränkungen in der Zahl der Behandlungen. Diese Restriktionen führen zu einer starken Bevorzugung von vorbeugenden Gesundheitsstrategien bei allen Tierarten. Dabei werden vor allem krankmachende Haltungsbedingungen stark optimiert. Dies führt zu einer umfassenden Verbesserung des Tierwohls.

Diese vier Beispiele sind stellvertretend für zahlreiche andere Response-Massnahmen, welche im Biolandbau notwendig sind, um in den Richtlinien des Biolandbaus agronomisch und ökonomisch erfolgreich zu sein. Diese Response-Massnahmen sind in den meisten Fällen auf eine höhere ökologische Stabilität und Resilienz ausgerichtet, was zu bedeutenden Synergiewirkungen des Systems Bio führt.

4. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse des Literatur-Reviews sind in Tabelle 2 zusammenfassend dargestellt. Positive Externalitäten, die über die Leistungen von IP-Betrieben hinausgehen wurden für die Bereiche Biodiversität und CO₂ Rückbindung festgestellt. Dagegen kann aufgrund der wissenschaftlichen Literatur eine Mehrleistung gegenüber IP-Betrieben, die an RAUS und BTS teilnehmen nicht festgestellt werden. Für den Bereich Landschaftsqualität wurden die positiven Potentiale in der Literatur zwar anerkannt. Die betriebsindividuellen Faktoren scheinen aber die systembedingten Faktoren zu übersteigen.

Schlussfolgerung 1: Die positiven Externalitäten des Biolandbaus sind im Bereich Biodiversität und zu einem geringern Teil im Bereich Landschaftsqualität systembedingt höher als bei IP-Betrieben.

Diese Mehrleistung des Biolandbaus lassen sich durch eine Differenzierung der Prämienhöhe nach Leistungspotentialen beispielsweise bei Biodiversitätsbeiträgen oder Landschaftsqualitätsbeiträgen berücksichtigen. Hervorzuheben sind die systembedingten höheren Leistungen der Bio-Betriebe für die Biodiversität spezifisch auf Ackerflächen, Flächen mit Sonderkulturen und auf intensiven Wiesen. Diese besonderen Leistungen, die aus dem Verzicht auf Herbizide resultieren können mit einer Massnahme „Biodiversitätsbeitrag für Acker, Sonderkulturen und intensive Wiesen“ abgegolten werden.

Schlussfolgerung 2: Das CO₂ Rückbindungspotential der Landwirtschaft stellt eine positive Externalität dar.

Bisher berücksichtigt das Direktzahlungssystem der Schweiz nicht den Bereich Klima. Gemäss Bundesrätin Leuthard (9.10.2008) muss die Schweiz „...mit inländischen Massnahmen dafür sorgen, dass alle ihre inländischen Potentiale zur Reduktion der Emissionen optimal genutzt werden...“. Da das Potential des Biolandbaus hinsichtlich der CO₂-Sequestrierung höher ist als bei IP-Betrieben sollten „CO₂-Sequestrierungsbeiträge“ differenziert nach der Leistungserbringung angeboten werden.

Tabelle 2: Bewertung der Leistungen des Biolandbaus gegenüber ÖLN-Betrieben.

Indikator	++	+	ÖLN	-	--
Beitrag zum Tierwohl					
Tiergesundheit			■		
Tierschutz			■		
Beitrag zur Landschaftsqualität		■	■		
Beitrag zur Biodiversität	■	■	■	■	■
Lebensraumvielfalt	■	■	■		
Kulturlandvögel	■	■	■		
Säugetiere		■	■		
Pflanzen (Bsp. Ackerbegleitflora)	■	■	■		
Käfer	■	■	■		
Spinnen		■	■		
Schmetterlinge		■	■		
Wildbienen, Bienen		■	■		
Andere Gliedertiere	■	■	■		
Bodenmikroben		■	■		
Regenwürmer	■	■	■		
Funktionelle Biodiversität	■	■	■		
Beitrag zum Bodenschutz	■	■	■	■	■
Humus			■		
Bodenschutz und Erosion	■	■	■		
Bodenfruchtbarkeit		■	■		
Beitrag zum Schutz von Oberflächen- und Grundwasser	■	■	■	■	■
Schutz von Oberflächen- und Grundwasser	■	■	■		
Beitrag zum Klimaschutz	■	■	■	■	■
Energieverbrauch	■	■	■		
Anpassung an Wetterextreme		■	■		
CO ₂ Rückbindung		■	■		
Beitrag zur Vermeidung von Kontamination	■	■	■	■	■
Pflanzenschutzmittel		■	■		
Antibiotika		■	■		

Schlussfolgerung 3: Die Vermeidung von negativen Externalitäten erfolgt auf Bio-Betrieben auf höherem Niveau als auf IP-Betrieben.

Eine wesentliche Schlussfolgerung der Literaturobwertung ist, dass Biobetriebe in den Bereichen Bodenschutz, Klimaschutz, Eutrophierung von Oberflächen- und Grundwasser sowie hinsichtlich der Kontamination mit Pestiziden und Antibiotika negative Externalitäten auf einem deutlich höheren Niveau vermeidet als IP-Betriebe. Damit erbringt der Biolandbau höhere gesellschaftliche Leistungen bei der Vermeidung von negativen Externalitäten. Bei zukünftigen Änderungen im Direktzahlungssystem sollten nach dem Grundsatz der Leistungsorientierung höhere Leistungspotentiale sowie geringere Risikopotentiale (z.B. keine Anwendung von leichtlöslichen Nitratdüngern, keine Anwendung von Herbiziden) bezüglich der Vermeidung negativer Externalitäten berücksichtigt werden. Bio-Betriebe bieten der Gesellschaft eine höhere Leistung bezüglich der Vermeidung von negativen Externalitäten an und verursachen dadurch geringere externe Kosten. Ohne Bioprämie würde dieses Leistungspotential ausschliesslich über den Produktpreis durch die Verbraucher abgegolten werden. Dies führt zu einem typischen Trittbrettfahrer-Problem (Olson, 1985), da eine Minderheit von Bio-Konsumenten die Kosten für gesellschaftliche Leistungen trägt die aber, aufgrund ihrer Nicht-Ausschliessbarkeit, der gesamten Gesellschaft zur Verfügung stehen. Nach der Random Utility Theorie (Thurstone, 1927) ist aber die Kaufentscheidung und damit die Zahlungsbereitschaft ein Ausdruck der persönlichen Nutzenmaximierung der Konsumenten.

