



FiBL

Forschungsinstitut für biologischen Landbau
Institut de recherche de l'agriculture biologique
Research Institute of Organic Agriculture
Istituto di ricerche dell'agricoltura biologica
Instituto de investigaciones para la agricultura orgánica



Volkswirtschaftlicher Nutzen der Bio-Landwirtschaft für Österreich

Beitrag der biologischen Landwirtschaft zur Reduktion der externen Kosten der Landwirtschaft Österreichs



26. November 2013, Frick, Wien

**Christian Schader, Richard Petrasek, Thomas Lindenthal,
Rainer Weissheidinger, Werner Müller, Adrian Müller, Urs Niggli
und Matthias Stolze**

EXCELLENCE FOR SUSTAINABILITY

Das FiBL hat Standorte in der Schweiz, Deutschland und Österreich
FiBL offices located in Switzerland, Germany and Austria
FiBL est basé en Suisse, Allemagne et Autriche

FiBL Schweiz / Suisse
Ackerstrasse, CH-5070 Frick
Tel. +41 (0)62 865 72 72
info.suisse@fibl.org, www.fibl.org

Inhalt

Zusammenfassung	3
1. Hintergrund	4
2. Studienteil	5
2.1 Gesellschaftliche Leistungen der Landwirtschaft	5
2.2 Folgeschäden der Landwirtschaft	6
Beispiel Humusabbau und Bodenerosion	6
Beispiel Klimaerwärmung	6
Beispiel Gewässerkontamination durch Pestizide	8
Beispiel Bienensterben	8
Beispiel Gesundheitsschäden durch Pestizide und Antibiotikaeinsatz	9
2.3 Folgekosten der Landwirtschaft	11
2.4 Ökologische Vorteile der biologischen Landwirtschaft	15
2.5 Volkswirtschaftlicher Nutzen der biologischen Landwirtschaft	19
2.6 Multifunktionale Förderung der biologischen Landwirtschaft	22
2.7 Optimierung der Förderung der biologischen Landwirtschaft	25
2.8 Potential zur Weiterentwicklung der biologischen Landwirtschaft	28
Literaturverzeichnis	30
Anhang: Fallbeispiele für externe Kosten der Landwirtschaft in der Trinkwasserversorgung	36

Zusammenfassung

Das vorliegende Papier hat zum Ziel, den aktuellen Stand der wissenschaftlichen Literatur zum volkswirtschaftlichen Nutzen der Bio-Landwirtschaft durch gesellschaftliche Leistungen in Österreich zusammenzustellen. Dabei wurde versucht, soweit wie möglich auf österreichische Studien zurückzugreifen. Falls keine österreichischen Studien vorlagen, wurden internationale Studien herangezogen. Aufgrund dieser Fakten wurden sieben Schlussfolgerungen gezogen, die die derzeitige gesellschaftliche Diskussion um die Reform der österreichischen Agrarumweltpolitik versachlichen und ihr neue Impulse geben sollen. Die Kernthese des vorliegenden Papiers ist, dass die biologische Landwirtschaft mit vergleichsweise geringen gesellschaftlichen Kosten einen höheren gesellschaftlichen Nutzen erzielt als die konventionelle Wirtschaftsweise. Die Studie gibt Anregungen zu einer volkswirtschaftlich sinnvollen Förderung der im Hinblick auf die österreichischen Agrarumweltziele multifunktionellen biologischen Landwirtschaft.

Wir kommen in unserer Analyse zu dem Schluss, dass gesellschaftlichen Leistungen und Kosten der Landwirtschaft nur unzureichend in der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung wiedergegeben sind. Selbst bei einer konservativen Schätzung und unter Nichtberücksichtigung vieler Arten von externen Kosten der österreichischen Landwirtschaft belaufen sich diese auf 1,3 Milliarden Euro pro Jahr. Gemäß der wissenschaftlichen Literatur kann eindeutig von geringeren negativen Umweltwirkungen der biologischen Landwirtschaft ausgegangen werden. Wir schätzen die potentielle Reduktion auf mindestens ein Drittel der Gesamtkosten. Aufgrund der Wirkungen der biologischen Landwirtschaft auf verschiedene österreichische Agrarumweltziele ist davon auszugehen, dass die derzeitige Förderung der biologischen Landwirtschaft im Agrar-Umweltprogramm ÖPUL zu Kostensenkungen führt – dies im Vergleich zu einem Maßnahmenmix ohne Förderung der biologischen Landwirtschaft.

Um zukünftig die Internalisierung von externen Effekten weiter voranzutreiben und das aufgezeigte Potential der biologischen Landwirtschaft zur volkswirtschaftlichen Kosteneinsparung voll nutzen zu können, schlagen wir insgesamt sechs Maßnahmen, innerhalb und außerhalb des ÖPUL-Programmes vor: i) Vollständige Abgeltung von Kosten und eine Entkopplung der Marktkomponente und Agrarumweltkomponente der biologischen Landwirtschaft, ii) Sicherstellen, dass die betriebswirtschaftlichen Anreize von Kombinationen von Einzelmaßnahmen, die in der Bio-Landwirtschaft bereits enthalten sind, die Förderung der Bio-Landwirtschaft nicht übersteigen, iii) Einführung von weiteren bzw. Weiterführung von existierenden mit der biologischen Landwirtschaft kombinierbaren ÖPUL-Maßnahmen, iv) Implementierung projektbezogener Instrumente zur Förderung der ländlichen Entwicklung durch die landwirtschaftliche Produktion, v) Einführung einer Stickstoff-, Energie- und Pestizidsteuer und vi) Langfristiges politisches Bekenntnis zur Unterstützung der biologischen Landwirtschaft.

Wir sehen Potential zur Weiterentwicklung der biologischen Landwirtschaft zu einem nachhaltigen, auf Kreislaufwirtschaft basierenden landwirtschaftlichen Produktionssystem für Österreich. Um dieses Potential auszuschöpfen, sollten vom Staat Rahmenbedingungen geschaffen werden, um ein transdisziplinäres Wissenssystem zu etablieren, welches die Innovationskraft sowohl aus der Bauernschaft, der Beratung und der Forschung anerkennt.

1. Hintergrund

Am 26. Juni 2013 wurde auf EU-Ebene eine Übereinkunft für die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik nach 2014 erzielt. Die formale Beschlussfassung des EU-Rechtsrahmens ist vor kurzem erfolgt. Zurzeit befassen sich die Mitgliedsstaaten intensiv mit der Umsetzung der Beschlüsse auf nationaler und regionaler Ebene. Auch in Österreich werden verschiedene Vorschläge diskutiert. Eine wichtige Frage betrifft die Umgestaltung des „Österreichischen Programms zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft“ (ÖPUL) und die Rolle der Förderung der biologischen Landwirtschaft innerhalb des ÖPULs. Letzteres hat in Österreich besondere Relevanz, da die biologische Landwirtschaft mit mittlerweile fast 20% Anteil an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche einen wichtigen Fördergegenstand darstellt.

Die Europäische Kommission (2006) gibt als strategische Leitlinien für die Förderung der ländlichen Entwicklung vor, dass „mehr Gewicht auf die Förderung gesunder, qualitativ hochwertiger Erzeugnisse, umweltfreundlicher Produktionsmethoden – einschließlich der ökologischen Erzeugung – nachwachsender Rohstoffe und des Schutzes der biologischen Vielfalt gelegt wird“. Zudem stellt die biologische Landwirtschaft gemäß Europäischer Kommission (2006) „einen ganzheitlichen Ansatz nachhaltiger Landwirtschaft“ dar, dessen „Beitrag zu den Zielen des Umwelt- und Tierschutzes weiter gestärkt werden sollte.“

Die Hauptbegründung der öffentlichen Förderung der biologischen Landwirtschaft liegt also in der Erbringung von gesellschaftlichen Leistungen wie Ökosystemdienstleistungen und der Vermeidung von negativen externen Umwelteffekten der konventionellen Landwirtschaft. Eine wissenschaftliche Quantifizierung der externen Umweltkosten der Landwirtschaft und des Vermeidungspotentials sowie des Wertes der Ökosystemdienstleistungen der biologischen Landwirtschaft in Österreich wurde bisher nicht durchgeführt. Deshalb kann der Nutzen der biologischen Landwirtschaft für die Gesellschaft bei der Gestaltung politischer Maßnahmen meist nur qualitativ berücksichtigt werden.

Das vorliegende Papier wurde von BIO AUSTRIA in Auftrag gegeben. Es hat zum Ziel, die Fakten zum volkswirtschaftlichen Nutzen der Bio-Landwirtschaft in Österreich anhand des aktuellen Standes der wissenschaftlichen Literatur zusammenzustellen. Dabei wurde versucht, soweit wie möglich auf österreichische Studien zurückzugreifen. Falls keine österreichischen Studien vorlagen, wurden internationale Studien herangezogen. In einem Anhang werden darüber hinaus Fallbeispiele aus dem Bereich Trinkwasserversorgung aufgezeigt. Aufgrund dieser Fakten werden Schlussfolgerungen gezogen, die die derzeitige gesellschaftliche Diskussion um die Reform der österreichischen Agrarumweltpolitik versachlichen und ihr neue Impulse geben sollen.

2.

2. Studienteil

2.1 Gesellschaftliche Leistungen der Landwirtschaft

Der primäre gesellschaftliche Nutzen der Landwirtschaft besteht in der Wertschöpfung durch die Produktion von Nahrungsmitteln, anderen natürlichen Rohstoffen wie Holz, Pflanzenfasern oder Agroenergie. Im Jahr 2012 betrug der österreichische Gesamtproduktionswert der landwirtschaftlichen Produktion 8.9 Mrd. Euro, was etwa 1.6% der österreichischen Bruttowertschöpfung entspricht (BMLFUW, 2013).

Neben diesem reinen Produktionswert erbringt die Landwirtschaft aber noch weitere gesellschaftliche Leistungen. In diesem Zusammenhang spricht man von „multifunktionaler Landwirtschaft“ (OECD, 2001). Zu diesen Leistungen zählen die Bereitstellung öffentlicher Güter wie einem attraktiven Landschaftsbild durch Offenhaltung von Acker- und Grünland und

Die Landwirtschaft erbringt Leistungen für die Gesellschaft, die in der klassischen volkswirtschaftlichen Betrachtung nur unvollständig abgebildet werden.

verschiedene Ökosystemdienstleistungen wie z.B. Reinigung von Grundwasser bzw. Rückhaltefähigkeit für Wasser durch Böden oder die Förderung der Biodiversität sowie die Bereitstellung von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum (TEEB, 2010). Abhängig vom Betriebstyp, der Bewirtschaftungsform und der geographischen Lage sind diese multifunktionalen Leistungen der Landwirtschaft verschieden hoch. Diese Leistungen sind jedoch schwer monetär zu beziffern, da für sie meist kein Markt existiert (Dax und Hovorka, 2012). Für Österreich gibt es keine umfassende Studie, die diese Leistungen der Landwirtschaft monetär bewertet. Dadurch werden die gesellschaftlichen Leistungen der Landwirtschaft in der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung nur unzureichend wiedergegeben. Zudem verfügen agrarpolitische Entscheidungsträger über keine solide Entscheidungsgrundlage zur Optimierung der Leistungen der multifunktionalen Landwirtschaft für die Gesellschaft.

Schlussfolgerungen

Die österreichische Landwirtschaft ist multifunktional, d.h. neben der Produktion von Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen erbringt die Landwirtschaft sogenannte nicht marktfähige Leistungen, die bei volkswirtschaftlicher Betrachtung der Landwirtschaft derzeit nicht berücksichtigt sind. Diese Leistungen umfassen öffentliche Güter und Ökosystemdienstleistungen sowie soziale Aspekte wie die Schaffung von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum.

2.2 Folgeschäden der Landwirtschaft

Wie jeder Produktionsprozess haben auch landwirtschaftliche Produktionsverfahren Umweltwirkungen. Diese Umweltwirkungen beziehen sich einerseits auf die Nutzung natürlicher Ressourcen (Energieträger, Boden, Wasser, Luft, nicht erneuerbare Rohstoffe wie Phosphor, fossile Energieträger) und andererseits auf Emissionen aus landwirtschaftlichen Betrieben (v.a. Stickstoffverbindungen und Treibhausgasemissionen).

Einige dieser natürlichen Ressourcen sind endlich, d.h. nicht beliebig vermehrbar. Zum Beispiel sind fossile Energieträger oder Phosphor nur begrenzt verfügbar und müssen langfristig substituiert bzw. recycelt werden, um die landwirtschaftliche Produktion dauerhaft aufrecht zu erhalten. Über den Zeithorizont ist man sich in der Fachwelt uneins. So reichen gemäß Cordell und White (2011) die Schätzungen des Endes unserer Phosphorreserven von 30 bis 300 Jahre. Doch die Wissenschaft zeigt klar die natürlichen Grenzen auf, die für unsere landwirtschaftlichen Produktionssysteme und die Gesellschaft gelten (Cordell *et al.*, 2009; Rockström *et al.*, 2009).

Die Landwirtschaft basiert auf einer Nutzung von endlichen Ressourcen und verursacht ökologische Folgeschäden.

Beispiel Humusabbau und Bodenerosion

Durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung haben Böden zum Teil deutliche Humusverluste erlitten, was langfristig zu Produktivitätsverlusten führt (Lal, 2004). Dersch und Böhm (1997) berechnen auf Basis vorliegender historischer Daten, dass der Humusgehalt der Ackerflächen in Niederösterreich und Oberösterreich zwischen den Jahren 1965 und 1991 im Durchschnitt um -16% (Niederösterreich) und -6% (Oberösterreich) abgenommen hat. In diesen beiden Bundesländern befinden sich 70% der Ackerflächen Österreichs. Damit reduzierte sich im wichtigsten österreichischen Getreideproduktionsgebiet der organische C-Gehalt um 290 kg C pro ha und Jahr. Dieser Humusabbau trägt einerseits durch die erhöhten CO₂-Emissionen zum Klimawandel bei. Darüber hinaus aber gefährdet dieser Humusabbau mittel- und langfristig die Bodenfruchtbarkeit und damit die landwirtschaftliche Produktionsgrundlage. Neben dem Humusabbau gefährdet auch die Bodenerosion die Nahrungsmittelproduktion in Österreich. Laut Strauss (2006) sind etwa 25% (etwa 839.000 ha) der landwirtschaftlich genutzten Flächen Österreichs erosionsgefährdet. Diese Flächen sind von Wassererosion in unterschiedlichen Ausmaßen betroffen. Ungefähr 125.000 ha landwirtschaftlich genutzter Flächen weisen einen Bodenabtrag von mehr als 11 t/ha auf, weitere 120.000 ha weisen einen Bodenabtrag zwischen 6 t/ha und 11 t/ha auf. Um diese Flächen zu schützen, ist eine Reduktion des Bodenabtrags notwendig, da ein Bodenabtrag mit mehr als 6 t/ha/Jahr als kritisch zu betrachten ist (Strauss 2006).

Beispiel Klimaerwärmung

In Österreich emittierte die Landwirtschaft im Jahr 2011 7,6 Millionen Tonnen CO₂-eq und damit einen Anteil von 9,5% an den Gesamtemissionen (Umweltbundesamt, 2013). Allerdings beinhalten diese Emissionen weder die Emissionen von Vorleistungen aus anderen Wirtschaftssektoren die für die Landwirtschaft notwendig sind (z.B. Mineraldüngerproduktion)

noch die landwirtschaftlichen Vorleistungen aus anderen Ländern (bspw. Futtermittel aus Drittländern).

Beispielsweise wird ein Großteil der in Österreich verwendeten Futtermittel importiert. So führen die 500-600 Kilotonnen (kt) an Sojabohnen, die seit mehr als 20 Jahren aus Brasilien importiert werden, zur Abholzung von Regenwald in Brasilien, was enorme CO₂-Emissionen und v.a. auch enormes Artensterben verursacht.