Die „Gleichschaltung“ von Landbausystemen unterschiedlichen Leistungs- und Risikopotentials bei der Vermeidung von negativen Externalitäten lässt sich neben der Bioprämie auch durch die Einführung eines negativen finanziellen Anreizsystems nach dem Polluter-Pays-Principle (z.B. Stickstoffsteuer, CO₂-Abgabe, etc.) aufheben.

Alternative Massnahmen wären:

- Cross-Compliance Massnahme (ÖLN_{plus}) obligatorisch auf dem Leistungsniveau des Biolandbaus
- Cross-Compliance Massnahme (ÖLN) auf IP-Niveau und finanzieller Ausgleich für die Mehrleistungen des Biolandbaus bei der Vermeidung von negativen Externalitäten.

Schlussfolgerung 4: Stellt die Tinbergen-Regel wirklich sicher, dass die Direktzahlungen effizient zur Zielerreichung eingesetzt werden?

Aus der Anwendung der Tinbergen-Regel resultiert ein möglichst ausdifferenziertes Design agrarpolitischer Massnahmen: Jedes Ziel wird durch mindestens eine Massnahme repräsentiert. Dies ist jedoch nach Stolze et al. (2000) eine rein theoretische Annahme, die nur unter folgenden Voraussetzungen gilt:

1. Es gibt Indikatoren, um die Zielerreichung für die jeweilige Massnahme zu messen.
2. Die Wechselwirkungen zwischen Massnahmen sind bekannt und quantifizierbar.
3. Die Transaktionskosten sind gering.

Dabei sind zumindest die Punkte 2 und 3 zu hinterfragen:

Zu Punkt 2: Die Wechselwirkungen zwischen einzelnen Umweltindikatoren sind wissenschaftlich keineswegs vollständig geklärt, so dass in den meisten Fällen nur eine qualitative Beschreibung der Zusammenhänge möglich ist. Dies bedeutet aber auch, dass eine quantitative Bestimmung der optimalen Zusammenstellung von Politikmassnahmen ebenfalls nicht möglich ist. Wenn man mit spezifischen Massnahmen zur Zielerreichung arbeitet, kann die gewählte Mass-

nahme einen Grad der Ineffizienz einnehmen, wenn durch die Massnahme die Erreichung andere Ziele behindert wird bzw. wenn durch Synergien durch ein Massnahmenbündel einzelne Ziele übererfüllt werden. Damit ein ausdifferenziertes Portfolio an Massnahmen das Kriterium der Kohärenz erfüllen kann, ist die vollständige Transparenz der Wirkungen von Massnahmen auf andere Ziele erforderlich. Diese vollständige Transparenz ist in Wirklichkeit nicht gegeben weshalb eine optimale Effizienz nicht erreicht werden kann.

Zu Punkt 3: Dabbert und Häring (2003) gehen davon aus, dass die öffentlichen und privaten Transaktionskosten bei ausdifferenzierten Massnahmen höher sind als beim Biolandbau, der als ein hochintegrierter Umweltindikator betrachtet wird. Beckmann (2003) bestätigt die höheren öffentlichen Transaktionskosten für Einzelmassnahmen gegenüber gesamtbetrieblichen Massnahmen wie beispielsweise den Biolandbau. Die festgestellten hohen privaten Transaktionskosten bei Beckmann (2003) resultieren aus der Tatsache, dass Biobetriebe zumindest einmal im Jahr kontrolliert werden während das Kontrollniveau für Direktzahlungen in Baden-Württemberg lediglich bei 5% liegt. Dabei ist aber zu berücksichtigen, dass die Kontrolle und Zertifizierung die Grundvoraussetzung für die Vermarktung eines ökologisch produzierten Produktes darstellt und somit nicht agrarpolitisch begründet ist. Die privaten Transaktionskosten für die Kontrolle und Zertifizierung sind daher nur in dem für die Kontrolle von Direktzahlungen vorgesehenen Umfang zu berücksichtigen. Die um diesen Faktor bereinigten privaten Transaktionskosten betragen im Ackerbau nach Beckmann et al. (2003) für Biobetriebe 375€/Betrieb gegenüber 643€/Betrieb für das ausdifferenzierte Politikdesign. Osterburg und Runge (2007) unterstreichen die Kostenwirksamkeit der Massnahme „Biolandbau“ gegenüber alternativen Massnahmen. So liegen die Kosten pro reduziertem kg Stickstoff beim biologischen Landbau bei 2.8€/kg N. Demgegenüber beträgt die Kosteneffektivität der Direktsaat 16.0€/kg N, der Reduzierung der Intensität 2.5-4.0€/kg N und die Kosteneffektivität der Umwandlung von Acker- in Grünland 8.0€/kg N.

Da die Voraussetzungen 2 und 3 für die Tinbergen Regel nicht erfüllt sind, ist die Gültigkeit der Tinbergen Regel für die Anwendung in der Agrarumweltpolitik zu bezweifeln.

Vor diesem Hintergrund liegt der Gedanke nahe, einen Umweltindikator zu verwenden, der einfach zu bestimmen ist, geringe Verwaltungskosten verursacht und der keine negativen Nebeneffekte aufweist. In diesem Sinne könnte nach den vorliegenden Ergebnissen auch das System "biologischer Landbau" als ein Umweltindikator betrachtet werden, wie beispielsweise von der European Environmental Agency (2005) vorgeschlagen. Es bleibt ausser Frage, dass andere Umweltindikatoren für die Charakterisierung spezifischer Umweltziele wesentlich besser geeignet sind. Jedoch müssen die Kosten einer weniger präzisen Zielerreichung (Zielverfehlungskosten) den Einsparungen bei Transaktions- und Verwaltungskosten, die bei der Messung einer Vielzahl von Umweltindikatoren anfallen würden, gegenübergestellt werden. Aus diesen theoretischen Überlegungen heraus kann der biologische Landbau durchaus nicht nur ein wirksames sondern auch ein ökonomisch effizientes Element der Agrarumweltpolitik darstellen.

Der deutsche Sachverständigenrat für Umweltfragen kam aus gleichen Überlegungen zur Empfehlung an die Regierung, dass *„aufgrund der breiten, über die gute fachliche Praxis hinausgehenden Umweltleistungen des ökologischen Landbaus, der für die Verwaltung einfachen Mittelzuteilung und der günstigen Bedingungen für eine langfristige Beibehaltung aufgesattelter Agrarumweltpolitik die Bundesregierung den ökologischen Landbau weiter fördern soll“* (Sachverständigenrat, 2008).

Um wirklich beurteilen zu können, ob die Tinbergen-Regel dem Anspruch der effizienten Verwendung von Finanzmitteln entspricht, müssen daher die öffentlichen und privaten Transaktionskosten einbezogen und die Kosteneffektivität der Massnahmen überprüft werden.

Schlussfolgerung 5: Klimaschutz in das Direktzahlungssystem integrieren.

Die Publikationen zum Klimaschutz zeigen eindeutig auf, dass es wichtig ist, den Klimaschutz nicht auf Treibhausgasemissionen zu reduzieren, sondern Klimaschutz aus einem komplexen Gefüge einer effizienten Ressourcennutzung, Emissionsminimierung, Bodenfruchtbarkeit, Wassermanagement, Biodiversität besteht und eine hohe Anpassungsfähigkeit landwirtschaftlicher Produktionssysteme erfordert. D.h. wer Klimaschutz möchte, kann nicht mit Einzelkomponenten arbeiten, sondern muss der Komplexität der Ursachen und Wirkungen des Klimawandels gerecht werden. Die Schlussfolgerung aus der aktuellen wissenschaftlichen Literatur ist (siehe International Trade Centre UNCTAD/WTO und FiBL 2007):

a) der ökologische Landbau der derzeit viel versprechendste Ansatz zur Adaption und Mitigation des Klimawandels. Beim Biolandbau handelt es sich daher um eine „Zukunftstechnologie“, die auch politisch unterstützt werden sollte.

b) dass Einzelmaßnahmen zu Einzelerfolgen führen. Die Herausforderungen des Klimawandels fordern aber eine systemische Herangehensweise.

Schlussfolgerung 6: Biolandbau wirkt sich positiv auf die Akzeptanz von Ökoausgleichsmassnahmen und ethologischen Massnahmen aus.

Die Bereitschaft, Ökomaßnahmen auf dem eigenen Betrieb umzusetzen, hängt entscheidend von der Betriebsstruktur und den naturräumlichen Voraussetzungen ab. Schader et al. (2008) zeigen, dass Ökoausgleichsmassnahmen auf Biobetrieben durchschnittlich um zwei Drittel häufiger umgesetzt werden als bei ÖLN-Betrieben. Die Gründe dafür sind unter anderem:

1. Biobetriebe haben aufgrund der damit verbundenen Nützlingsförderung und der Bewirtschaftungsrestriktionen einen höheren Anreiz, ökologische Ausgleichsflächen anzulegen. Ausserdem ist der Tierbesatz pro genutzte Flächeneinheit auf Biobetrieben geringer.
2. Landwirte sehen sich selbst primär als Produzenten von Nahrungsmitteln. Daher erwerben die Landwirte mit der Umsetzung von Naturschutzmassnahmen vergleichsweise wenig Sozialkapital (Burton et al., 2008). Da Biolandwirte ein anderes Selbstverständnis haben, ist das Sozialkapital der Bio-Bauern hinsichtlich ökologischer Massnahmen deutlich höher.
3. Mit der höheren Akzeptanz von Agrarumweltmassnahmen auf Biobetrieben sind insgesamt auch höhere Leistungen auf den Flächen verbunden. Werden ökologische Ausgleichsflächen mit Biolandbau kombiniert, können zusätzliche positive Effekte auf naturschutzfachlich und agrarökologisch interessante Arten erzielt werden (Piffner und Luka, 2003). Das Ziel der Agrarumweltmassnahmen, die „Förderung der heimischen Flora und Fauna“, kann damit in Kombination mit dem Biolandbau besser erreicht werden. D.h. es entstehen positive Wechselwirkungen hinsichtlich der Effektivität der Massnahmen des Ökologischen Ausgleichs und der Direktzahlungen für Biologischen Landbau.

Gleiches gilt für die Massnahme RAUS, welche in den Richtlinien des Biologischen Landbaus obligatorisch vorgeschrieben ist. Durch die Förderung des Biolandbaus wird indirekt eine grössere Verbreitung und Akzeptanz von tierfreundlichen Haltungsbedingungen bewirkt, welche sonst nur durch höhere Beitragsansätze erzielbar wären.