Österreichs Landwirtschaft verbraucht, wie auch die Landwirtschaft der meisten Industriestaaten, weiterhin große Mengen endlicher Ressourcen fossiler Energieträger, zum Beispiel für die N-Düngerherstellung.

Dies zeigt die folgende Abbildung aus dem Grünen Bericht (Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft; BMLFUW 2013: 20). Der Düngemittelabsatz betrug im Wirtschaftsjahr 2011/12 in Österreich: 97,7 kt N, 26,6 kt P₂O₅ und 32,5 kt K₂O (in Reinnährstoffen) (Abbildung 1) (BMLFUW, 2013). Umgerechnet auf den Hektar Ackerland sind das etwa 71 kg N, 19 kg P₂O₅ und 24 kg K₂O.

Nach einem massiven Rückgang um 48,5% im Wirtschaftsjahr 2008/09 (von ca. 229 kt Reinnährstoffe auf ca. 118 kt Reinnährstoffe) stieg der Düngemittelabsatz in Österreich trotz des im ÖPUL 2007 formulierten Ziels, eine umweltfreundliche Landwirtschaft zu fördern, seit 2008/09 wieder deutlich an. So lag der Düngemittelabsatz im Jahr 2012 zwar mit 156,4 kt um 13,3% unter dem Vorjahresabsatz (180,5 kt) aber um 32% höher als 2008/09 (118 kt). Die Herstellung von 156,4 kt Mineraldünger verbraucht 9,815 PJ fossile Energie. Im Vergleich dazu hat die österreichische Landwirtschaft 2010 29,16 PJ Energie verbraucht (Statistik Austria 2011).

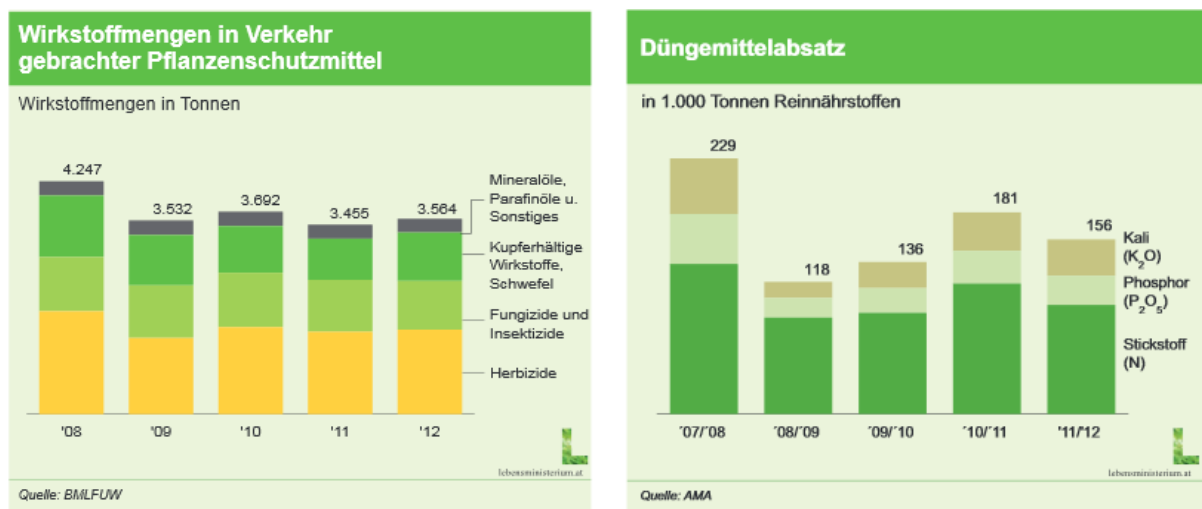


Abbildung 1: Düngemittel- und Pflanzenschutzmitteleinsatz in den Jahren 2007/08 – 2011/12 in Österreich (BMLFUW, 2013)

Insgesamt werden allein durch die Mineraldüngerproduktion für die österreichische Landwirtschaft jährlich etwa 0,5-0,75 Millionen Tonnen CO₂-eq emittiert (Schätzung auf Basis von Dorninger und Freyer, 2008; Umweltbundesamt, 2012).

Beispiel Gewässerkontamination durch Pestizide

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in Österreich belief sich in den Jahren 2009-2011 durchschnittlich auf 3.500 t Wirkstoffmenge im Jahr (s. Abb. 1). Davon waren rund 75% Herbizide, Fungizide und Insektizide (inkl. der 3-5% Mineral- und Paraffinöle), die in der konventionellen Landwirtschaft eingesetzt werden¹. Die durch den Einsatz dieser überwiegend chemisch-synthetischen Pestizide verursachten Schäden an natürlichen Ressourcen (Gewässer, Böden, Biodiversität) sind nur punktuell erfasst (siehe Anhang). Beispielhaft für Umwelt- und Gesundheitskosten in Zusammenhang mit Pestizideinträgen ins Grundwasser seien angeführt:

- Die Belastung mit Bentazon (Kontaktherbizid) in Enns (Oberösterreich) im Jahr 2008 führte dazu, dass noch im Jahr 2012 Wasser von der Stadt Linz, kostenintensiv zum Ennsener Wasser beigemischt werden musste.
- Immer wieder führen Probleme bei der Herstellung und Lagerung von Pestiziden zu Umweltproblemen. Im Jahr 2012/2013 erfolgte eine Grundwassersanierung in Korneuburg infolge eines Unfalls beim Pflanzenschutzmittelhersteller Kwizda, bei dem Thiametoxam und das Herbizids Clopyralid + Metaboliten austraten.
- Atrazin, das in der Unkrautbekämpfung im Maisanbau jahrelang verwendet wurde und das seit 1994 verboten ist, ist noch immer in einzelnen Gebieten in Oberösterreich und der Steiermark in Spuren im Grundwasser festzustellen.
- Als häufigster festgestellter und angezeigter Verstoß bei Betriebskontrollen wird das Verwenden nicht zugelassener Pflanzenschutzmittel beschrieben (BMLFUW, 2013). Die Folgeschäden auf Ökosystem und Mensch sind nicht erfasst.

Beispiel Bienensterben

Bienen sind durch ihre Bestäubungsfunktion für viele Nutzpflanzen ein wichtiger Faktor für die Ertragssicherung und Welternährung (Potts et al., 2010; Tschardt et al., 2012). Die Bienenschädigung durch Neonicotinoide und weitere Beizmittelwirkstoffe der konventionellen Landwirtschaft zeigen ein weiteres Problemfeld des Einsatzes von Pestiziden auf die Ökosysteme auf. Bereits im Jahr 2008 verursachte die Abdrift von mit Clothianidin gebeiztem Maissaatgut auf blühende Nachbarkulturen im deutschen Rheintal Schäden an 11.000 Völkern. Ähnliches geschah im Jahr 2009 in Österreich, wo es zur Zeit der Maisaussaat zu zeitlich und lokal begrenzten Verlusten von Flug- und Stockbienen kam, die ebenfalls auf insektizide Beizmittelwirkstoffe zurückgeführt werden (Moosbeckhofer et al., 2010). Die Ergebnisse des Projektes MELISSA (Girsch und Moosbeckhofer, 2013) zeigen, dass in den Jahren 2009 – 2011 in Österreich regional gehäuft Bienenschäden aufgetreten sind, die rückstandsanalytisch häufig mit der Verwendung von insektizidgebeiztem Mais- und Ölkürbissaatgut in Zusammenhang zu bringen waren. Die starke regionale Komponente mit einer Häufung in Gebieten mit kleinräumiger landwirtschaftlicher Struktur ist ein Hinweis auf besondere Umweltsituationen und daraus resultierender verstärkter Exposition der Bienen mit den bezeichneten insektiziden Pflanzenschutzmitteln in den betroffenen Gebieten. Die Lebensmittelsicherheitsbehörde der EU legte am 16. Jänner 2013 ihre Schlussfolgerungen vor, in denen

¹ ca. 20-25% waren kupfer- und schwefelhaltige Pflanzenschutzmittel, die in der biologischen Landwirtschaft erlaubt sind.

sie für bestimmte Kulturen ein hohes akutes Risiko für Bienen aufgrund von Pflanzenschutzmitteln mit den Wirkstoffen Clothianidin, Thiamethoxam und Imidacloprid nachwies. Angesichts dieser neuen wissenschaftlichen und fachlichen Erkenntnisse kam die Kommission zu dem Schluss, dass diese Neonicotinoide den Genehmigungskriterien von Artikel 4 der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 nicht länger entsprechen und daher Einschränkungen für deren Verwendung eingeführt werden müssen.

Neben der Wirkstoffgruppe der Neonicotinoide sind weitere Insektizide bienentoxisch. Chlorpyrifos ist bekannt für seine akute Toxizität für Bienen (AGES, 2013a). Doch auch subletale Dosen von Chlorpyrifos wirken neurotoxisch auf Bienen (Rehman und Waliullah, 2012) und wirken sich negativ auf die Physiologie der Honigbiene aus und senkt ihre motorische Aktivität (Williamson et al., 2013). Deltamethrin beeinträchtigt in einer subletalen Konzentration die Fruchtbarkeit und Aufzuchterfolge der Bienen (Dai et al., 2010). Ebenso wird die Anzahl der Sammelflüge von Honigbienen reduziert und Deltamethrin wirkt sich negativ auf die Lernfähigkeit der Bienen aus (Ramirez-Romero et al., 2005).

Beispiel Gesundheitsschäden durch Pestizide und Antibiotikaeinsatz

Die Risiken von **Pestiziden hinsichtlich der Gesundheit des Menschen infolge von Pestizidrückständen in Lebensmitteln** sowie die **hormonelle Wirkung von Pestiziden** sind immer wieder in Diskussion. PAN (2010) geben einen Überblick über diese Wirkungen auf Basis von aktueller wissenschaftlicher Literatur. Darin zeigen sie, dass es vielfältige Hinweise auf Zusammenhänge von Pestizidexposition und Krankheiten wie Krebs (z.B. Hirnkrebs, Leukämie, Brustkrebs), Lungenkrankheiten, Depressionen, ADHS, Alzheimer, Fehlbildungen von Neugeborenen oder Parkinson gibt (Arcury et al., 2007; Ascherio et al., 2006; Bjørling-Poulsen et al., 2008; Bouchard et al., 2010; Bradman et al., 2006; Cerrillo et al., 2006; Eskenazi et al., 2008; Hayden et al., 2010; Lu et al., 2006; Shim et al., 2009).

Gerade das Herbizid Glyphosat steht immer wieder im Verdacht, gesundheitsschädlich zu sein. In Österreich ist die Glyphosat-Aufwandmenge von 134.162 kg im Jahr 2000 auf 431.181 kg im Jahr 2012 gestiegen. Von staatlicher Seite wird festgestellt, dass „aus der Perspektive der Risikobewertung in Österreich aus dem aktuellen Stand der bekannten Publikationen kein unmittelbarer Handlungsbedarf besteht“ (Bergmann, 2012). Andererseits steht Glyphosat weiterhin im Verdacht, menschliche Zellen zu schädigen und die Embryonalentwicklung von Wirbeltieren zu stören (Benachour und Seralini, 2008). Es steht im Verdacht, in die Hormonbildung einzugreifen und krebserregend zu sein. Zudem sind derzeit mindestens 21 Glyphosat-resistente Pflanzenarten bekannt, die sich mit zahlreichen Biotypen auf Millionen von Hektar ausgebreitet haben. Zwecks Kontrolle dieser resistenten bzw. toleranten Beikräuter werden in der Regel höhere Glyphosatdosen, Mehrfachapplikationen und Tankmischungen mit anderen, oft alten Herbiziden eingesetzt (Ober und Mertens, 2011).

Das Beispiel Glyphosat zeigt zudem ein weiteres Problem des Pestizid-Einsatzes auf: Die Gefährdung der Artenvielfalt. So wird im Falle von Glyphosat immer klarer, dass die Erhaltung der Artenvielfalt in natürlichen und landwirtschaftlichen Umgebungen durch den intensiven und kontinuierlichen großflächigen Einsatz von Glyphosat bedroht ist (Lopez et al., 2012).

Auch der massive Einsatz von Antibiotika in der Tierhaltung verursacht gesellschaftliche Folgeschäden, da resistente Keime auch zu Gesundheitsproblemen bis hin zum Tod von Menschen führen können. In Österreich werden in der Veterinärmedizin 60 Tonnen Antibiotika

pro Jahr eingesetzt. In der Humanmedizin werden nur 45 Tonnen verwendet. Dies zeigt die Dimension des Problems, zumal immer wieder resistente Keime im Fleisch entdeckt werden (AGES, 2013b; Porstner, 2012).

Schlussfolgerungen

Die Landwirtschaft ist auf die Nutzung endlicher Ressourcen (Boden, Energie, Rohstoffe) angewiesen. Die heute gängige landwirtschaftliche Praxis geht aber mit diesen Ressourcen nicht nachhaltig um. Es kommt zum Verlust von fruchtbaren Böden durch Erosion und Humusabbau. Der Verbrauch großer Mengen fossiler Energieträger zur Synthese von Stickstoffdünger ist in der konventionellen Landwirtschaft systemimmanent. Es gibt viele ernstzunehmende Hinweise auf Folgewirkungen vieler gängiger Pflanzenschutzmittel und insbesondere der Kombination der Mittel auf die menschliche Gesundheit und Ökosysteme. Deshalb ist die heutige landwirtschaftliche Praxis in Österreich nicht nachhaltig und muss sich mittelfristig auf diese Ressourcenknappheiten einstellen und auf eine Reduktion der Umwelteffekte hinarbeiten.

2.3 Folgekosten der Landwirtschaft

Wie in Kapitel 2.2 dargestellt, gehen von der landwirtschaftlichen Produktion verschiedene negative Umweltwirkungen aus. Von einigen Wirkungen, wie z.B. **Bodendegradierung** (Humusabbau, Bodenverdichtung, Bodenerosion), sind die Landwirte auch selbst betroffen, aber ein Großteil dieser Wirkungen findet außerhalb der Betriebsflächen statt (z.B. **Gewässerbelastungen, stärkere Hochwasserereignisse infolge verringerte Wasserpufferkapazität, Treibhausgasemissionen, Biodiversitätsverluste, Pestizid-Emissionen in Wasser und Luft und Pestizid-Rückstände** in Lebensmitteln). Da in diesem Fall das Verursacherprinzip meist nicht konsequent angewendet wird, wird ein Großteil der Kosten für diese Wirkungen von der Gesellschaft getragen (TEEB, 2010).

Während die Existenz dieser Folgeschäden unbestritten ist, ist die Quantifizierung der Höhe dieser Effekte methodisch schwierig. Dazu ist es notwendig, den monetären Wert des gesellschaftlichen Schadens zu quantifizieren. In Großbritannien und den USA wurde bereits eine Monetarisierung der externen Effekte der gesamten Landwirtschaft (Pretty *et al.*, 2000; Tegtmeyer und Duffy, 2004) und spezieller Auswirkungen durchgeführt

Diese Folgeschäden der derzeitigen Landwirtschaft verursachen volkswirtschaftliche Kosten, die von der Gesellschaft getragen werden müssen

(Brethour und Weersink, 2001; Christie *et al.*, 2006; Pretty *et al.*, 2003). Pretty *et al.* (2000) unterscheiden bei der Berechnung der externen Kosten der britischen Landwirtschaft zwischen Wirkungen auf natürliche Ressourcen wie Wasser, Boden, Luft (inkl. Klima) und Biodiversität sowie Wirkungen auf die menschliche Gesundheit. Die Autoren berechneten für den Zeitraum von 1990 bis 1996 jährliche Gesamtkosten von insgesamt 5,2 Milliarden € für Großbritannien (in Euro umgerechnet und für 2012 inflationsbereinigt). Dies entspricht etwa 298 € pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche. Zu den bedeutendsten Kostenpunkten zählen die **Klimagasemissionen** (Lachgas: 1.625 Mio. €, Methan: 616 Mio. €, CO₂ ohne die Herstellung von Mineraldüngern: 104 Mio. €), die **Trinkwasserbelastung durch Pestizide** (264 Mio. €) sowie **Arten- und Habitatverluste** (Trockenmauern und Hecken) (218 Mio. €) und der **Verlust an organischer Substanz im Boden** (181 Mio. €). Auch die Schäden für die menschliche Gesundheit sind mit 1.710 Mio. € erheblich, wobei die Kosten die Pretty *et al.* im Jahr 2000 für BSE ansetzten, heute durch Fütterungsverbote vermieden werden.