5. Literatur

- Albrecht, H. 2005. Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. - Weed Research 45: 339-350.
- Andersen, A., Sjørnsen, H., Rafoss, T., 2004. Biodiversity of Agromyzidae (Diptera) in biologically and conventionally grown spring barley and grass field. Biological Agriculture and Horticulture, 22: 143-155.
- Auerswald, K., Keinz, M., Fiener, P. 2003. Soil erosion potential of organic versus conventional farming evaluated by USLE modelling of cropping statistics for agricultural districts in Bavaria, Soil use and Management, 19: 305-311.
- BAFU und BLW 2008. Umweltziele Landwirtschaft. Hergeleitet aus bestehenden rechtlichen Grundlagen. Umwelt-Wissen Nr. 0820. Bundesamt für Umwelt, Bern: 213pp.
- Beauchemin, K.A., McGinn, S.M. 2005. Methane emissions from feedlot cattle fed barley or corn diets, Journal of Animal Science, 83: 653-661, <http://jas.fass.org/cgi/content/abstract/83/3/653>
- Beckmann, V., S. Tiemann, K. Reute. and K. Hagedorn 2003. Kosten der Erreichung von Umweltqualitätszielen in ausgewählten Regionen durch Umstellung auf Landbau im Vergleich zu anderen Agrarumweltmassnahmen unter besonderer Berücksichtigung von Administrations- und Kontrollkosten. Bonn: Geschäftsstelle Bundesprogramm Ökolandbau, Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE).
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. Journal of Applied Ecology, 42: 261-269.
- Bennedsgaard, T.W., Thamsborg, S.M., Aarestrup F.M., Enevoldsen, C., Vaarst, M., Christoffersen A.B. 2006. Resistance to penicillin of *Staphylococcus aureus* isolates from cows with high somatic cell counts in organic and conventional dairy herds in Denmark. Acta Veterinaria Scandinavica 48: 24-24.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology & Evolution, 18: 182-188.
- Berner, A., Hildermann, I., Fließbach, A., Pfiffner, L., Niggli, U., Mäder, P. 2008. Crop yield and soil fertility response to reduced tillage under organic management, Soil & Tillage Research, 101: 89-96.
- Bio Suisse, 2009. Richtlinien für die Erzeugung, Verarbeitung und den Handel von IKnospe-Produkten, Fassung vom 1.1.2009. http://www.bio-suisse.ch/media/de/pdf2009/RL-Ws/rl_2009_d.pdf
- Birkhofer, K., Bezemer, T.M., Bloem, J., Bonkowski, M., Christensen, S., Dubois, D., Ekelund, F., Fließbach, A., Gunst, L., Hedlund, K., Mäder, P., Mikola, J., Robin, C., Setälä, H., Tatin-Froux, F., Van der Putten, W.H., Scheu, S. 2008a. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. Soil Biology and Biochemistry 40:2297-2308.
- Birkhofer, K., Fließbach, A., Wise, D.H., Scheu, S. 2008b. Generalist predators in organically and conventionally managed grass-clover fields: implications for conservation biological control. Annals of applied Biology 153:271-280.
- BNN. 2008. BNN-Monitoring für Obst und Gemüse im Naturkosthandel: Aktuelle Bilanz der Pestizid-Rückstandskontrollen. <http://www.n-bnn.de/html/img/pool/GesamtergebnisseMonitoring.pdf>
- Boutin, C., Baril, A., Martin, P. A. 2008. Plant diversity in crop fields and woody hedgerows of organic and conventional farms in contrasting landscapes. - Agriculture Ecosystems & Environment, 123: 185-193.
- Breland, T.A., Eltun, R. 1999. Soil microbial biomass and mineralization of carbon and nitrogen in ecological, integrated and conventional forage and arable cropping systems. Biology and Fertility of Soils, 30: 193-201.
- Brown, R.W., 1999. Grass margins and earthworm activity in organic and integrated systems. Aspects of Applied Biology, 54: 207-210.
- Cao, K.Q., Wang, S.T., Kessler, P., Fired, P.M., Forrer, H.R. 2003. Krautfäulebekämpfung im Biokartoffelanbau ohne Kupfer? Agrarforschung, 10: 182-187.
- Chamberlain, D.E., Wilson, J.D., Fuller, R.J. 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. Biological Conservation 88: 307-320.
- Christensen, K.D., Jacobsen, E.M., Nohr, H. 1996. A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas. Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift 90: 21-28.
- Condrón, L.M., Cameron, K.C., Di, H.J., Clough, T.J., Forbes, E.A., McLaren, R.G., Silva, R.G. 2000. A comparison of soil and environmental quality under organic and conventional farming systems in New Zealand', New Zealand Journal of Agricultural Research, 43: 443-466.
- CVUA, 2006. Ökomonitoring 2002 – 2006: Gesamtbericht. 51 Seiten (<http://www.untersuchungsaeamter-bw.de/pdf/oekomonitoring2002-2006.pdf>).
- CVUA, 2007. Ökomonitoring. 67 Seiten (http://www.untersuchungsaeamter-bw.de/pdf/oekomonitoring_2007.pdf).

- Dabbert, S., Häring, A.M. 2003. Vom Aschenputtel zum Lieblingskind. Zur politischen Förderung des Ökolandbaus. *GAIA*, 12(2): 100-106.
- Dorn, B., Musa, T., Krebs, H., Fried, P. M., Forrer, H.R. 2007. Control of late blight in organic potato production: evaluation of copper-free preparations under field, growth chamber and laboratory conditions. *European Journal of Plant Pathology*, 119: 217–240.
- Drinkwater, L.E., Letourneau, D.K., Workneh, F., van Bruggen, A.H.C., Shennan, C. 1995. Fundamental differences between conventional and organic tomato agroecosystems in California. *Ecol. Appl.* 5:1098–1112.
- Edwards, C.A., Lal, R., Madden, P., Miller, R.H., House, G. 1990. Research on integrated arable farming and organic mixed farming in the Netherlands, Sustainable agricultural systems, Ankeny, Iowa, Soil and Water Conservation Society.
- EFSA, 2008. Conclusion on the peer review of copper compounds. *EFSA Scientific Report* 2008, 187: 1-101.
- Eltun, R. 1995. Comparisons of nitrogen leaching in ecological and conventional cropping systems, *Biological Agriculture and Horticulture*, 11: 103-114.
- Esperschütz, J., Gattinger, A., Mäder, P., Schloter, M., Fließbach, A. 2007. Response of soil microbial biomass and community structures to conventional and organic farming systems under identical crop rotations', *FEMS Microbiology Ecology*, 61(1): 26-37.
- Eysel, G. 2001. Biodiversität ökologischer und integrierter Landwirtschaft. Natur- und sozialwissenschaftliche Untersuchungen zur Optimierung des Öko-Landbaus im Projekt Ökologische Bodenbewirtschaftung (PÖB). Inaugural-Dissertation, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg, BfN-Skripten 41: 150 pp.
- FAO, 2002. Organic agriculture, environment and food security. FAO, Rom.
- Feber, R.E., Firbank, L.G., Johnson, P.J., Macdonald, D.W. 1997. The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 64: 133-139.
- Feber, R.E., Bell, J., Johnson, P.J., Firbank, L.G., Macdonald, D.W. 1998. The effects of organic farming on surface-active spider (Araneae) assemblages in wheat in southern England, UK. *Journal of Arachnology*, 26: 190-202.
- Fließbach, A., Mäder, P. 1997. Carbon source utilization by microbial communities in soils under organic and conventional farming practice. In Insam, H. and Rangger, A. (eds.), *Microbial Communities — Functional versus Structural Approaches*, Berlin, Springer.
- Fließbach, A., Imhof, D., Brunner, T., Wüthrich, C. 1999. Tiefenverteilung und zeitliche Dynamik der mikrobiellen Biomasse in biologisch und konventionell bewirtschafteten Böden. *Regio Basiliensis* 3:253-263.
- Fließbach, A., Mäder, P. 2000. Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 32(6): 757-768.
- Fließbach, A., Mäder, P., Niggli, U. 2000. Mineralization and microbial assimilation of ¹⁴C-labeled straw in soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(8-9): 1131-1139.
- Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L., Mäder, P. 2007. Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118: 273-284.
- Frieben, B., Köpke, U., 1995. Effects of farming systems on biodiversity. In: Isart, J., Llerena, J.J. (Eds.), *Proceedings of the First ENOF Workshop – Biodiversity and Land Use: The role of Organic Farming*. Multitext, Barcelona, pp. 11-21.
- Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W. Firbank, L.G., 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters*, 1: 431-434.
- Gabriel, D., Roschewitz, I., Tschardtke, T., Thies, C. 2006. Beta diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications* 16(5): 2011-2021.
- Gabriel, D., Tschardtke, T., 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118: 43-48.
- Galloway, J., Schlesinger, W., II, H.L., Michaels, A., Schnoor, J. 1995. Nitrogen Fixation: Anthropogenic Enhancement-Environmental Response. *Global Biogeochemical Cycles*, 9(2): 235-252.
- Gibson, R. H., Pearce, S., Morris, R. J., Symondson, W. O. C., Memmott, J. 2007. Plant diversity and land use under organic and conventional agriculture: a whole-farm approach. *Journal of Applied Ecology*, 44: 792-803.
- Gluck, E., Ingrisch, S., 1990. The effect of biodynamic and conventional agriculture management on Erigoninae and Lycosidae spiders. *Journal of Applied Entomology*, 110: 136-148.
- Goulding, K.W.T. 2000. Nitrate leaching from arable and horticultural land, *Soil Use and Management*, 16: 145-151.
- Granstedt, A. 2006. Baltic Ecological Recycling Agriculture and Society (BERAS). Executive Summary. <http://www.jdb.se/beras/files/BERAS%20executive%20summary%20final.pdf>
- Grönroos, J., Seppälä, J., Voutilainen, P., Seuri, P., Koikkalainen, K. 2006. Energy use in conventional and organic milk and rye bread production in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117(2-3): 109-118.

- Gurr, G.M., Wratten, S.D., Altieri, M.A., eds. 2004. Ecological Engineering for Pest Management: Advances in Habitat Manipulation for Arthropods. Wallingford, UK: CABI Publ.232 pp.
- Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment, Agriculture. Ecosystems and Environment, 83: 43-53.
- Halbert, L.W., Kaneene, J.B., Ruegg, P.L., Warnick, L.D., Wells, S.J., Mansfield, L.S., Fossler, C.P., Campbell, A.M., Geiger-Zwald, A.M. 2006. Evaluation of antimicrobial susceptibility patterns in *Campylobacter* spp isolated from dairy cattle and farms managed organically and conventionally in the midwestern and northeastern United States. Journal of American Veterinary Medicine Association, 228:1074-1081.
- Hald, A.B. 1999. Weed vegetation (wild flora) of long established organic versus conventional cereal fields in Denmark. Annals of Applied Biology, 134: 307-314.
- Hamilton, C., Hansson, I., Ekman, T., Emanuelson, U., Forslund, K. 2002. Health of cows, calves and young stock on 26 organic dairy herds in Sweden. Vet Rec 150(16):503-508.
- Hampp, R, Shi, L., Guttenberger, M. 1998. Mykorrhizierung und Streßtoleranz von Ökotypen der Buche (*Fagus sylvatica* L.). Erste Ergebnisse aus dem "Conventwaldprojekt". Institut für Botanik, Physiologische Ökologie der Pflanzen, Universität Tübingen. <http://bwplus.fzk.de/berichte/ZBer/98/ZBerPEF196007.pdf>
- Hardeng, F., Edge, V.L.. 2001. Mastitis, ketosis, and milk fever in 31 organic and 93 conventional Norwegian dairy herds. Journal of Dairy Science 84(12):2673-2679.
- Hartmann, M., Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Widmer, F. 2006a. Ranking the magnitude of crop and farming system effects on soil microbial biomass and genetic structure of bacterial communities, FEMS Microbiology Ecology, 57: 378-388.
- Hartmann, M., Kölliker, R., Enkerli, J., Dubois, D., Widmer, F., Fließbach, A. 2006b. Anbausysteme beeinflussen die Bodenbakterien. Agrarforschung, 13: 494-499.
- Hausheer, J, Rogger, C, Schaffner, D, Keller, L, Freyer, B, Mulhauser, G, Hilfiker, J and Zimmermann, A (1998) Ökologische und produktionstechnische Entwicklung landwirtschaftlicher Pilotbetriebe 1991 bis 1996. Schlussbericht der Nationalen Projektgruppe Öko-Pilotbetriebe. Nationale Projektgruppe Öko-Pilotbetriebe und FAT; Tänikon, 169pp.
- Hector A., Bagchi R. (2007). Biodiversity and ecosystem multifunctionality. Nature 448, 188-191.
- Hepperly, P., Douds Jr., D., Seidel, R. 2006. The Rodale faming systems trial 1981 to 2005: longterm analysis of organic and conventional maize and soybean cropping systems. In Raupp, J., Pekrun, C., Oltmanns, M. and Köpke, U. (eds.), Long-term field experiments in organic farming, Bonn, International Society of Organic Agriculture Resarch (ISO FAR).
- Hertzberg, H., Walkenhorst, M., Klocke P. 2003. Tiergesundheit im biologischen Landbau: Neue Richtlinien und Perspektiven für die Nutztierpraxis. Schweizer Archiv für Tierheilkunde 145(11):519-525.
- Herzog, F., Richner, W. 2005. Evaluation der Ökomassnahmen - Bereich Stickstoff und Phosphor, in Reckenholz, A.F. (ed.), Schriftenreihe der FAL 57, Reckenholz, FAL Reckenholz.
- Hesler, L.S., Grigarick, A.A., Orlaze, M.J., Palrangm A.T. 1993. Arthropod fauna of conventional and organic rice fields in California. Journal of Economic Entomology 86: 149-58.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D. 2005. Does organic farming benefit biodiversity? Biological Conservation, 122: 113-130.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., Tschardtke, T. 2007. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. Journal of Applied Ecology, 44:41-49.
- Hörning, B. 2000. Comparison of animal welfare on conventional and organic dairy farms. In Proceedings of 13th international IFOAM-Conference. Alföldi et al., Basel. P. 335.
- Hossain, Z., Gurr, G.M., Wratten, S.D., Raman, A. 2002. Habitat manipulation in lucerne (*Medicago sativa* L.): arthropod population dynamics in harvested and 'refuge' crop strips. Journal of Applied Ecology 39: 445-454.
- Hutton, S.A., Giller, P.S. 2003. The effects of the intensification of agriculture on northern temperate dung beetle communities. Journal of Applied Ecology 40: 994-1007.
- Ivemeyer, S., Maeschli, A., Walkenhorst, M., Klocke, P., Heil, F., Oser, S., Notz, C. 2008. Effects of a two-year dairy herd health management programme on udder health, use of antibiotics and longevity. Schweizer Archiv für Tierheilkunde 150(10):499-505.
- Jossi, W., Zihlmann, U., Dubois, D., Pfiffner, L. 2007. DOK-Versuch: Anbausystem-Effekte auf die Regenwürmer. Agrarforschung 14:66-71.
- Kay und Gregory, 1999. Rare arable flora survey. Unpublished report to the Northmoor Trust and English Nature.
- Kemper, N. 2008. Veterinary antibiotics in the aquatic and terrestrial environment. Ecological Indicators, 8: 1-13.
- Khan, S.A., Mulvaney, R.L., Ellsworth, T.R., Boast, C.W. 2007. The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. Journal of Environmental Quality 36:1821-1832.