Pretty *et al.* (2000) betonen aber, dass ihre Schätzungen insgesamt wahrscheinlich wesentlich zu niedrig sind, da beispielsweise mögliche **chronischen Gesundheitseffekte durch Pestizide** nicht quantifiziert wurden (Tabelle 1).

Tabelle 1: Jährliche externe Kosten der britischen Landwirtschaft

Schutzgut	Kosten	Erwartungswert		Minimum		Maximum	
		Groß- britannien gesamt (Mio €)	Pro ha lw. Nutzfläche (€)	Groß- britannien gesamt (Mio €)	Pro ha lw. Nutzfläche (€)	Groß- britannien gesamt (Mio €)	Pro ha lw. Nutzfläche (€)
Wasser	Trinkwasseraufbereitung Pestizide	264.14	15.25	184.90	10.67	283.95	16.39
Wasser	Trinkwasseraufbereitung Nitrat	35.22	2.03	17.61	1.02	72.64	4.19
Wasser	Trinkwasseraufbereitung Phosphat	121.07	6.99	48.43	2.80	198.11	11.43
Wasser	Trinkwasseraufbereitung tierbürtige Krankheitserreger (Cryptosporidium)	50.63	2.92	33.02	1.91	66.04	3.81
Wasser	Monitoring von Pestiziden und Düngemitteln, inkl. Beratung	24.21	1.40	17.61	1.02	24.21	1.40
Wasser	Eutrophierungs- und Verschmutzungsfälle (Dünger)	13.21	0.76	8.80	0.51	15.41	0.89
Luft und Klima	Methanemissionen	616.33	35.57	545.89	31.51	827.65	47.77
Luft und Klima	Ammoniakemissionen	105.66	6.10	50.63	2.92	158.49	9.15
Luft und Klima	N2O Emissionen	1'624.47	93.76	920.09	53.11	3'742.01	215.99
Luft und Klima	CO2 Emissionen	103.46	5.97	77.04	4.45	187.10	10.80
Boden	Schaden durch Erosion	30.82	1.78	17.61	1.02	66.04	3.81
Boden	Verlust an organischem Material und Kohlenstoff aus dem Boden	180.50	10.42	129.87	7.50	308.17	17.79
Biodiversität	Biodiversitätsverlust durch Habitat und Artenschwund	55.03	3.18	22.01	1.27	77.04	4.45
Biodiversität	Hecken und Trockenmauern	217.92	12.58	160.69	9.27	268.54	15.50
Biodiversität	Verluste an Bienenkolonien	4.40	0.25	2.20	0.13	4.40	0.25
Biodiversität	Verluste an landwirtschaftlicher Biodiversität (Sorten und Artenvielfalt)	+	+	+	+	+	+
Menschliche Gesundheit	Akute Effekte von Pestiziden	2.20	0.13	0.88	0.05	3.52	0.20
Menschliche Gesundheit	Chronische Effekte von Pestiziden	+	+	+	+	+	+
Menschliche Gesundheit	Bakterielle und virale Belastung von Nahrungsmitteln	372.00	21.47	220.12	12.71	534.89	30.87
Menschliche Gesundheit	Antibiotikaresistenz beim Menschen durch präventiven Einsatz in der Tierhaltung	+	+	+	+	+	+
Menschliche Gesundheit	BSE und daraus resultierende Creutzfeldt-Jakob-Krankheit	1'336.12	77.12	72.64	4.19	1'760.95	101.64
Total		5'157.37	297.68	2'529.16	145.98	8'600.03	496.39

€ = die ursprünglich in Britischen Pfund ausgedrückten Kosten auf wurden auf ihren Wert in Euro im Jahr 2012 umgerechnet

Minimale und maximale Kosten beschreiben die Spannweite möglicher Kosten unter unterschiedlichen Annahmen (oberes und unteres Quartil)

+ = nicht quantifizierbar gemäss Pretty et al. (2000)

Quelle: Pretty et al. (2000), übersetzt

Für Österreich liegen keine Studien vor, welche die externen Kosten der Landwirtschaft quantifizieren. Im Rahmen dieses Projektes wurden beispielhaft einzelne Kosten im österreichischen Kontext quantifiziert (siehe Anhang). Da eine länderspezifische Kostenberechnung recht aufwendig ist, bedienen sich Ökonomen der sog. *Benefit-Transfer*-Methode (Pearce *et al.*, 2006; Ready *et al.*, 2004), um Werte einer Studie aus einem bestimmten Kontext auf andere Situationen zu übertragen. Im Rahmen dieses Papiers wurden für drei Beispiele externe Kosten der österreichischen Landwirtschaft auf Basis der britischen Studie (Pretty *et al.*, 2000) berechnet. Diese Studie stellt derzeit die umfassendste international publizierte Betrachtung der externen Kosten der Landwirtschaft dar. Für die Übertragung wurde ein sogenannter „*Adjusted Benefit Transfer*“-Ansatz² gewählt. Die Ergebnisse der britischen Studie wurden an das österreichische Pro-Kopf-Einkommen (Kaufkraftparität eingerechnet) und die landwirtschaftliche Nutzfläche angepasst. Die Werte wurden zudem gemäß offiziellen Umrechnungskursen unter Berücksichtigung der Inflation in Euro umgerechnet. Diese für Österreich berechneten Werte sind wie die Ausgangsstudie von Pretty *et al.* mit Unsicherheiten behaftet und müssen ebenfalls als eher konservative Schätzungen betrachtet werden. Gründe hierfür sind:

- Viele Kosten wurden nicht vollständig (akute Schädigung der menschlichen Gesundheit durch Pestizide) oder gar nicht kalkuliert (Kosten der Eutrophierung der Meere, chronische Gesundheitseffekte durch Pestizide).
- Es wurden nicht die vollständigen Reparaturkosten ermittelt, sondern nur die Kosten, die entstehen, um gesetzliche Grenzwerte zu erreichen (z.B. Pestizidkonzentration im Grundwasser).
- Ideelle Werte von Schutzgütern, sogenannte „*non-use values*“ (bspw. hinsichtlich Biodiversität) wurden ebenfalls nicht mit einbezogen.
- Schäden aus der Produktion von Vorleistungen wie mineralische N-Dünger in anderen Sektoren wurden nicht berücksichtigt.
- Die Schäden landwirtschaftliche Vorleistungen (bspw. Futtermittel) aus anderen Ländern wurden nicht berücksichtigt.

Insgesamt ergeben sich aufgrund dieser Schätzung jährliche externe Kosten der Landwirtschaft von etwa 1,3 Mrd. € (Schwankungsbreite: 614-2.089 Millionen € pro Jahr), die die österreichische Gesellschaft tragen muss. Diese Kosten stellen aber aufgrund der oben genannten Einschränkungen nur einen Bruchteil der tatsächlichen externen Kosten der Landwirtschaft dar.

Eine weitere Möglichkeit, die externen Kosten der Landwirtschaft abzuschätzen, ist es die Vermeidungskosten zu berechnen. Das ÖPUL verfolgt das Ziel, negative Umweltfolgen der Landwirtschaft zu reduzieren. Die jährlichen Kosten des Programms belaufen sich auf durchschnittlich rund 550 Mio. € / Jahr in der ÖPUL-Periode 2006 – 2011. Zieht man davon die Zahlungen an Bio-Betriebe ab (rund 160 Mio. €/Jahr) verbleiben immer noch jährliche Kosten von 390 Mio. €, um die Umweltfolgen der konventionellen Landwirtschaft zu reduzieren. Wie in Kapitel 2.2 gezeigt wird, gelingt dies im Bereich Boden, Wasser, Luft, Biodiversität jedoch in sehr unterschiedlicher und verbesserungswürdiger Weise. Viele der Umweltprobleme bestehen nach wie vor. So schreibt der Rechnungshof in seinen Empfehlungen: „Bei der Weiterentwicklung von ÖPUL für die künftige Programmperiode sollten ein höherer

² Beim „*Adjusted Benefit Transfer*“-Ansatz werden die Werte aus einem Land gemäß der wichtigsten bekannten Faktoren die sich im Ursprungskontext und im Studienkontext unterscheiden angepasst.

Mehrwert für die Umwelt bzw. eine Steigerung der Kosteneffektivität angestrebt werden. (TZ 14; RECHNUNGSHOFBERICHT VORLAGE VOM 10. JULI 2013, Österr. Rechnungshof 2013).

Schlussfolgerungen

Selbst bei konservativer Schätzung der externen Kosten der österreichischen Landwirtschaft muss von einer jährlichen Belastung der Gesellschaft von rund 1,3 Mrd. € ausgegangen werden. Die tatsächlichen Kosten liegen wahrscheinlich wesentlich höher, denn trotz der jährlichen Ausgaben von 550 Mio. € im Jahr (ohne Beiträge an Biobetriebe 390 Mio. € im Jahr) gelingt es mit dem derzeitigen ÖPUL-Programm nicht, die Umweltwirkungen ausreichend einzudämmen.

2.4 Ökologische Vorteile der biologischen Landwirtschaft

Eine Übersicht über die Umweltwirkungen der biologischen Landwirtschaft aus Schader *et al.* (2012) zeigt, dass bei den meisten agrarpolitisch Umweltkategorien von geringeren Umweltwirkungen durch biologische Landwirtschaft pro Fläche ausgegangen werden kann (Tabelle 2).

Zunehmend haben sich produktbezogene Ökobilanzen als Vergleichsmethode zwischen landwirtschaftlichen Produktionsformen etabliert (Nemecek *et al.*, 2011). Vergleiche zwischen extensiver und intensiver Landwirtschaft kommen zu uneinheitlichen Resultaten (Tuomisto *et al.*, 2012a). Extensive Systeme schneiden aufgrund der meist geringeren Erträge stellenweise schlechter ab, als intensive Systeme. Auch Betriebe auf marginalen Flächen oder im Berggebiet schneiden bei Ökobilanzen ungünstig ab. Es sei aber hier betont, dass gerade bei produktbezogenen Ökobilanzen noch erhebliche methodische Defizite bestehen, die einen fairen Vergleich von intensiven und extensiven Systemen erschweren (Schader *et al.*, 2012). Gerade bei Klimabilanzen sind die Fragen der Produktallokation und des Einbezuges von indirekten Landnutzungsänderungen noch nicht abschließend geklärt (Flysjö *et al.*, 2012). Außerdem können verschiedene Umweltwirkungen, z.B. Verlust an Biodiversität und Bodenfruchtbarkeit, nicht produktbezogen bewertet werden (Schader *et al.*, 2012).

Die biologische Landwirtschaft verursacht geringere ökologische Folgeschäden als die konventionelle Landwirtschaft

Ferner muss bedacht werden, dass die meisten ÖPUL Maßnahmen im Hinblick auf flächenbezogene Wirkungen implementiert werden. So sind viele ÖPUL Maßnahmen mit einer Extensivierung der Produktion und damit niedrigen Erträgen verbunden. Das heißt, es ist offensichtlich nicht das Politikziel, eine produktbezogene Umweltwirkung zu erzielen. Dennoch wurde versucht, die produktbezogene Sichtweise, soweit es im Rahmen der vorliegenden Arbeit möglich ist, aufzugreifen.

Biodiversität und Landschaft: Vergleichsstudien über den Einfluss konventioneller und ökologischer Anbausysteme in Europa und den USA (Fuller *et al.*, 2005; Hole *et al.*, 2005) belegen die positiven Auswirkungen der biologischen Landwirtschaft auf Flora und Fauna. Und das sowohl auf dem einzelnen Feld als auch auf Betriebsebene. Im Durchschnitt kommen 30% mehr Arten und 50% mehr Individuen auf biologisch bewirtschafteten Flächen vor (Bengtsson *et al.*, 2005).

Studien, welche die Einflüsse der biologischen Bewirtschaftung auf die Landschaft untersuchen, bescheinigen der biologischen Landwirtschaft überwiegend positive Biodiversitätseffekte (Gibson *et al.*, 2007; Norton *et al.*, 2009; Steiner, 2006): vielfältigere Betriebsstrukturen (geringere Spezialisierung), vielfältigere Fruchtfolgen, höhere Anteile an Biodiversitätsförderflächen, mehr Strukturelemente wie Hecken oder Hochstammobstbäume (Schader *et al.*, 2008). Die Biogrünland- und Gemischtbetriebe in Österreich haben zudem auch mehr Biodiversitätsförderflächen und Strukturelemente – dies ist in Ackerbauregionen weniger ausgeprägt.

Tabelle 2: Überblick über die flächenbezogenen Umweltwirkungen der biologischen Landwirtschaft im Vergleich zur konventionellen Landwirtschaft

der biologische Landbau ist...	viel besser	besser	gleich	schlechter	viel schlechter
Biodiversität und Landschaft		●			
Genetische Vielfalt			●		
Biodiversität Flora		●			
Biodiversität Fauna		●			
Habitatdiversität		●			
Landschaft		●			
Ressourcen		●			
Nährstoffe		●			
Energie		●			
Wasser			●		
Klimawandel		●			
CO ₂		●			
Lachgas			●		
Methan			●		
Gewässerverschmutzung		●			
Nitratauswaschung		●			
Phosphoreinträge		●			
Pestizidemissionen	●				
Luftqualität		●			
Ammoniak		●			
Pestizide	●				
Bodenfruchtbarkeit		●			
Organische Substanz		●			
Biologische Aktivität	●				
Bodenstruktur			●		
Bodenerosion		●			

Quelle: Schader et al. (2012), basierend auf Stolze et al. (2000), aktualisiert, übersetzt

Ressourcen: Ein geringerer Nährstoffinput (insbesondere hinsichtlich Stickstoff) und geringere Tierbesatzdichten auf Biobetrieben fördern zusätzlich die Biodiversität im Acker und Grünland und führen auch zu geringeren NO₃-Auswaschungen ins Grundwasser. Geringere N- und P-Inputs in den Böden durch den Verzicht auf leichtlösliche Mineraldünger führen zu einem geringeren Nährstoffeintrag und zu reduzierter Eutrophierung in den Oberflächengewässern. Siegrist *et al.* (1998) wiesen zudem auf biologisch bewirtschafteten Flächen eine verminderte Erosion nach.

Zahlreiche Studien zeigen, dass der Energieverbrauch pro Hektar in der biologischen Landwirtschaft wesentlich niedriger ist als in der konventionellen Landwirtschaft (Haas *et al.*, 2001; Hoepfner *et al.*, 2005). Trotz der geringeren Erträge schneidet die Bioproduktion oft auch pro Produkteinheit günstiger ab (Grönroos *et al.*, 2006; Lampkin, 2007).

Klimawandel: Bei Treibhausgasbilanzen von Milch schneidet die biologische Landwirtschaft v.a. aufgrund des geringeren Einsatzes an Vorleistungen und einer geringeren Tierbesatzdichte besser ab (Schader *et al.*, 2013). Pro Produkteinheit zeigen internationale Studien uneinheitliche Resultate (Knudsen, 2011; Tuomisto *et al.*, 2012b; Williams *et al.*, 2006). Berücksichtigt man in der Klimabilanzierung allerdings die Koppelung der Milch- und Rindfleischproduktion, so besteht laut einer schwedischen Studie pro kg Milch kein Unterschied zwischen biologisch und konventionell produzierter Milch (Flysjö *et al.*, 2012; Kristensen *et al.*, 2011).