- Kirchmann, H., Bergström, L. 2001. Do organic farming practices reduce nitrate leaching? *Commun. Soil Sci. Plant Analysis*, 32(7): 997-1028.
- Klingen, I., Eilenberg, J., Meadow, R., 2002. Effects of farming system, field margins and bait insect on the occurrence of insect pathogenic fungi in soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91: 191-198.
- Klocke, P., Kelch, M., Ivemeyer, S. 2009. Analyse der Fruchtbarkeit und ihrer Kontrolle in biologisch wirtschaftenden Milchviehbetrieben. in 10. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau. Zürich.
- Klocke, P., Walkenhorst, M., Butler, G. 2007. Reducing antibiotic use for mastitis treatment in organic dairy production systems. In *Handbook of organic food safety and quality*. 1st ed. J. Cooper, U. Niggli, and C. Leifert, ed. Woodhead Publishing Ltd., Cambridge. 199-220.
- Kragten, S., de Snoo, G.R. 2006. Breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. - *Journal of Ornithology* 147: 104-104.
- Kragten, S., de Snoo, G.R. 2008a. Field-breeding birds on organic and conventional arable farms in the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 126: 270-274.
- Kragten, S., Trimbos, K.B., de Snoo, G.R. 2008b. Breeding skylarks (*Alauda arvensis*) on organic and conventional arable farms in The Netherlands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 126: 163-167.
- Kramer, S.B., Reganold, J.P., Glover, J.D., Bohannon, B.J.M., Mooney, H.A. 2006. Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 103:4522-4527.
- Kremen, C., Williams, N.M., Aizen, M.A., Gemmill-Herren, B., LeBuhn, G., Minckley R., Packer, L., Potts, S.G., Roulston, T., Steffan-Dewenter, I., Vázquez, D.P., Winfree, R., Adams, L., Crone, E.E., Greenleaf, S.S., Keitt, T.H., Klein, A.-M., Regetz, J., Ricketts, T.H. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: a conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters*, 10: 299-314.
- Kuhnert, P., Dubosson, C.R., Roesch, M., Homfeld, E., Doherr, M.G., Blum, J.W. 2005. Prevalence and risk-factor analysis of Shiga toxinogenic *Escherichia coli* in faecal samples of organically and conventionally farmed dairy cattle. *Veterinary Microbiology* 109: 37-45.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304: 1623-1627.
- Lammers, P.J., Honeyman, M.S., Mabry, J.W., Harmon, J.D. 2007. Performance of gestating sows in bedded hoop barns and confinement stalls. *Journal of Animal Science*, 85(5): 1311-1317.
- Lampkin, N. 2007. Organic farming's contribution to climate change and agricultural sustainability, Welsh Organic Producers Conference.
- Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M. 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology* 45:175-202.
- Mack, G., Ferjani, A., Kränzlein, T., Mann, S. 2007. Wie ist der Energie-Input der Schweizer Landwirtschaft aus ökonomischer und ökologischer Sicht zu beurteilen? 47th GEWISOLA annual conference: Changing Agricultural and Food Sector, Freising/Weißenstephan, German Association of Agricultural Economists (GEWISOLA) and Austrian Association of Agricultural Economists (ÖGA).
- Mäder, P., Wiemken, A. 1997. Nitrogen transport via mycorrhizal hyphae from a root free bulk soil to the plant root, Interaktionen Boden - Pflanze, Solothurn, BGS.
- Mäder, P., Edenhofer, S., Boller, T., Wiemken, A., Niggli, U. 2000a. Arbuscular mycorrhizae in a long-term field trial comparing low-input (organic, biological) and high-input (conventional) farming systems in a crop rotation' *Biology and Fertility of Soils*, 31: 150-156.
- Mäder, P., Vierheilig, H., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Frey, B., Christie, P., Wiemken, A. 2000b. Transport of ¹⁵N from a soil compartment separated by a polytetrafluoroethylene membrane to plant roots via the hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, 146: 155-161.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried, P. and Niggli, U., 2002: Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science*, 296: 1694-1697.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Jossi, W., Widmer, F., Oberson, A., Frossard, E., Oehl, F., Wiemken, A., Gattinger, A., Niggli, U. 2006. The DOK experiment (Switzerland)', in Raupp, J., Pekrun, C., Oltmanns, M. and Köpke, U. (eds.), *Long-term field experiments in organic farming*, Bonn, Koester.
- Mathews, C.R., Bottrell, D.G., Brown, M.W. 2004. Habitat manipulation of the apple orchard floor to increase ground-dwelling predators and predation of *Cydia pomonella* (L.) (Lepidoptera: Tortricidae). *Biological Control* 30: 265-273.
- Mohamed, A.H., Lester, P.J., Holtzer, T.O. 2000. Abundance and effects of predators and parasitoids on the Russian wheat aphid (Homoptera: Aphididae) under organic farming conditions in Colorado. *Environmental Entomology* 29: 360-68.
- Moradin, L.A., Winston, M.L., 2005. Wild bee abundance and seed production in conventional, organic, and genetically modified canola. *Ecological Applications*, 15(3): 871-881.