In Österreich weisen die Produktion von Bio-Milch, Bio-Schweinefleisch, Bio-Hühnerfleisch und Bio-Eiern deutlich geringere CO₂-eq-Emissionen/kg Fleisch im Vergleich zu konventioneller Produktion auf: Um 10-20% geringere Treibhausgasemissionen bei Milch und um 30-50% bei Hühner- und Schweinefleisch sowie bei Eiern (Hörtenhuber *et al.*, 2010; Hörtenhuber *et al.*, 2011; Lindenthal, 2013; Lindenthal *et al.*, 2010). Dies ist v.a. auf die Berücksichtigung von Importen konventioneller Sojafuttermittel aus Südamerika nach Österreich zurückzuführen, welche in der biologischen Landwirtschaft in wesentlich geringerem Ausmaße verwendet werden. Denn werden die enormen CO₂-Emissionen der Regenwaldzerstörung durch den Anbau importierter konventioneller Sojafuttermittel eingerechnet, erhöhen sich die CO₂-Emissionen der konventionellen Produktion deutlich (Hörtenhuber *et al.*, 2010; Hörtenhuber *et al.*, 2011). Auch führt die biologische Landwirtschaft zu deutlichen Einsparungen von Treibhausgas (THG)-Emissionen von ca. 30-60% pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche und 10-50% pro kg Produkt (Hörtenhuber *et al.*, 2010; Hörtenhuber *et al.*, 2011; Lindenthal, 2013; Lindenthal *et al.*, 2010).

Berücksichtigt man auch das Potential der biologischen Landwirtschaft zur Sequestrierung von Kohlenstoff (C) im Ackerbau, verbessert sich die Treibhausgasbilanz zusätzlich. In einer globalen Metastudie zeigten Gattinger *et al.* (2012) eine durchschnittlich 450 kg/ha höhere Kohlenstoffsequestrierung auf Bioflächen im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Flächen. Dorninger und Freyer schätzen, dass eine komplette Umstellung der österreichischen Landwirtschaft auf biologische Wirtschaftsweise bei unveränderten Ernährungsmustern etwa 30,4% der Treibhausgasemissionen einsparen könnte (Dorninger und Freyer, 2008).

Gewässerverschmutzung: Durch die biologische Landwirtschaft kann die Nitratauswaschung ins Grundwasser um 40-64% verringert werden (Haas *et al.*, 2001; Osterburg und Runge, 2007). Schader *et al.* (2013) berechneten für die Schweiz eine 20-50% geringere Nitrat- und eine 10-20% niedrigere Phosphor-Eutrophierung bei biologischer Bewirtschaftung. Auch Shepard *et al.* (2003) gehen wegen des geringeren Erosionsrisikos und der geringeren Nährstoffgehalte im Boden in der biologischen Landwirtschaft von geringeren Phosphor-Einträgen aus.

Luftqualität: Hier hebt sich die biologische Landwirtschaft durch den Verzicht von chem.-synthetischen Pestiziden klar von der konventionellen Produktionsweise ab. Bezüglich Ammoniak kann man flächenbezogen aufgrund geringerer Tierbesatzdichten von geringeren Ammoniakemissionen ausgehen (Schader *et al.*, 2012).

Bodenfruchtbarkeit: Die biologische Landwirtschaft zeigt erhöhte Kohlenstoffeinlagerungen in Böden sowohl im internationalen (Gattinger *et al.*, 2012) als auch im mitteleuropäischen Kontext (Mäder *et al.*, 2002). Hier ist zu berücksichtigen, dass diese Effekte nicht direkt durch den Verzicht auf chemisch-synthetische Pestizide und Mineraldünger hervorgerufen werden. Vielmehr werden diese Effekte durch das Management erreicht, das Biobauern betreiben um diese Inputs auszugleichen. Dazu gehören eine vielfältige Fruchtfolge, meist mit ein bis dreijährigem Feldfutterbau und eine standortangepasste Düngung inkl. der Applikation von organischen Düngemitteln. Auch die biologische Aktivität in Böden ist in der biologischen Landwirtschaft erhöht (Mäder *et al.*, 2002), während bei Bodenstruktur und Bodenerosion keine bis geringe Unterschiede zu erwarten sind (Schader *et al.*, 2012).

Schlussfolgerungen

Gemäß wissenschaftlicher Literatur kann man eindeutig von geringeren negativen Umweltwirkungen der biologischen Landwirtschaft pro Flächeneinheit ausgehen. Dies betrifft insbesondere Biodiversität, Nährstoff- und Energieressourcen, Treibhausgasemissionen, Gewäs-

ser- und Luftreinhaltung sowie die Bodenfruchtbarkeit. Produktbezogene Wirkungen sind derzeit aufgrund methodischer Defizite schwierig zu beurteilen, entsprechend sind internationale Studienergebnisse uneinheitlich.

2.5 Volkswirtschaftlicher Nutzen der biologischen Landwirtschaft

Aus der Argumentation aus Kapitel 2.3 lässt sich herleiten, dass die österreichische Landwirtschaft durch seine Umweltwirkungen gesellschaftliche Folgekosten verursacht. In Kapitel 2.4 wurde dargestellt, dass die biologische Landwirtschaft weniger negative Umweltwirkungen als die konventionelle Landwirtschaft verursacht. Daraus kann gefolgert werden, dass durch die biologische Landwirtschaft der Gesellschaft weniger ökologische Folgekosten entstehen.

Das Potential der biologischen Landwirtschaft zur Reduktion der ökologischen Folgekosten für die österreichische Gesellschaft kann mittels *Benefit Transfer* Methode auf Basis der in Kapitel 2.3 zitierten Pretty-Studie und den relativen Einsparungen durch eine Umstellung der österreichischen Landwirtschaft auf biologische Landwirtschaft abgeschätzt werden. Dazu haben wir eine lineare Beziehung zwischen physischem Umwelteffekt und Umweltkosten angenommen. Für unsere Abschätzung der Kosten gingen wir aufgrund der Ausführungen zu Kapitel 2.4 davon aus, dass bei einer großflächigen biologischen Bewirtschaftung in Österreich von folgenden Annahmen aus:

Die biologische Landwirtschaft verursacht geringere volkswirtschaftliche Kosten und einen höheren gesellschaftlichen Nutzen als die konventionelle Landwirtschaft

- Vermeidung der Kosten der Trinkwasseraufbereitung durch Pestizideinträge um 100%;
- Reduktion der Kosten für die Trinkwasseraufbereitung durch Nitrateinträge um 40% und der Phosphateinträge um 20%;
- Fast vollständige Einsparung der Kosten für das Pestizidmonitoring und die Pflanzenschutzberatung;
- Senkung der Kosten durch Verschmutzungsfälle durch Eutrophierung um 35%;
- Als ein wichtiger Faktor für das Bienensterben wird der Pestizideinsatz angenommen. Für unsere Kalkulation schätzen wir, dass ein etwa ein Drittel der jährlich verlorenen Bienenkolonien überleben könnten;
- Reduktion der Treibhausgas (THG)-Emissionen von ca. 30-60% pro Hektar landwirtschaftliche Nutzfläche;
- Reduktion der Kosten von BSE und der daraus resultierenden Creutzfeldt-Jakob-Krankheit um 100%, da in der biologischen Landwirtschaft die Verfütterung von tierischen Futtermitteln an Wiederkäuer seit jeher verboten war.

Aus dieser Rechnung ergibt sich, dass jährlich etwa ein Drittel der jährlichen externen Kosten der Landwirtschaft eingespart werden könnten, wenn die österreichische Landwirtschaft vollständig auf biologische Landwirtschaft umgestellt werden könnte. Allein für die aus der Pretty-Studie abgeschätzten Kosten ergeben sich Einsparungsmöglichkeiten bei den ökologischen Folgekosten der Landwirtschaft von mindestens 425 Millionen € pro Jahr durch ein Szenario mit 100% biologischer Landwirtschaft. Diese stellen vermutlich nur einen Bruchteil der gesamten externen Kosteneinsparung dar. Viele Kostenarten, wie die nicht monetär bewertbaren chronischen Gesundheitskosten durch Pestizideinsatz, die Kosten durch den Verlust von Bestäubern oder die Kosten der auf die Tiermedizin zurückzuführenden Antibiotikaresistenzen wurden hier nicht mit eingerechnet. Für eine genauere Berechnung eines 100%

Bioszenarios müssten allerdings Berechnungen mit Agrarsektor-Modellen angestellt werden, da es zu vielfältigen Wechselwirkungen auf verschiedenen Märkten käme. Dies würde den Rahmen dieser Studie bei weitem sprengen.

Ein Plausibilitätscheck für obige Zahl kann am Beispiel Klimaschutz verdeutlicht werden: Durch eine großflächige biologische Landwirtschaft in Österreich könnte bereits durch den Verzicht auf mineralischen Stickstoff-Dünger 0,5 Mio. t CO₂-eq.-Emissionen eingespart werden, die durch Herstellung der in Österreich eingesetzten N-Mineraldünger entstehen. Weiter entstehen durch mineralischen Stickstoffdünger-Einsatz N₂O (1% vom N) – Emissionen im Ausmaß von nochmals mindestens 0,5 Mio. t CO₂-eq., die ebenfalls durch biologische Landwirtschaft eingespart werden könnten (Schätzung auf Basis von Umweltbundesamt, 2012). Nicolas Stern (2007) ehemaliger Chef-Ökonom der Weltbank, geht in seinem vielbeachteten Report von wahren Kosten von 311 USD pro t CO₂ aus. Allein durch den Verzicht auf mineralischen Stickstoffdünger könnten somit in Österreich jährlich 237 Mio. € eingespart werden.

Neben den geringeren ökologischen Folgekosten durch eine flächendeckende biologische Landwirtschaft ist auch ein erhöhter gesellschaftlicher Nutzen durch den multifunktionalen Charakter der biologischen Landwirtschaft anzunehmen. Dieser gesellschaftliche Nutzen liegt darin begründet, dass die biologische Landwirtschaft stärker Ökosystemleistungen fördert (Humusaufbau, Nützlingsförderung) und auch eine höhere Anzahl von Arbeitsplätzen im ländlichen Raum generiert. Dies wurde in einer Studie in Großbritannien gezeigt (Morison *et al.*, 2005). Für Österreich gibt es dazu keine quantitativen Analysen, jedoch ist bekannt, dass unter den biologisch wirtschaftenden Betrieben in Österreich etwa 12% mehr Vollerwerbsbetriebe sind als unter den konventionellen Betrieben. Zudem trägt die biologische Landwirtschaft infolge der Synergien zum Tourismus wie auch infolge der Vermarktungsstrategien der Bioprodukte (sowohl im LEH wie auch im Naturkosthandel) zur Erhöhung der regionalen Identität im ländlichen Raum wesentlich bei. Die biologische Landwirtschaft hat zudem seit Jahrzehnten eine wichtige Vorreiterrolle in der regionalen Vermarktung, was weitere Arbeitsplätze sichert. Für Österreich wurde dies aber bisher nicht näher quantifiziert.

Für die Kalkulation des Potentials der biologischen Landwirtschaft zur Reduktion der ökologischen Folgekosten für die österreichische Gesellschaft sind aber eine Reihe von Einschränkungen zu berücksichtigen. Die Produktionsmenge würde bei einer hypothetischen flächendeckenden biologischen Bewirtschaftung in Österreich aufgrund der geringeren Erträge sinken. Bei einer Gesamtbetrachtung müsste daher der geringere Produktionswert (aufgrund der geringeren Erträge, trotz der höheren Preise) der biologischen Landwirtschaft berücksichtigt werden. Eine vollständige Berechnung der Wirkungen eines solchen Szenarios kann aber im Rahmen dieses Papiers nicht vorgenommen werden, da hier zum Beispiel auch Markteffekte relevant sind. Dieses Szenario müsste mit ökonomischen Modellen (Landnutzungsmodelle und Gleichgewichtsmodelle) unter Berücksichtigung von ökologischen Wirkungen (etwa durch Ökobilanzen) untersucht werden.

Schlussfolgerungen

Auf Basis der Resultate aus den Kapiteln 2.3 und 2.4 kann gefolgert werden, dass die biologische Landwirtschaft geringere Folgekosten verursacht als die konventionelle Landwirtschaft. Wir schätzen, dass die ökologischen Folgekosten um etwa ein Drittel reduziert werden können. Der gesellschaftliche Nutzen durch die Erbringung multifunktionaler Leistungen sollte über österreichische Studien gezielt erforscht werden. Insbesondere die Kosten durch Gesundheitswirkungen von Pestiziden und Antibiotikaeinsatz bedürfen einer genaueren Be-

trachtung. Eine komplette Kosten-Nutzen-Analyse der biologischen Landwirtschaft ist dringend erforderlich.

2.6 Multifunktionalität der biologischen Landwirtschaft

Aus Kapitel 2.4 ging hervor, dass die biologische Landwirtschaft ein breites Wirkungsspektrum auf verschiedenste Umweltindikatoren hat. Die Förderung der biologischen Landwirtschaft im österreichischen ÖPUL Programm ist daher ein Mittel, um verschiedene Umweltziele gleichzeitig zu adressieren. Aber kann die biologische Landwirtschaft dadurch zu einer Senkung von volkswirtschaftlichen Kosten der Landwirtschaft auf effiziente Weise beitragen?

Obwohl dies bisher empirisch für Österreich nicht untersucht wurde, gibt es einige überzeugende Argumente, die für die Effizienz der biologischen Landwirtschaft aus ökonomischer Sicht sprechen.

Der Schlüssel zur Beantwortung dieser Frage liegt in einer gesamthaften Betrachtung landwirtschaftlicher Systeme. Zielgerichtete Klimapolitik steht beispielsweise oft im Konflikt mit anderen agrarpolitischen Zielen, wie dem Tierschutz. So können in kürzester Zeit rechnerisch Treibhausgasemissionen eingespart werden, indem Tiere auf engem Raum gehalten werden. Solche Produktionssysteme führen jedoch zu gesellschaftlich inakzeptablen Haltungsbedingungen. Eine Entwicklung von Politikmaßnahmen die auf einzelne Politikziele ausgerichtet sind, muss daher im Gesamtkontext beurteilt werden.

Die biologische Landwirtschaft stellt ein Maßnahmenbündel dar. D.h. sie kann als Kombination des Verzichtes von mineralischen Düngemitteln, chemisch-synthetischen Pestiziden und Maßnahmen zur Kompensierung beider Inputs durch ein funktionierendes Agrarökosystem (ausgeglichene, vielfältige Fruchtfolgen, Humusaufbau, standortangepasste Tierhaltung, Gentechnikverzicht, etc.) verstanden werden.

In Abbildung 2 ist dargestellt, wie dieses Maßnahmenbündel auf verschiedene Nachhaltigkeitsziele in der Schweiz wirkt. Die Bewertungen wurden von Experten für konventionelle und biologische Landwirtschaft mittels der Nominal Group Technique (Delbecq *et al.*, 1975; Jeffreys, 2002) bewertet. So können zwischen den biologischen Produktionssystemen („Knospe“, d.h. Produktion nach den Richtlinien der Bio Suisse und „Bundesbio“, d.h. Produktion nach den gesetzlichen Bio-Richtlinien die der EU-Bio-Verordnung entsprechen) und den konventionellen Systemen („IP“, d.h. integrierte Produktion, ÖLN, d.h. gemäß der Schweizerischen Cross-Compliance) deutliche Unterschiede festgestellt werden (Schader und Stolze, 2011).

Die biologische Landwirtschaft ist wegen ihrer Grundprinzipien im Hinblick auf Umweltziele in höchstem Maße multifunktional. Die Förderung der biologischen Landwirtschaft ist daher eine effiziente Agrarumweltmaßnahme, die im Vergleich zu Einzelmaßnahmen zu Kosteneinsparungen führt.

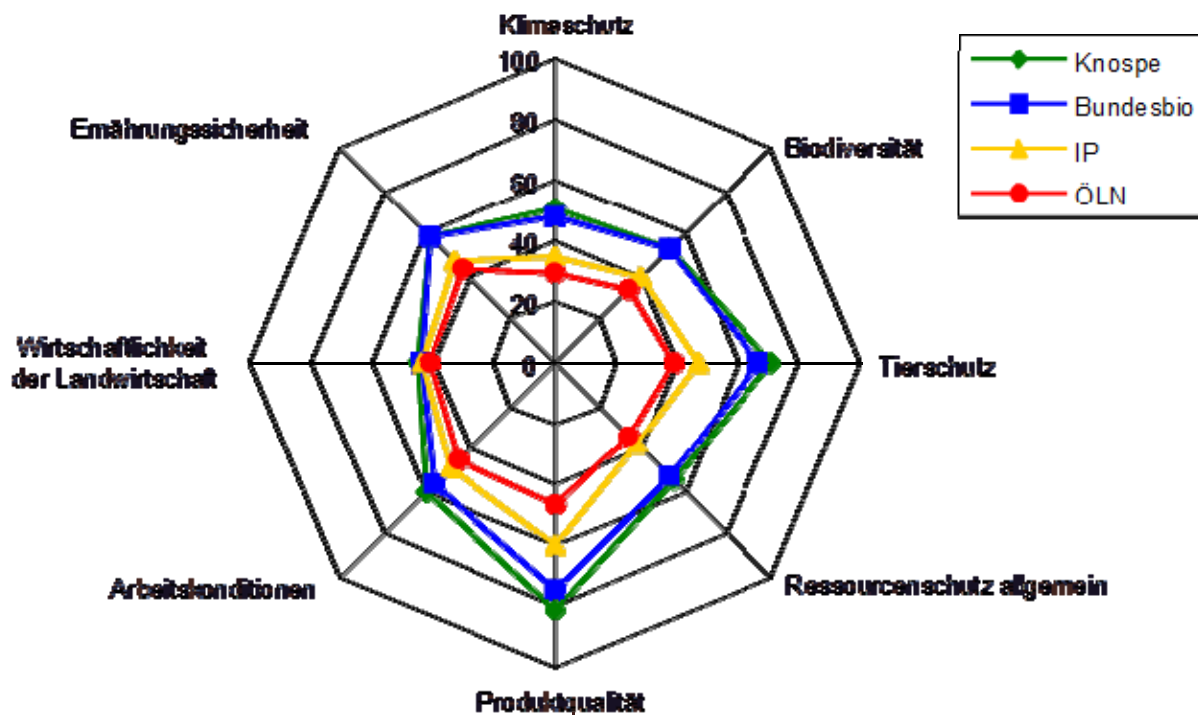


Abbildung 2: Nachhaltigkeitsperformance der von biologischen und konventionellen Produktionssystemen in der Schweiz auf Basis der Ergebnisse

Dagegen können Einzelmaßnahmen möglichst kosteneffektiv einzelne Umweltziele erreichen. So dürfte beispielsweise der Verbrauch nicht erneuerbarer Energieträger mit einer darauf maßgeschneiderten Maßnahme gezielter zu senken sein als durch die Förderung der biologischen Landwirtschaft. Auch eine Verringerung der Pestizidbelastung der Gewässer könnte mit einem reinen Pestizidverbot oder einer Pestizidsteuer gezielter angegangen werden als mit der Förderung der biologischen Landwirtschaft.

Betrachtet man allerdings alle Umweltziele in einem multidimensionalen Zielsystem, stellt sich heraus, dass die meisten agrarumweltpolitischen Ziele positiv durch die biologische Landwirtschaft beeinflusst werden können. Die biologische Wirtschaftsweise ist daher eine „multifunktionale Maßnahme“ die zur Zielerreichung verschiedenster Agrarumweltziele beiträgt.

Schader (2009) zeigte mit einem theoretischen Modell, dass unter folgenden Voraussetzungen die biologische Landwirtschaft als Maßnahme zur Senkung der gesellschaftlichen Kosten beitragen kann: a) eine relativ große Anzahl von agrarumweltpolitischen Zielen verfolgt werden sollen, b) das Wirkungspotfolio der biologischen Landwirtschaft mit dem Portfolio an Umweltzielen übereinstimmt, c) keine oder nur geringe Zielkonflikte zwischen den Umweltzielen bestehen, d) die Förderung der biologischen Landwirtschaft mit gezielten Agrarumweltmaßnahmen kombiniert wird. Letzteres stellt sicher, dass einzelne Ziele spezifisch adressiert werden können, damit Ziellücken effizient geschlossen werden können. Eine solche Agrarumweltpolitik steht im Einklang mit den Vorgaben der Tinbergen-Regel, welche besagt, dass mindestens so viele voneinander unabhängige Maßnahmen implementiert werden müssen, wie es Politikziele gibt (Ahrens und Lippert, 1994; Tinbergen, 1952).

Für Österreich und das ÖPUL sind die Voraussetzungen a) bis d) erfüllt. Die Schutzgüter Boden, Wasser, Luft und Biodiversität lassen sich, wie in Kapitel 2.4 gezeigt, mit der biologi-

schen Landwirtschaft fördern. Keine der anderen ÖPUL-Maßnahmen hat ein derart breites und effektives Wirkungsspektrum wie die biologische Landwirtschaft. Die Förderung der biologischen Landwirtschaft, ergänzt mit flankierenden Einzelmaßnahmen, stellt daher einen Maßnahmenmix dar, der nicht der Tinbergen-Regel widerspricht. Wie effektiv durch die verschiedenen ÖPUL-Maßnahmen die verschiedenen Politikziele erreicht werden, ist jedoch nicht Inhalt dieser Analyse.

Schlussfolgerungen

Die biologische Landwirtschaft hat ein breites Wirkungsspektrum und eine große Effektivität zur agrarumweltpolitischen Zielerreichung in Österreich. Agrarumweltpolitische Zielkonflikte werden weitgehend vermieden. Um den Beitrag der biologischen Landwirtschaft zur fiskalisch effizienten Steigerung der Umwelteffekte des ÖPULs quantitativ zu evaluieren, sind allerdings umfassende quantitative Modellierungen notwendig.

2.7 Optimierung der Förderung der biologischen Landwirtschaft

Die Kapitel 2.2-2.6 zeigen, dass die ökologischen Folgekosten der Landwirtschaft für die Gesellschaft durch die biologische Wirtschaftsweise reduziert werden können. Zudem weisen neuere Studien darauf hin, dass die Förderung der biologischen Landwirtschaft in Kombination mit anderen Agrarumweltmaßnahmen (wie im ÖPUL) volkswirtschaftlich effizient ist (Schader, 2009). Eine Erhöhung der wirtschaftlichen Attraktivität der biologischen Landwirtschaft für Landwirte ist daher vorteilhaft. Diese Erhöhung sollte allerdings so erfolgen, dass das ökologische und ökonomische Potential der biologischen Landwirtschaft voll ausgeschöpft werden kann, Anreize für eine Systemoptimierung gesetzt werden und Mitnahmeeffekte³ minimiert werden. Wie dies zu erreichen ist, wird in den folgenden Absätzen dargestellt.

Für die Neugestaltung des ÖPUL stellt sich die Frage wie die begrenzten Fördergelder aufgeteilt werden sollen, um den Nutzen des Programms für die Gesellschaft zu maximieren. Dabei ist zu beachten, dass die Europäische Kommission den Mitgliedsstaaten bei der Konzeptionierung ihrer Pläne zur ländlichen Entwicklung, in denen auch die Agrarumweltprogramme definiert sind (in Österreich das ÖPUL), Vorgaben macht. Besonders bemerkenswert sind in unserem Zusammenhang die folgenden zwei Vorgaben:

- a) Die Prämien müssen an den Umsetzungskosten (anstatt des gesellschaftlichen Nutzens) einer Maßnahme bemessen werden (d.h. es werden nur der Mehraufwand und der Minderertrag abgegolten).
- b) Es dürfen keine Anreizkomponenten in den Förderbeiträgen enthalten sein. Lediglich die Transaktionskosten der Landwirte dürfen einberechnet werden (z.B. Kosten der Informationsbeschaffung über die Programme und der Beantragung der Gelder). Diese dürfen aber 20% der Zahlungshöhe nicht übersteigen.

Um die biologische Wirtschaftsweise in Zukunft weiter auf effiziente Weise zu fördern, müssen die politischen Rahmenbedingungen ausreichend ökonomische Anreize für umstellende Landwirte gewährleisten und das ökologische und ökonomische Potential der biologischen Landwirtschaft voll ausschöpfen.

Vorgabe a) verbietet also explizit die Förderung von Programmen auf Basis ihres gesellschaftlichen Nutzens. Die Orientierung an den Umsetzungskosten wurde eingeführt, da man eine Bemessung des Nutzens einer Maßnahme für methodisch schwierig erachtet. Eine Orientierung der Prämienhöhen an dem tatsächlichen gesellschaftlichen Nutzen wäre allerdings nach ökonomischer Theorie gesellschaftlich am vorteilhaftesten (Ahrens *et al.*, 2000).

Durch Vorgabe b) ist es formell nicht möglich, die Prämienhöhe durch Anreizkomponenten aufzustocken. Diese Vorgabe wurde eingeführt, um Mitnahmeeffekte zu minimieren und Wettbewerbsverzerrungen zu vermeiden. Eine Einführung von Anreizkomponenten könnte aber notwendig sein, um Maßnahmen, die zu geringerer Anerkennung der Landwirte führen, zu stärkerer Umsetzung zu verhelfen. Nach Burton *et al.* (2008) hängt ein Teil der Anerkennung der Landwirte untereinander vom Erzielen hoher Erträge ab, was viele Agrarumweltmaßnahmen als unvorteilhaft erscheinen lässt. Dies führt zu geringerer Umsetzung solcher Maßnahmen durch Landwirte als es gesellschaftlich erwünscht wäre.

³ D.h. es werden staatliche Zahlungen in Anspruch genommen, obwohl das Verhalten auch ohne diesen zusätzlichen Anreiz erfolgt wäre.

Auch Maßnahmen, die gesellschaftlich als besonders wertvoll einzustufen sind und gleichzeitig geringe Kosten verursachen, sind davon betroffen. Dadurch werden auch Betriebe benachteiligt, die aus volkswirtschaftlicher Sicht günstigen Maßnahmen, d.h. Maßnahmen die geringe Kosten verursachen und sehr wirksam sind, umsetzen.

Zum Beispiel werden die betriebswirtschaftlichen Kosten der Maßnahme „biologische Landwirtschaft“ für Landwirte rechnerisch durch höhere Produktpreise gesenkt, da diese den Minderertrag teilweise kompensieren. Die Kosten für höhere Produktpreise werden aber vom Bio-Konsumenten getragen. Durch dieses Vorgehen wälzt der Staat Kosten auf den Konsumenten ab und die Bio-Landwirte werden für die Mehrzahlungsbereitschaft für Ihre Produkte bestraft, indem der erzielte Mehrpreis in Abzug gebracht wird. Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist es nachteilig, wenn nicht Steuerzahler sondern Konsumenten für die Kosten für Agrarumweltmaßnahmen aufkommen. Dies führt zu einer klassischen Trittbrettfahrerproblematik, da die positiven Umweltwirkungen (z.B. Schutz der Biodiversität), die durch eine Produktionsweise hervorgerufen werden der ganzen Gesellschaft zur Verfügung stehen. D.h. niemand kann von diesen Leistungen ausgeschlossen werden, bzw. nur zu prohibitiv hohen Kosten. Aus diesem Grund führt die Abgeltung von gesellschaftlichen Leistungen der Landwirtschaft über Produktmärkte zu Anreizen, eher günstige Produkte zu beziehen, da Produkte die mit geringeren Umweltwirkungen produziert wurden tendenziell teurer sind. Gesellschaftlich effizient wäre dagegen eine Internalisierung externer Kosten. Dies würde dazu führen, dass sich Produkte aus Systemen (z.B. biologische Landwirtschaft) mit geringen gesellschaftlichen Kosten verbilligen und somit verstärkt nachgefragt werden können.

Trotz dieser Einschränkungen gibt es sechs Fördermodelle, die zur Verringerung der externen Kosten der Landwirtschaft und zur Förderung der biologischen Landwirtschaft geeignet und konform mit den Rechtsvorgaben sind:

- 1.) Berechnung von Prämienhöhen a) unter Berücksichtigung aller Kosten, die in der biologischen Landwirtschaft entstehen und b) auf Basis einer Entkoppelung von Markt- und Agrarumweltkomponenten der biologischen Landwirtschaft. Betrachtet man die Förderung der biologischen Landwirtschaft als reine Agrarumweltmaßnahme, die den Landwirten auch die Umweltleistungen in voller Höhe honoriert, so ist die Abgeltung über den Markt sekundär. Die höhere Zahlungsbereitschaft der Konsumenten für Bioprodukte kann dann als das Resultat einer unternehmerischen Leistung des Landwirts gesehen werden, der Aufgrund eines zusätzlichen Nutzens der Konsumenten zu Stande kommt (z.B. mehr Genuss, gesunde Ernährung). Zudem sind höhere Produktpreise den Biolandwirten nicht garantiert. Sie hängen sehr stark vom Markt ab und sind ein Resultat des unternehmerischen Handelns von Biolandwirten. Solche Möglichkeiten stehen grundsätzlich allen Landwirten zur Verfügung. Höhere Produktpreise dürfen in diesem Falle den Biobetrieben nicht bei der Prämienkalkulation angelastet werden. Die Wichtigkeit dieses Aspektes wird dadurch verdeutlicht, dass viele Betriebe ihre Produkte als konventionelle Produkte vermarkten müssen.
- 2.) Es sollte sichergestellt werden, dass die Summe der Förderungen durch Einzelmaßnahmen, die in der biologischen Landwirtschaft eingeschlossen sind, nicht die Förderhöhe der Maßnahme biologische Landwirtschaft übersteigt, sondern ein deutlicher Abstand (Spreizung) besteht. In der Schweiz wird eine faire Behandlung dadurch erreicht, dass Biolandwirte zusätzlich die Beiträge für extensive Getreideproduktion erhalten, da sie ohnehin die Vorgaben der extensiven Getreideproduktion erfüllen (BLW, 2009). Aufgrund der Vorschriften der Europäischen Kommission muss dies in Österreich durch geeignete Prämienhöhen sichergestellt werden.

- 3.) Einführung von weiteren bzw. Weiterführung von existierenden mit der biologischen Landwirtschaft kombinierbaren ÖPUL-Maßnahmen: Neben den strikten Vorgaben der biologischen Landwirtschaft zum Mineraldünger- und Pestizidverzicht sind verschiedene Begleitmaßnahmen bei biologisch wirtschaftenden Betrieben üblich, die vor allem das Nährstoff- und Schädlingsmanagement betreffen. Zu diesen Maßnahmen zählen die standortgerechte Tierhaltung, der Anbau von Zwischenfrüchten, der effiziente, d.h. verlustarme, Umgang mit Hofdüngern, eine vielfältige Fruchtfolge und der Anbau von Leguminosen zur Substitution von mineralischen Stickstoffdüngern. Zwar werden Teilkomponenten dieser Aspekte bereits im ÖPUL gefördert, weitere Maßnahmen würden aber zu zusätzlichen Anreizen führen. Dadurch werden Mitnahmeeffekte gegenüber der Abgeltung über nur eine Maßnahme gering gehalten.
- 4.) Ergänzung der flächenbezogenen Maßnahmen durch projektbezogener Instrumente zur Förderung der biologischen Landwirtschaft und Lebensmittelproduktion (z.B. Bildung, Beratung, Innovation, Lebensmittelqualitätsregelungen, Modernisierung, etc.).
- 5.) Auch außerhalb der ländlichen Entwicklung könnten Maßnahmen implementiert werden, welche zu einer Reduktion der externen Effekte führen würden und gleichzeitig die relative ökonomische Vorzüglichkeit der biologischen Landwirtschaft steigern könnten. Zu diesen Maßnahmen gehören Stickstoff-, Energie- und Pestizidsteuern. Diese Maßnahmen dürften als volkswirtschaftlich sinnvoll angesehen werden, da sie dazu beitragen, die externen Effekte dieser Betriebsmittel zu internalisieren.
- 6.) Schließlich könnten darüber hinaus verschiedene Maßnahmen dazu dienen, Landwirte zur Umstellung auf biologische Landwirtschaft zu bewegen und die Weiterentwicklung der biologischen Landwirtschaft zu fördern: ein stärkeres und langfristiges Bekenntnis zur Förderung der biologischen Landwirtschaft, etwa in Form der Neuauflage des Aktionsplans biologische Landwirtschaft mit entsprechenden Schwerpunkten z. B. in der nationalen Forschungspolitik.