- Morris, A.J., Whittingham, M.J., Bradbury, R.B., Wilson, J.D., Kyrkos, A., Buckingham, D.L., Evans, A.D., 2001. Foraging habitat selection by yellowhammers (*Emberiza citrinella*) nesting in agriculturally contrasting regions in lowland England. *Biological Conservation*, 101: 197-210.
- NABU 2004. Vögel der Agrarlandschaft – Bestand, Gefährdung, Schutz. Naturschutzbund Deutschland e.V., Berlin, 44pp.
- National Research Council of the National Academies 2006. Status of Pollinators in North America. National Academy Press, Washington, DC.
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubios, D., Gaillard, G. 2005. Ökobilanzierung von Anbausystemen im Schweizerischen Acker- und Futterbau, FAL Schriftenreihe No. 58, Reckenholz, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL).
- Neumann, H., Loges, R. & F. Taube 2007. Fördert der ökologische Landbau die Vielfalt und Häufigkeit von Brutvögeln auf Ackerflächen? Untersuchungsergebnisse aus der Hecken-Landschaft Schleswig-Holsteins. *Berichte über Landwirtschaft* 85, 272-299.
- Niggli, U., Schmid, H., Fließbach, A. 2008. Organic Farming and Climate Change. In: Kasterine, A. (ed.), International Trade Centre UNCTAD/WTO, Geneva, International Trade Centre. 30pp.
- Nocquet, J., C. David and Y. Gautronneau 1996. A farming system environmental assessment applied on organic farms and farms in conversion. In European society for agronomy (eds). Wageningen 2:1.
- Oberson, A., Fardeau, J.-C., Besson, J.-M., Sticher, H. 1993. Soil phosphorus dynamics in cropping systems managed according to conventional and biological methods, *Biology and Fertility of Soils*, 16: 111-117.
- Oberson, A., Nanzer, S., Bosshard, C., Dubois, D., Mäder, P., Frossard, E. 2007. Symbiotic N₂ fixation by soybean in organic and conventional cropping systems estimated by 15N dilution and 15N natural abundance, *Plant & Soil*, 290(1): 69-83, <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-006-9122-3>
- Oehl, F., Sieverding, E., Ineichen, K., Mäder, P., Boller, T., Wiemken, A. 2003. Impact of land use intensity on the species diversity of arbuscular mycorrhizal fungi in agroecosystems of central Europe, *Applied and Environmental Microbiology*, 69(5): 2816-2824.
- Oehl, F., Frossard, E., Fließbach, A., Dubois, D. and Oberson, A. 2004a. Basal organic phosphorus mineralization in soils under different farming systems, *Soil Biology & Biochemistry*, 36: 667-675.
- Oehl, F., Sieverding, E., Mäder, P., Dubois, D., Ineichen, K., Boller, T. and Wiemken, A. 2004b. Impact of long-term conventional and organic farming on the diversity of arbuscular mycorrhizal fungi, *Oecologia*, 138: 574-583.
- Olesen, J.E., Schelde, K., Weiske, A., Weisbjerg, M.R., Asman, W.A.H., Djurhuus, J. 2006. Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112: 207-220.
- Olson, M. 2004. Die Logik des kollektiven Handelns: Kollektivgüter und die Theorie der Gruppen. 5. Aufl. Mohr Siebeck, Tübingen 2004.
- Osterburg, B., Runge, T. (eds.) 2007. Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer – eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, Braunschweig.
- Östman, Ö., Ekblom, B., Bengtsson, J. 2003. Yield increase attributable to aphid predation by ground-living polyphagous natural enemies in spring barley in Sweden. *Ecological Economy* 45: 149–58.
- Pacini, C., Wossink, A., Giesen, G., Vazzana, C., Huirne, R. 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 95(1): 273-288.
- Peng, R.K., Christian, K. 2005. Integrated pest management in mango orchards in the Northern Territory Australia, using the weaver ant, *Oecophylla smaragdina* (Hymenoptera: Formicidae) as a key element. *International Journal of Pest Management* 51: 149–55.
- Pennanzi, A. 1996. Un nuovo paesaggio con l'agricoltura pulita. *Bioagricoltura* No 42: 3.
- Pervanchon, F., Bockstaller, C., Girardin, P. 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural Systems*, 72: 149-172.
- Pfiffner, L. 1993. Einfluß langjährig ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung auf Regenwurmpopulationen (Lumbricidae). *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 156: 259-265.
- Pfiffner, L., Mäder, P., Besson, J.-M., Niggli, U., 1993. DOK-Versuch: Vergleichende Langzeit-Untersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell. III. Boden: Untersuchungen über die Regenwurmpopulationen. *Schweiz. Landw. Fo.* 32(4): 547-564.
- Pfiffner, L., Niggli, U., 1996. Effects of bio-dynamic, organic and conventional farming on ground beetles (Col Carabidae) and other epigeic arthropods in winter wheat. *Biological Agriculture & Horticulture* 12: 353-364.
- Pfiffner, L., Mäder, P., 1997. Effects of biodynamic, organic and conventional production systems on earthworm populations. *Biological Agriculture and Horticulture* 15: 3-10.