Schlussfolgerungen

Wir schlagen insgesamt sechs Maßnahmen vor, um die Förderung der biologischen Landwirtschaft zukunftsfähig zu gestalten: a) Vollständige Entkoppelung von Markt- und Agrarumweltkomponente der biologischen Landwirtschaft, b) Sicherstellen, dass die betriebswirtschaftlichen Anreize von Kombinationen von Einzelmaßnahmen, die in der Bio-Landwirtschaft enthalten sind, die Förderung der Bio-Landwirtschaft nicht übersteigen, c) Einführung von weiteren bzw. Weiterführung von existierenden mit der biologischen Landwirtschaft kombinierbaren ÖPUL-Maßnahmen, d) Implementierung projektbezogener Instrumente zur Förderung der ländlichen Entwicklung durch die landwirtschaftliche Produktion, e) Einführung von Stickstoff-, Energie- und Pestizidsteuern, und f) Langfristiges politisches Bekenntnis zur Unterstützung der biologischen Landwirtschaft.

2.8 Potential zur Weiterentwicklung der biologischen Landwirtschaft

Trotz der in den Kapiteln 2.4, 2.5 und 2.6 dargelegten Vorteile der biologischen Landwirtschaft, ist die derzeitige Form der biologischen Landwirtschaft weiter entwicklungsfähig. Die Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen (FAO) hat ein Zielsystem entwickelt (SAFA-Guidelines), welches das Ideal einer nachhaltigen Nahrungsmittelproduktion beschreibt (FAO, 2012). Eine weitere Optimierung des biologischen Bewirtschaftungssystems, der Produktionstechnik und damit der Wirtschaftlichkeit der Betriebe durch verstärkte Forschung und Beratung ist dringend erforderlich. Orientiert man sich an den SAFA-Guidelines, wird optimale Nachhaltigkeit nicht zwangsläufig durch die bloße Einhaltung der EU-Bioverordnung garantiert. Aufgrund ihres Prinzips des weitgehend geschlossenen Betriebsorganismus (Köpke *et al.*, 1997), steckt in den Prinzipien der biologische Landwirtschaft der Schlüssel für eine nachhaltige und dauerfähige Bewirtschaftungsform in Zeiten knapper werdender natürlicher Ressourcen.

Die Verstärkung der Forschung ist ein besonders wirksamer Ansatz, weil die biologische Landwirtschaft in seinem Systemansatz sehr wissens- und beratungsintensiv ist. Dabei wird im biologischen Landbau ein transdisziplinärer Ansatz verfolgt, der bäuerliches Erfahrungswissen und Impulse aus der Landwirtschaft aufgreift anstatt linear von Forschung über Beratung zu den Landwirten zu wirken. Zudem bestehen große produktionstechnische Defizite v.a. im Bereich der Düngung (Stickstoff, Phosphor), der Pflanzengesundheit, der Beikrautregulierung und der Tiergesundheit, welche die Produktivität der biologischen Landwirtschaft reduzieren (de Ponti *et al.*, 2012; Seufert *et al.*, 2012). Bei den produktionstechnischen Defiziten werden zurzeit aus zwei Gründen nur bescheidene Fortschritte erzielt: Es sind die typischen Biolandbaulösungen im Systemkontext zu entwickeln, was in vielen Fällen langjährige, aufwändige Forschung erfordert. Ein Beispiel ist die Pflanzenzüchtung, bei der für den Biolandbau deutlich mehr Zuchtziele gleichzeitig verfolgt werden müssen, was den Züchtungsfortschritt gegenüber konventionellen Sorten stark verlangsamt. Es müssten deshalb überproportional viele öffentliche Mittel für die biologische Landwirtschaft eingesetzt werden. Zudem begnügen sich einige europäische Staaten damit, knapp so viele Prozente der Forschungsmittel für den Biolandbau einzusetzen, wie der Anteil der biologischen Landwirtschaft an der Gesamtfläche ist. Viele liegen jedoch darunter. Auch die EU hat in den letzten zehn Jahren 50 Forschungsprojekte mit einer Projektsumme von 150 Millionen Euro finanziert, welche einen direkten oder indirekten Bezug zur biologischen Landwirtschaft haben (Lutzeyer, 2013). Das macht knapp 5% der gesamten landwirtschaftlichen Forschungsmittel in dieser Periode aus.

Noch prekärer sieht die Situation bei der privaten Forschung aus. Weltweit wurden im Jahr 2008 18.2 Milliarden US Dollar von der Industrie in die Landwirtschafts- und Lebensmittelforschung investiert, was 21% der gesamten Forschungsmittel in Höhe von 40.1 Milliarden Dollar ausmachte (Beintema *et al.*, 2012). Ungefähr 45% oder 8.1 Milliarden US Dollar flossen in die Entwicklung von landwirtschaftlichen Hilfsstoffen wie Pflanzenschutzmittel, Dünger, Substrate, Saatgut und technische Hilfsmittel. Diese 8.1 Milliarden US Dollar Forschungsmittel fehlen der biologischen Landwirtschaft fast vollständig, weil die biologischen Pflanzenzüchter oder die Firmen, welche in der *International Biocontrol Manufacturer's Association* (www.ibma.ch) zusammengeschlossen sind, nur über geringe Forschungsmittel verfügen. Mit den geringen Forschungsmitteln ist es beispielsweise schwierig, die Potentiale von biologischen Organismen und von Pflanzenextrakten auszuschöpfen bzw. zur Marktreife zu brin-

gen. Ein anschauliches Beispiel ist die Verwendung von Kupfer im biologischen Pflanzenschutz im Kartoffel-, Wein-, Obst- und Hopfenanbau, wo in der angewandten Forschung interessante natürliche Wirkstoffe als Alternative zu Kupfer geprüft werden, welche aber immer an der eigentlichen Produktentwicklung scheitern.

Verbesserungen in der Produktionstechnik durch Forschung haben ein bedeutendes Potential für die Förderung der biologischen Landwirtschaft. Sie mindern das Anbaurisiko, reduzieren die Arbeitsbelastung der Landwirte, erhöhen die Erträge bzw. die Ertragsstabilität und verbessern die Qualität und Lagerfähigkeit der Produkte. Wenn die Potentiale dieser Bewirtschaftungsform noch stärker genutzt werden besteht die Möglichkeit das Kosten-Nutzen-Verhältnis der österreichischen Bio-Landwirtschaft noch substantiell zu verbessern.

Schlussfolgerungen

Die biologische Landwirtschaft beinhaltet von allen derzeit standardisierten Landwirtschaftssystemen das höchste Potenzial, sich dem Ideal einer wirklich nachhaltigen und zukunftsfähigen Nahrungsmittelproduktion anzunähern. Die politischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen müssen so gesetzt werden, dass die biologische Landwirtschaft in Österreich in den nächsten Jahren dieses Potenzial zur vollen Entfaltung bringen kann. Dies führt letztendlich zu einer weiteren Steigerung des volkswirtschaftlichen Nutzens für die Gesellschaft.

Literaturverzeichnis

- AGES (2013a). 'Pflanzenschutzmittelregister. Registerauszug. http://pmg.ages.at/export/PMG/PMG/web/reg/1797_0.html, Öffentlicher Teil gemäß §5 Pflanzenschutzmittelverordnung 2011, BGBl. II Nr. 233, Stand: 25.11.2013 Wirkstoff Clorphyrifos enthalten in Agritox (Pfl.Reg.Nr. 1797 / 0), Wirkstoff Chlorpyrifos-methyl enthalten im Pflanzenschutzmittel Reldan 2 E (Pfl.Reg.Nr. 2225 / 0)'.
AGES (2013b). 'Wo stehen wir heute? - Antibiotika in der Nutztierhaltung und mögliche Konsequenzen', available online at: <http://www.ages.at/ages/gesundheit/mensch/antibiotikaresistenzen/antibiotika-in-der-nutztierhaltung-und-moegliche-konsequenzen/>, accessed 15.9.2013.
- Ahrens, H. and Lippert, C. (1994). 'Tinbergen-Regel und Agrarpolitik'. in Hagedorn, H., Isermeyer, F., Rost, D. and Weber, A. (eds.), *Gesellschaftliche Forderungen an die Landwirtschaft. Schriftenreihe der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialforschung des Landbaues e.V.*, Münster-Hiltrup, Germany, No. 20, pp. 151-160.
- Ahrens, H., Lippert, C. and Rittershofer, M. (2000). 'Überlegungen zu Umwelt- und Einkommenswirkungen von Agrarumweltprogrammen nach VO (EWG) No. 2078/92 in der Landwirtschaft'. *Agrarwirtschaft* 49: 2, pp. 99-115.
- Arcury, T.A., Grzywacz, J.G., Barr, D.B., Tapia, J., Chen, H. and Quandt, S.A. (2007). 'Pesticide urinary metabolite levels of children in eastern North Carolina farmworker households'. *Environmental health perspectives* 115: 8, p. 1254.
- Ascherio, A., Chen, H., Weisskopf, M.G., O'Reilly, E., McCullough, M.L., Calle, E.E., Schwarzschild, M.A. and Thun, M.J. (2006). 'Pesticide exposure and risk for Parkinson's disease'. *Annals of neurology* 60: 2, pp. 197-203.
- Beintema, N., Stads, G.-J., Fuglie, K. and Heisey, P. (2012). 'ASTI Global Assessment of Agricultural R&D Spending. Developing Countries Accelerate Investment', Washington, DC, USA, Rome, Italy, International Food Policy Research Institute (IFPRI), Agricultural Science and Technology Indicators, Global Forum on Agricultural Research.
- Benachour, N. and Seralini, G.-E. (2008). 'Glyphosate formulations induce apoptosis and necrosis in human umbilical, embryonic, and placental cells'. *Chemical Research in Toxicology* 22: 1, pp. 97-105.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. and Weibull, A.C. (2005). 'The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis'. *Journal of Applied Ecology* 42, pp. 261-269.
- Bergmann, A. (2012). 'Glyphosate', Institut für Pflanzenschutzmittel. Vortrag im Österreichischen Parlament. Geschäftsfeld Ernährungssicherung. Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH (AGES).
- Bjørling-Poulsen, M., Andersen, H. and Grandjean, P. (2008). 'Potential developmental neurotoxicity of pesticides used in Europe'. *Environmental Health* 7: 1, p. 50.
- BLW (2009). 'Weiterentwicklung des Direktzahlungssystems - Bericht des Bundesrates in Erfüllung der Motion der Kommission für Wirtschaft und Abgaben des Ständerates vom 10. November 2006 (06.3635)', Bern, Bundesamt für Landwirtschaft (BLW).
- BMLFUW (2013). 'Grüner Bericht 2013 – Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft', Lebensministerium, Wien.
- Bouchard, M.F., Bellinger, D.C., Wright, R.O. and Weisskopf, M.G. (2010). 'Attention-deficit/hyperactivity disorder and urinary metabolites of organophosphate pesticides'. *Pediatrics* 125: 6, pp. e1270-e1277.

Bradman, A., Whitaker, D., Quirós, L., Castorina, R., Henn, B.C., Nishioka, M., Morgan, J., Barr, D.B., Harnly, M. and Brisbin, J.A. (2006). 'Pesticides and their metabolites in the homes and urine of farmworker children living in the Salinas Valley, CA'. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 17: 4, pp. 331-349.

Brethour, C. and Weersink, A. (2001). 'An economic evaluation of the environmental benefits

from pesticide reduction'. *Agricultural Economics* 25: 2-3, pp. 219-226.

- Burton, R.J.F., Kuczera, C. and Schwarz, G. (2008). 'Exploring Farmers' Cultural Resistance to Voluntary Agri-environmental Schemes'. *Sociologia Ruralis* 48: 1, pp. 16-37.
- Cerrillo, I., Olea-Serrano, M., Ibarluzea, J., Exposito, J., Torne, P., Laguna, J., Pedraza, V. and Olea, N. (2006). 'Environmental and lifestyle factors for organochlorine exposure among women living in Southern Spain'. *Chemosphere* 62: 11, pp. 1917-1924.
- Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R. and Hyde, T. (2006). 'Valuing the diversity of biodiversity'. *Ecological Economics* 58: 2006, pp. 304-317.
- Cordell, D., Drangert, J.-O. and White, S. (2009). 'The story of phosphorus: Global food security and food for thought'. *Global Environmental Change* 19: 2, pp. 292-305.
- Cordell, D. and White, S. (2011). 'Peak phosphorus: clarifying the key issues of a vigorous debate about long-term phosphorus security'. *Sustainability* 3: 10, pp. 2027-2049.
- Dai, P.L., Wang, Q., Sun, J.H., Liu, F., Wang, X., Wu, Y.Y. and Zhou, T. (2010). 'Effects of sublethal concentrations of bifenthrin and deltamethrin on fecundity, growth, and development of the honeybee *Apis mellifera ligustica*'. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29: 3, pp. 644-649.
- Dax, T. and Hovorka, G. (2012). 'Multifunktionalität und die Entwicklung des Ländlichen Raums. Ausgewählte Ergebnisse des EU-Projektes TOP-MARD', *Facts & Features* 51, Bundesanstalt für Berbauernfragen.
- de Ponti, T., Rijk, B. and van Ittersum, M.K. (2012). 'The crop yield gap between organic and conventional agriculture'. *Agricultural Systems* 108, pp. 1-9.
- Delbecq, A.L., Van de Ven, A.H. and Gustafson, D.H. (1975). *Group techniques for program planning: a guide to nominal group and delphi processes*: Longman Higher Education.
- Dersch, G. and Böhm, K. (1997). 'Anteil der Landwirtschaft an der Emission klimarelevanter Spurengase in Österreich'. *Die Bodenkultur* 48: 2, pp. 115-129.
- Dorninger, M. and Freyer, B. (2008). 'Bio-Landwirtschaft und Klimaschutz in Österreich. Aktuelle Leistungen und zukünftige Potentiale der Ökologischen Landwirtschaft für den Klimaschutz in Österreich', Institut für Ökologischen Landbau, BOKU, Wien.
- Eskenazi, B., Rosas, L.G., Marks, A.R., Bradman, A., Harley, K., Holland, N., Johnson, C., Fenster, L. and Barr, D.B. (2008). 'Pesticide toxicity and the developing brain'. *Basic & clinical pharmacology & toxicology* 102: 2, pp. 228-236.
- Europäische Kommission (2006). 'Verordnung (EG) Nr. 1974/2006 der Kommission vom 15. Dezember 2006 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EG) Nr. 1968/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)'.
FAO (2012). 'Guidelines for Sustainability Assessment in Food and Agriculture (SAFA). Test version available online at www.fao.org/nr/sustainability/sustainability-assessments/en/', Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Flysjö, A., Cederberg, C., Henriksson, M. and Ledgard, S. (2012). 'The interaction between milk and beef production and emissions from land use change - critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk'. *Journal of Cleaner Production* 28, pp. 134-142.

- Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., P.J., J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W. and Firbank, L.G. (2005). 'Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa'. *Biology letters* 1, pp. 431-434.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., Skinner, C., Fliessbach, A., Buchmann, N., Mäder, P., Stolze, M., Smith, P., Scialabba, N.E.-H. and Niggli, U. (2012). 'Enhanced top soil carbon stocks under organic farming'. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109: 44, pp. 18226-18231.
- Gibson, R.H., Pearce, S., Morris, R.J., Symondson, W.O.C. and Memmott, J. (2007). 'Plant diversity and land use under organic and conventional agriculture: a whole-farm approach'. *Journal of Applied Ecology* 44: 4, pp. 792-803.
- Girsch, L. and Moosbeckhofer, R. (2013). 'Untersuchungen zum Auftreten von Bienenverlusten in Mais- und Rapsanbaugebieten Österreichs und möglicher Zusammenhänge mit Bienenkrankheiten und dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (Projekt-Akronym: MELISSA). Abschlussbericht. Forschungsprojekt Nr. 100472'.
- Grönroos, J., Seppälä, J., Voutilainen, P., Seuri, P. and Koikkalainen, K. (2006). 'Energy use in conventional and organic milk and rye bread production in Finland'. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117: 2-3, pp. 109-118.
- Haas, G., Wetterich, F. and Köpke, U. (2001). 'Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment'. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83, pp. 43-53.
- Hayden, K., Norton, M., Darcey, D., Østbye, T., Zandi, P., Breitner, J. and Welsh-Bohmer, K. (2010). 'Occupational exposure to pesticides increases the risk of incident AD The Cache County Study'. *Neurology* 74: 19, pp. 1524-1530.
- Hoepfner, J.W., Entz, M.H., McConkey, B.G., Zentner, R.P. and Nagy, C.N. (2005). 'Energy use and efficiency in two Canadian organic and conventional crop production systems'. *Renewable Agriculture and Food Systems* 21: 1, pp. 60-67.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. and Evans, A.D. (2005). 'Does organic farming benefit biodiversity?'. *Biological Conservation* 122, pp. 113-130.
- Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Amon, B., Markut, T., Kirner, L. and Zollitsch, W. (2010). 'Greenhouse gas emissions from selected Austrian dairy production systems—model calculations considering the effects of land use change'. *Renewable Agriculture and Food Systems*, pp. 1-14.
- Hörtenhuber, S.J., Lindenthal, T. and Zollitsch, W. (2011). 'Reduction of greenhouse gas emissions from feed supply chains by utilizing regionally produced protein sources: the case of Austrian dairy production'. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 91: 6, pp. 1118-1127.
- Jeffreys, I. (2002). 'A Multi-Objective Decision-Support System (MODSS) with Stakeholders and Experts in the Hodgson Creek Catchment'. in Harrison, S. and Herbohn, J. (eds.), *A Whole-Farm and Regional Agroforestry Decision-Support System. A report for the RIRDC/Land & Water Australia/FWPRDC Joint Venture Agroforestry Program*.
- Knudsen, M.T. (2011). *Environmental assessment of imported organic products-focusing on orange juice from Brazil and soybeans from China. PhD Thesis: Faculty of Life Sciences, University of Copenhagen, Denmark*.
- Köpke, U., Keller, E.R. and Kahnt, G. (1997). 'Ökologischer Landbau'. in Heyland, K.-U., Hanus, H. and Keller, E.R. (eds.), *Handbuch des Pflanzenbaus 1. Grundlagen der landwirtschaftlichen Pflanzenproduktion*, Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer, Kapitel 9, pp. 625-702.
- Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T. and Hermansen, J.E. (2011). 'Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach'. *Livestock Science* 140: 1-3, pp. 136-148.

- Lal, R. (2004). 'Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security'. *Science* 304, pp. 1623-1627.
- Lampkin, N.H. (2007). 'Organic farming's contribution to climate change and agricultural sustainability'. *Welsh Organic Producers Conference*, 18th October 2007.
- Lindenthal, T. (2013). 'Lindenthal, T. (2013): Zahlen und Fakten ernst nehmen. Klima im Wandel'. *Zeitschrift Bio Austria*. (in Press).
- Lindenthal, T., Markut, T., Hörtenhuber, S., Theurl, M. and Rudolph, G. (2010). 'Greenhouse Gas Emissions of Organic and Conventional Foodstuffs in Austria'. *7. International conference on life cycle assessment in the agri-food sector (LCA Food)*,. 22.-24. September 2010, Bari, Italy.
- Lopez, L., Aissa, D., Benitez-Leite, S., Laimanovich, R., Manas, F., Poletta, G., Sanchez, N., Simoniello, M.F. and Carrasco, A.E. (2012). 'Pesticides used in South American GMO-Based Agriculture: A Review of Their Effects on Humans and Animal Models'. *Advances in Molecular Toxicology* 6 pp. 41-75.
- Lu, C., Toepel, K., Irish, R., Fenske, R.A., Barr, D.B. and Bravo, R. (2006). 'Organic diets significantly lower children's dietary exposure to organophosphorus pesticides'. *Environmental health perspectives* 114: 2, p. 260.
- Lutzeyer, H.-J. (2013). 'A decade of EU-funded, low input and organic agriculture research (2000-2011)'.
http://ec.europa.eu/research/bioeconomy/pdf/a_decade_of_eu_funded_low-input_organic_agriculture_research_2000-2012_en.pdf.
- Mäder, P., Fließbach, A., Dubios, D., Gunst, L., Fried, P. and Niggli, U. (2002). 'Soil fertility and biodiversity in organic farming'. *Science* 296, pp. 1694-1697.
- Moosbeckhofer, R., Mayr, J., Fila, F., Czerwenka, C., Unterweger, H., Tanner, G., Derakhshifar, I., Köglberger, H. and Schwarz, M. (2010). 'Bienen und Maisanbau in Österreich'. *Bienen Aktuell* April, pp. 9-13.
- Morison, J., Hine, R. and Pretty, J. (2005). 'Survey and Analysis of Labour on Organic Farms in the UK and Republic of Ireland'. *International Journal of Agricultural Sustainability* 3: 1, pp. 24-43.
- Nemecek, T., Dubois, D., Huguenin-Elie, O. and Gaillard, G. (2011). 'Life cycle assessment of Swiss farming systems: I. Integrated and organic farming'. *Agricultural Systems* 104: 3, pp. 217-232.
- Norton, L., Johnson, P., Joys, A., Stuart, R., Chamberlain, D., Feber, R., Firbank, L., Manley, W., Wolfe, M. and Hart, B. (2009). 'Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity'. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 129: 1-3, pp. 221-227.
- Ober, S. and Mertens, M. (2011). 'Glyphosat & Agrogentechnik - Risiken des Anbaus herbizidresistenter Pflanzen für Mensch und Umwelt', Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V., Berlin.
- OECD (2001). 'Multifunctionality - Towards an analytical framework', Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD).
- Osterburg, B. and Runge, T. (2007). 'Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie', Braunschweig, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Landbauforschung Völknerode - FAL Agricultural Research.
- PAN (2010). 'Health effects of pesticides. An impression of recent scientific literature', Pesticide Action Network (PAN) Europe
- Pearce, D., Atkinson, G. and Mourato, S. (2006). *Cost-benefit analysis and the environment: recent developments*, Paris, France: Organization for Economic Co-operation and Development (OECD).
- Porstner, H. (ed.) (2012). *Antibiotika resistente Keime in Hühnerfleisch*. Wien, Österreich: Global 2000.

- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. and Kunin, W.E. (2010). 'Global pollinator declines: trends, impacts and drivers'. *Trends in ecology & evolution* 25: 6, pp. 345-353.
- Pretty, J., N, Brett, C., Gee, D., Hine, R., E, Mason, C., F, Morison, J., I, L, Raven, H., Rayment, M., D and van der Bijl, G. (2000). 'An assessment of the total external costs of UK agriculture'. *Agricultural Systems* 65: 2, pp. 113-136.
- Pretty, J.N., Mason, C.F., Nedwell, D.B., Hine, R.E., Leaf, S. and Dils, R. (2003). 'Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales'. *Environmental Science & Technology* 37: 2, pp. 201-208.
- Ramirez-Romero, R., Chaufaux, J. and Pham-Delegue, M. (2005). 'Effects of Cry1Ab protoxin, deltamethrin and imidacloprid on the foraging activity and the learning performances of the honeybee *Apis mellifera*, a comparative approach'. *Apidologie* 36: 4, p. 601.
- Ready, R., Navrud, S., Day, B., Dubourg, R., Machado, F., Mourato, S., Spanninks, F. and Rodriguez, M.X.V. (2004). 'Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries?'. *Environmental and resource economics* 29: 1, pp. 67-82.
- Rehman, S. and Waliullah, M. (2012). 'Chlorpyrifos-induced neuro-oxidative damage in bee'. *Toxicology and Environmental Health Sciences* 4: 1, pp. 30-36.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., de Wit, C.A., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P. and Foley, J.A. (2009). 'A safe operating space for humanity'. *Nature* 461, pp. 472-475.
- Schader, C. (2009). 'Cost-effectiveness of organic farming for achieving environmental policy targets in Switzerland'. Ph.D. thesis. *Institute of Biological, Environmental and Rural Sciences*. Aberystwyth, Aberystwyth University, Wales. Research Institute of Organic Farming (FiBL), Frick, Switzerland.
- Schader, C., Lampkin, N., Christie, M., Nemecek, T., Gaillard, G. and Stolze, M. (2013). 'Evaluation of cost-effectiveness of organic farming support as an agri-environmental measure at Swiss agricultural sector level'. *Land Use Policy* 31, pp. 196-208.
- Schader, C., Pfiffner, L., Schlatter, C. and Stolze, M. (2008). 'Umsetzung von Ökomassnahmen auf Bio- und ÖLN-Betrieben'. *Agrarforschung* 15: 10, pp. 506-511.
- Schader, C. and Stolze, M. (2011). 'Bewertung der Nachhaltigkeit der biologischen Landwirtschaft in der Schweiz durch Experten'. in Leithold, G., Becker, K., Brock, C., Fischinger, S., Spiegel, A.-K., Spory, K., Wilbois, K.-P. and Williges, U. (eds.), *11. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*, 15.-18. March, Gießen pp. 332-335.
- Schader, C., Stolze, M. and Gattinger, A. (2012). 'Environmental performance of organic farming'. in Boye, J.I. and Arcand, Y. (eds.), *Green technologies in food production and processing*, New York: Springer, pp. 183-210.
- Seufert, V., Ramankutty, N. and Foely, J.A. (2012). 'Comparing the yields of organic and conventional agriculture'. *Nature* doi:10.1038/nature11069.
- Shepherd, M., Pearce, B., Cormack, B., Philipps, L., Cuttle, S., Bhogal, A., Costigan, P. and Unwin, R. (2003). 'An assessment of the environmental impacts of organic farming', DEFRA, ADAS, Elm Farm, IGER.
- Shim, Y.K., Mlynarek, S.P. and van Wijngaarden, E. (2009). 'Parental exposure to pesticides and childhood brain cancer: US Atlantic coast childhood brain cancer study'. *Environmental health perspectives* 117: 6, p. 1002.
- Siegrist, S., Schaub, D., Pfiffner, L. and Mäder, P. (1998). 'Does organic agriculture reduce soil erodibility? The results of a long-term field study on loess in Switzerland'. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 69, pp. 253-265.
- Steiner, R.S. (2006). 'Landnutzungen prägen die Landschaft - Konventionelle, bio-organische und bio-dynamische Anbaumethoden im Vergleich in ihrer Wirkung auf die Agrarlandschaft im Kanton Zürich', ETH Zürich, Dissertation Nr. 16796.

- Stern, N. (2007). *The Economics of Climate Change - The Stern Review*. Cambridge University Press.
- Strauss, P. (2006). 'ÖPUL-Maßnahmen in ihren erosionsvermindernden Auswirkungen. Bericht über das Seminar „Umweltprogramme für die Landwirtschaft und deren Auswirkungen auf die Grundwasserqualität. Raumberg-Gumpenstein, 7. und 8. März 2006, S. 65-68. '.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystem and Biodiversity: Ecological and economic foundations*. in Kumar, P. (ed.), London and Washington: Earthscan.
- Tegtmeier, E.M. and Duffy, M.D. (2004). 'External costs of agricultural production in the United States'. *International Journal of agricultural sustainability* 2: 1, pp. 1-20.
- Tinbergen, J. (1952). *On the theory of economic policy*, Amsterdam: North Holland.
- Tscharntke, T., Clough, Y., Wanger, T.C., Jackson, L., Motzke, I., Perfecto, I., Vandermeer, J. and Whitbread, A. (2012). 'Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification'. *Biological Conservation* 151: 1, pp. 53-59.
- Tuomisto, H., Hodge, I., Riordan, P. and Macdonald, D. (2012a). 'Does organic farming reduce environmental impacts?—A meta-analysis of European research'. *Journal of environmental management* 112, pp. 309-320.
- Tuomisto, H.L., Hodge, I.D., Riordan, P. and Macdonald, D.W. (2012b). 'Does organic farming reduce environmental impacts? e A meta-analysis of European research'. *Journal of Environmental Management* 112, pp. 309-320.
- Umweltbundesamt (2012). 'Klimaschutzbericht 2012', Wien, Österreich, Umweltbundesamt (UBA).
- Umweltbundesamt (2013). 'Austria's National Inventory Report 2013. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol', Wien, Österreich, Umweltbundesamt.
- Williams, A.G., Audsley, E. and Sandars, D.L. (2006). 'Energy and environmental burdens of organic and non-organic agriculture and horticulture'. *Aspects of Applied Biology. What will organic farming deliver?* 79: COR 2006, pp. 19-23.
- Williamson, S.M., Moffat, C., Gomersall, M.A., Saranzewa, N., Connolly, C.N. and Wright, G.A. (2013). 'Exposure to acetylcholinesterase inhibitors alters the physiology and motor function of honeybees'. *Frontiers in physiology* 4.

Anhang: Fallbeispiele für externe Kosten der Landwirtschaft in der Trinkwasserversorgung

Werner Müller, FiBL Österreich

Zusammenfassung

(Vor allem) die konventionelle Landwirtschaft verursacht Kontaminationen des Grundwassers mit Nitrat/Nitrit, Pestiziden, Antibiotika und Hormone. Es wurden in diesem Anhang exemplarisch, anhand von Einzelfallbeispielen, die durch diese Kontaminationen verursachten Mehrkosten erfasst, die in der folgenden Tabelle zusammenfassend dargestellt sind.

	Mehrkosten in EUR	Anmerkung, Beispiel
Monitoring bei Belastungen: 4 mal Jährlich statt einmal jährlich	2. 400 EUR	Für kleine Anlagen bei 10 Messpunkten und 800 EUR je Untersuchung
Errichtung neuer Brunnen und des dazugehörigen Leitungsnetzes	1,85 Mio. EUR	Bsp. Gemeinde Deutsch-Wagram Brunnen Stallingerfeld
Anschluss an einen größeren Wasserleitungsverband	137.000 EUR	Bsp. Potzneusiedl
Errichtung eines Tiefenbrunnens	480.000 EUR	Bsp. Gemeinde Matzen Errichtung eines Tiefenbrunnens
Aufbereitungsanlage	4,3 Mio. EUR	Bsp.: Denitrifikationsanlage Bisamberg von EVN Wasser
Konsum Mineralwasser 4 Personenhaushalt ohne PKW Fahrten	1.164 EUR	Berechnung auf Basis 2 Liter Mineralwasser pro Person und Tag (empfohlener Trinkwasserkonsum)

Die Umweltkosten der Landwirtschaft für das Trinkwasser werden einerseits über die Wasserrechnung bzw. über Bundesförderung und Landesförderungen an die Konsumenten überwältigt.

Für kleine Wasserversorgungsanlagen werden oft Ausnahmeregelungen bei Grenzwertüberschreitungen erteilt. Als Überwachungsmaßnahme wird eine häufigere Analyse des Trinkwassers verordnet. Die erhöhten Kosten für eine Wasseraufbereitung scheinen in diesen Fällen nicht „zumutbar“.

1. *Trinkwasser in Österreich*

In Österreich ist die Wasserversorgung wie folgt aufgeteilt: (OGVW 2013a)

Anzahl der Wasserversorgungsunternehmen:

- rd. 1.900 kommunale Anlagen
- rd. 165 Wasserverbände
- rd. 3.400 Genossenschaften

Trinkwasser wird in Österreich zu einem Drittel aus dem Grundwasser entnommen (OGVW 2013a). Im Osten Österreichs Niederösterreich, Burgenland dürfte jedoch zu einem deutlich höheren Anteil Trinkwasser aus dem Grundwasser entnommen werden.