- Pfiffner, L., Luka, H. 2000. Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent seminatural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78: 215-222.
- Pfiffner, L., Luka, H., 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders – a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology* 4: 117-127.
- Pfiffner, L., Luka, H., 2007. Earthworm populations in two low-input cereal farming systems. *Applied Soil Ecology*, 37: 184-191.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Christ, S., Shpritz, L., Fitton, L., Safouri, R., Blair, R. 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267: 1117-1123.
- Pimentel, D., Hepperly, P., Hanson, J., Douds, D., Seidel, R. 2005. Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *Bioscience*, 55(7): 573-582.
- Regula, G., J. Danuser, B. Spycher, Wechsler, B. 2004. Health and welfare of dairy cows in different husbandry systems in Switzerland. *Preventive veterinary medicine*, 66(1-4): 247-264.
- Rösler, S. 2003. Natur- und Sozialverträglichkeit des Integrierten Obstbaus. Ph.D. thesis University Kassel, Germany: 430pp.
- Rundlöf, M., Smith, H. 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 43: 1121-1127.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (2008). http://www.umweltrat.de/02gutach/download02/umweltg/UG_2008_kap11.pdf
- Schader, C., Nemecek, T., Gaillard, G., Sanders, J., Stolze, M. 2008. Using LCA data for agri-environmental policy analysis at sector level', 6th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector 2008 - Towards a Sustainable Management of the Food Chain, Zurich, Switzerland, Agroscope Reckenholz Tänikon.
- Schader, C., Pfiffner, L., Schlatter, C., Stolze, M., 2008. Umsetzung von Ökomassnahmen auf Bio- und ÖLN-Betrieben. *Agrarforschung* 15: 506-511.
- Schaeren, W. 2006. Antibiotikaverbrauch 2003 und 2004 in der Milchproduktion. *Agrarforschung*, 13: 235-239.
- Shepherd, M., Pearce, B., Cormack, B., Philipps, L., Cuttle, S., Bhogal, A., Costigan, P., Unwin, R. 2003. An assessment of the environmental impacts of organic farming', DEFRA, ADAS, Elm Farm, IGER.
- Shortle, J.S., Abler, D., Ribaud, M. 2001. Agriculture and water quality: the issues, in Shortle, J.S. and Abler, D. (eds.), *Environmental policies for agricultural pollution control*, Wallingford, New York, CABI Publishing.
- Siegrist, S., Schaub, D., Pfiffner, L., Mäder, P. 1998. Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69: 253-265.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H.H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O. 2007. Agriculture. In Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R. and Meyer, L.A. (eds.), *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge UK, New York USA, Cambridge University Press.
- Spooler, H. A. M. 2007. Animal Welfare in organic farming systems. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 87, 15, ISSN: 0022-5142.
- Steiner, R. S. 2006. Landnutzungen prägen die Landschaft. Dissertation ETH Zürich.
- Stolze, M., Piore, A., Häring, A.M., Dabbert, S. 2000. Environmental impacts of organic farming in Europe, Stuttgart-Hohenheim.
- Stopes, C., Lord, E.I., Philipps, L., Woodward, L. 2002. Nitrate leaching from organic farms and conventional farms following best practice, *Soil Use and Management*, 18: 301-308.
- Teasdale, J.R., Coffman, C.B., Mangum, R.W. 2007. Potential long-term benefits of no-tillage and organic cropping systems for grain production and soil improvement. *Agronomy Journal*, 99 :1297-1305, DOI: 10.2134/agronj2006.0362
- Thies, C., Tscharnkte, T. 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science*, 285: 893-895.
- Thomas, M.B., Wratten, S.D., Sotherton, N.W. 1992. Creation of island habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and species composition. *Journal of Applied Ecology* 29: 524-531.
- Thurstone, L. L. 1927. Psychophysical analysis. *The American journal of psychology*, Volume 100 No. 3-4, pp. 587-609.
- Tscharnkte, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8: 857-874.

- Vaarst, M., T. W. Bennedsgaard, I. Klaas, T. B. Nissen, S. M. Thamsborg, Ostergaard, S. 2006. Development and daily management of an explicit strategy of non-use of antimicrobial drugs in twelve Danish organic dairy herds. *Journal of Dairy Science*, 89(5):1842-1853.
- Vaarst, M., Nissen, T. B., Østergaard, S., Klaas, I. C., Bennedsgaard, T. W., Christensen, J. 2007. Danish stable schools for experiential common learning in groups of organic dairy farmers. *Journal of Dairy Science* 90(5): 2543-2554.
- van Elsen, T. 1997. Landschaftsentwicklung – eine Zukunftsaufgabe für die ökologische Landwirtschaft? In U. Köpke and J.-A. Eisele (eds) *Beiträge zur 4. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau*. Bonn: Rheinische Friedrich-Wilhelms- Universität, March, 3-4.
- VBBö 1998. Verordnungen über Belastungen des Bodens, in Bundesrat, D.S. (ed.).
- Wäckers, F.L., Romeis, J., van Rijn, P. 2007. Nectar and pollen-feeding by insect herbivores and implications for tri-trophic interactions. *Annual Review of Entomology* 52: 301–323.
- Wander, M.M., Hedrick, D.S., Kaufman, D., Traina, S.J., Stinner, B.R., Kehmeyer, S.R., White, D.C. 1995. The functional significance of the microbial biomass in organic and conventionally managed soils. *Plant and Soil*, 170(1): 87-97.
- Weiske, A., Vabitsch, A., Olesen, J.E., Schelde, K., Michel, J., Friedrich, R., Kaltschmitt, M. 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112(2): 221-232.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G., Vaughan, N., 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40: 984-993.
- Wilson, J., 1995. The effect of organic farming systems on breeding and wintering bird populations. *Britain's Birds in 1991-92: the conservation and monitoring review*. S. Carter, British Trust for Ornithology and Joint Nature Conservation Committee: 67-72.
- Wilson, J.D., Evans, J., Browne, S.J., King, J.R., 1997. Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. *Journal of Applied Ecology* 34: 1462-1478.
- Wyss, E. 1995. The effects of weed strips on aphids and aphidophagous predators in an apple orchard. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 75: 43-49.
- Wyss, E., Luka, H., Pfiffner, L., Schlatter, C., Uehlinger, G., Daniel, C. 2005. Approaches to pest management in organic agriculture: a case study in European apple orchards. *Organic Research* (May) pp. 33-36.
- Wyss, E., Niggli, U., Nentwig, W. 1995. The impact of spiders on aphid populations in a strip-managed apple orchard. *Journal of Applied Entomology* 119:473–78
- Younie, D., Watson, C.A. 1992. Soil nitrate-N levels in organically and intensively managed grassland systems. *Aspects of Applied Biology*, No. 30 Nitrate and Farming Systems, 235-238.
- Zehnder, G., Gurr, G.M., Kühne, S., Wade, M.R., Wratten, S.D., Wyss, E. 2007. Arthropod pest management in organic crops. *Annual Review of Entomology*, 52: 57-80.
- Ziesemer, J. 2007. Energy use in organic food systems, *Natural Resources Management and Environmental Department*, Rome, Food and Agriculture Organisation of the United Nations (FAO).