Die Landwirtschaft verursacht Kontamination des Grundwassers mit folgenden Problemstoffen

- Nitrat/Nitrit
- Pestizide
- Antibiotika
- Hormone

2. Monitoring

Für die Erfassung dieser Stoffe und regelmäßige Überwachung der Einhaltung der Grenzwerte fallen jährlich Monitoringkosten an. Je Probe sind in etwa die in Tabelle 1 dargestellten Kosten von den Prüflabors angegeben. Die hier angegebenen Kosten sind jedoch nur ein Orientierungswert. Wasserversorger geben größere Untersuchungspakete in Auftrag und können dadurch Preisnachlässe erhalten.

Tabelle 1: Kosten je Probe der Trinkwasseruntersuchung bei Abgabe von 100 Proben

Stoff	EUR	Quelle
Trinkwasservolluntersuchung nach Trinkwasserverordnung	830	IFUM 2013
Nitrat und Nitrit mit Gutachten	17,50	IFUM 2013
Pestizide Screening	315	UBA 2013
Pestizide quantitativ bei 10 gefunden Pestiziden	135	UBA 2013
Hormone	366	UBA 2013
Antibiotika	420	UBA 2013

Mit der Pestizidscreening-Methode werden 520 Pestizide bzw. Metaboliten im Wasser erfasst. Damit werden etwa 90 % der zugelassenen Substanzen erfasst (UBA 2013).

Trinkwasser wird zurzeit nicht routinemäßig auf Antibiotika untersucht. (Eisenhut 2013).

Grundwasser muss gemäß der Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV (BMLFUW 2013a) einmal pro Jahr überwacht werden. Bei Grenzwert Überschreitungen sind bis zu 4 Messungen pro Jahr vorgesehen (siehe §23 Absatz 3, Gewässerzustandsüberwachungsverordnung, BMLFUW 2013a).

Die Trinkwasserverordnung sieht in Abhängigkeit von der Größe der Wasserversorgungsanlage eine unterschiedliche Anzahl von Proben pro Jahr vor. Kleine Anlagen müssen mindestens 1 Routineuntersuchung und 1 Volluntersuchung durchführen. Anlagen mit mehr als 100.000 m³ abgegebenen Wasser pro Tag müssen pro Jahr mindestens 37 Routineuntersuchung und 14 Volluntersuchungen durchführen.

„Bei einer Überschreitung einer Nitratkonzentration von 25 mg/l und wenn ein Anstieg zu befürchten ist, hat eine zumindest vierteljährige Untersuchung des Wassers auf Nitrat zu erfolgen“, wenn nicht aufgrund der Größe der Wasserversorgungsanlage eine häufigere Untersuchung vorgeschrieben ist. (Trinkwasserverordnung 2001 idgF., Anhang II, Teil B). Es entstehen durch eine Verunreinigung Mehrkosten um das 3fache.

Eine Messung kann über Probennahmen oder über Mess-Sonden erfolgen. Mess-Sonden werden insbesondere dort eingesetzt, wo eine erhöhte Gefährdung existiert und eine kontinuierliche Überwachung mehr Sicherheit bietet. Die Mehrkosten für die Errichtung eines Grundwassersondennetzes wurden nicht erhoben.

Fazit Kosten

Belastungen aus der Landwirtschaft erhöhen die Monitoringkosten für kleine Wasserversorgungsanlagen um das 3fache. Für größere Anlagen entstehen keine erhöhten Monitoringkosten aus der Trinkwasserverordnung, solange keine Grenzwertüberschreitung im Rahmen des Grundwassermonitorings vorliegt. Ansonsten müssen statt einer vier Grundwasseranalysen durchgeführt werden. Zudem entstehen höhere Kosten durch die Errichtung eines Mess-Sonden Netzes, wie es zum Beispiel im Südlichen Wiener Becken aufgrund der Nitratproblematik errichtet wurde (Vogl 2010).

3. Ersatzstrategien der Wasserversorger bei Kontamination des Grundwassers

Um Trinkwasser entsprechend den gesetzlichen Bestimmungen an den Verbraucher abzugeben, gibt es folgende Ersatzstrategien der Wasserversorger bei Grenzwertüberschreitung. (Herlicska 2010)

- Mischung von belasteten mit weniger belasteten Wässern
- Ausweichen (Schließung von Standorten) - Bau von neuen Brunnen
- Erschließung von Tiefengrundwässer
- Aufbereitungsanlagen

Diese Ersatzstrategien verursachen Kosten. Es wurde versucht, einige dieser Kosten exemplarisch darzustellen.

Ersatzstrategie 1: Mischen von belasteten mit unbelasteten Wässern

Dies ist eine der kostengünstigsten Maßnahmen, die jedoch ein entsprechendes Leitungsnetz vorausgesetzt. Bei kleinen Ortsnetzen besteht diese Option häufig nicht. Betreiber kleiner Ortsnetze müssen im Falle einer Belastung des Grundwassers andere Maßnahmen ergreifen, wie das Beispiel Potzneusiedl (siehe unten) zeigt. Neben den direkten erfassbaren Kosten ist diese Maßnahme aus Sicht der Verbraucher suboptimal, da sich die Inhaltsstoffe des Wassers nicht ändern! Es wird lediglich die Konzentration so verringert, dass sie den gesetzlichen Bestimmungen entspricht. Für viele VerbraucherInnen ist diese Ersatzmaßnahme unbefriedigend.

Ersatzstrategie 2: Ausweichen (Schließung von Standorten) - Bau von neuen Brunnen

Ein gutes Beispiel liefert die Gemeinde Deutsch-Wagram in Niederösterreich. Dort musste aufgrund von Pestizidbelastungen mit dem Pestizidmetaboliten „Desphenylchloridazon“ der Brunnen „Fabrikstraße Brunnen I“ für die Trinkwasserversorgung gesperrt werden (Deutsch-Wagram 2009a, Seite 7). Desphenylchloridazon ist ein Metabolit des Herbizids Chloridazon, das vorwiegend im Rübenbau eingesetzt wird. Da auch die anderen Brunnen des 1. Grundwasserhorizontes überhöhte Nitrat- bzw. Pestizidwerte aufwiesen, Grundwasser aus dem 2. Grundwasserhorizont in 60 Metern Tiefe beim Brunnen „Fabrikstraße Brunnen II“ auch bereits Pestizidrückstände nahe dem Grenzwert enthielt (siehe NUA 2010) und der Tiefenbrunnen in 154 Metern Tiefe offenbar nicht genug Schüttung aufweist wurde 2009 mit dem Bau eines weiteren Brunnens „Stallingerfeld“ begonnen, welcher 2013 in Betrieb genommen wurde. Die Gesamtkosten betragen 1,85 Mio. EUR (Deutsch-Wagram 2013b). Ziel war es „den Nitratgehalt und Wasserhärte zu senken und die Wasserversorgung langfristig abzusichern“ (Deutsch-Wagram 2013a).

Tabelle 2: Übersicht der Brunnenanlagen in Deutsch-Wagram (NUA 2013)

2013	Tiefe in Meter	Nitratgehalt NO ₃ in mg/l Datum Probenziehung 18 03 2013	Errichtet im Jahr ca.	Kosten
Sportplatz Brunnen I	16,9	54	1985	
Sportplatz Brunnen II	154,5	< 1,0	1998	
Sportplatz Brunnen 3 (Reserve)	14,7	56	2003	
Fabrikstraße Brunnen I (von 2009 bis 2011 geschlossen)	20	71	1985	
Fabrikstraße Brunnen II	60	20	1989	
Brunnen „Stallingerfeld“	32	34	2013	1,85 Mio. EUR

Tabelle 2 zeigt, dass in Deutsch-Wagram, die ersten beiden Brunnen (Sportplatz Brunnen I und Fabrikstraße Brunnen II) bis in eine Tiefe von 20 Metern gebaut wurden. Aufgrund der Nitratproblematik versuchte man mit Brunnen in 60 Metern und später in einer Tiefe von 154 Meter das Problem zu lösen. Doch auch in den Tiefenbrunnen mit 60 Metern Tiefe sind Pestizidmetabolite verlagert worden (siehe Tabelle 3 und Tabelle 4).

Tabelle 3: Brunnentiefe, Nitratgehalte und Pestizidwerte von 5 Brunnenanlagen in Deutsch-Wagram im Jahr 2010 (NUA 2010)

2010	Brunnentiefe in Meter	NO ₃ mg/l	Desphenylchloridazon in µg/l	Atrazin in µg/l	Desethylatrazin in µg/l
Sportplatz Brunnen I	16,9	68	k.A.	0,10	0,21
Sportplatz Brunnen II	154,5	< 1,0	k.A.		
Sportplatz Brunnen 3 (Reserve)	14,7	55	k.A.	0,1	0,19
Fabrikstraße Brunnen I (geschlossen)	20	k.A.	0,3	<0,05	<0,05
Fabrikstraße Brunnen II	60	19	0,08		
Grenzwert		50	0,1	0,1	0,1

Das NUA Gutachten vom 15.11.2010 (NUA 2010) weist ausdrücklich darauf hin, dass das Trinkwasser nur im „aktuellen Mischverhältnis und nach Aufbereitung“ den Anforderungen der Trinkwasserverordnung (304.Verordnung 2001 idgF) entspricht. Ebenfalls wird angemerkt: „Das Wasser des nicht genutzten Brunnens I Fabrikstraße zeigte auch bei dieser Un-

tersuchung erhöhte Gehalte an Desphenylchloridazon und darf daher für Trinkwasserversorgung ohne entsprechende Aufbereitung (z.B. Aktivkohlefilter) **nicht** herangezogen werden.“ (NUA 2010, S. 10).

Das Problem der Grenzwertüberschreitung für den Metaboliten des Pestizids Desphenylchloridazon wurde für Deutsch-Wagram und wahrscheinlich für viele andere Gemeinden durch eine Anhebung des Grenzwertes seitens des Bundesministeriums für Gesundheit gelöst. Mit dem Erlass (BMG-7521/0010-II/B/13/2010 des Bundesministeriums für Gesundheit vom 26.11.2010) wurde der „Aktionswert“ (Grenzwert) für Desphenylchloridazon (Chloridazondesphenyl) um das 30 fache (3.000 %) von 0,1 µg/l auf 3µg/l angehoben. Somit war Wasser aus dem Brunnen „Fabrikstraße Brunnen I“ ab 2011 verkehrsfähig, obwohl die Belastung von 0,3 µg/l im Jahr 2010 auf 0,4 µg/l im Jahr 2011 angestiegen ist. Die Belastung mit Desphenylchloridazon stieg auch im Brunnen des 2. Grundwasserhorizontes Fabrikstraße Brunnen II. Lag der Wert mit 0,08 µg/l 2010 noch knapp unterhalb des Grenzwertes von 2010, so lag die Belastung mit 0,12 µg/l im Jahr 2011 schon oberhalb des Grenzwertes (Aktionswertes) des Jahres 2010. Im Jahr 2011 galt jedoch ein anderer Grenzwert und so war auch dieses Wasser verkehrsfähig. Angemerkt sei, dass nach der Wasseraufbereitung keine Belastung mit Desphenylchloridazon nachweisbar war. (NUA 2011). Insofern wäre auch mit dem niedrigeren Grenzwert des Jahres 2010 das aufbereitete Wasser aus Fabrikstraße Brunnen II verkehrsfähig gewesen.

Tabelle 4: Brunnentiefe, Nitratgehalte und Pestizidwerte von 5 Brunnenanlagen in Deutsch-Wagram im Jahr 2011 (NUA 2011)

2011	Brunnen-tiefe in Me-ter	NO ₃ mg/l	Desphenyl-chloridazon in µg/l	Atrazin in µg/l	Desethy-latrazin in µg/l
Sportplatz Brunnen I	16,9	64		0,07	0,08
Sportplatz Brunnen II	154,5	<1,0			
Sportplatz Brunnen 3 (Reserve)	14,7	56		0,11	0,10
Fabrikstraße Brun-nen I	20	79	0,4	<0,05	<0,05
Fabrikstraße Brun-nen II	60	17	0,12		
Grenzwert		50	3	0,1	0,1

Der Brunnen Stallingerfeld befindet sich im Abstrom der Versickerungsanlage aus dem Marchfeldkanal, und weist dadurch geringere Nitratgehalte auf als jene Brunnen die Wasser vom 1. Grundwasserhorizont (in Deutsch-Wagram 14,7 bis 20 Meter Tiefe) entnehmen. Die Gesamtkosten für den Neubau des Brunnens Stallingerfeld, Trinkwasseraufbereitungsanlage und Tiefbehälter werden mit 1,85 Mio. EUR angegeben (Deutsch-Wagram 2013). Eine Tiefenbrunnenbohrung oder eine weitere Wasseraufbereitungsanlage hätte höhere Kosten verursacht, wie der Gemeindehomepage zu entnehmen ist.

„Durch die Nutzung der örtlichen Möglichkeiten (Verschneiden von Marchfeldkanalwasser mit dem anstehenden Grundwasser des 1. Grundwasserhorizontes) konnte eine sehr kostengünstige und zukunftsweisende Trinkwasserversorgungsanlage errichtet werden, da weder teure Aufbereitungsmaßnahmen für Nitratreduzierung und Enthärtung noch Tiefbohrungen zur Wassergewinnung erforderlich waren“ (Deutsch-Wagram 2013b).

Anschluss an größere Wasserleitungsverbände mit entsprechenden Kosten für neue Leitungsnetze

Der Anschluss an größere Leitungsverbände ist oftmals die einzige langfristig sinnvolle Ersatzmaßnahme, um die Wasserqualität für kleinere Wasserverbände zu sichern. Dies ist jedoch mit Kosten verbunden, wie das Beispiel Potzneusiedl im Nord Burgenland zeigt. Hier wurden Anschlusskosten an das Netz der EVN Wasser bzw. Wasserleitungsverband Nordburgenland und deren Auswirkung auf den Wasserpreis der Gemeinde aufgeschlüsselt. Die Kosten einer Aufbereitungsanlage wurden in dieser Gemeinde ebenfalls analysiert, dies wäre jedoch mit noch höheren Kosten verbunden gewesen.

Die Gemeinde Potzneusiedl hat sehr übersichtlich die verschiedenen Varianten zur Verbesserung der Wasserqualität analysiert. Der Anschluss an den Wasserleitungsverband Nordburgenland schien die kostengünstigste Variante.

					1.1 zweite Filtration	1.2 NO3 - Entfernung	2. Beitritt WLVB n.B.	3. Wasserzukauf EVN	
INVESTITIONSKOSTEN					645.000	665.000	137.000	638.000	
Kapitalbedarf Gemeinde					Eigenfinanziert	65.000	65.000	70.000	72.000
					Fremdfinanziert	580.000	600.000	67.000	566.000
Pos.	Bezeichnung	Errichtungskosten (€)	Nutzungsdauer (Jahre)	Zinsen (%)	Anuität (€/Jahr)	Anuität (€/Jahr)	Anuität (€/Jahr)	Anuität (€/Jahr)	
1	Monitoringsystem B1 und B2:	15.000	20	2,5%	962	962	962	962	
2	Stilllegung Mineralwasserbrunnen B2	50.000	50	2,5%	1.763	1.763	1.763	1.763	
3	Erweiterung Aufbereitungsanlage (Filtration)	120.000	20	5,0%	9.629				
4	Ausbau Brunnen GST-Nr. 437 für Netzeinbindung	60.000	30	5,0%	3.903				
5	Errichtung einer NO3-Elimination /Umkehrosiose	200.000	20	5,0%		16.049			
6	Zuleitung von AS Dt. Haslau:	166.000	50	5,0%				9.093	
7	Überrechnung Leitungsnetz	7.000	50	2,5%				247	
8	Sanierung Ortsnetz: Sofortmaßnahmen	400.000	50	5,0%	21.911	21.911		21.911	
9	letztmalige Vorkehrungen für nicht benötigte Anlagenteile	5.000	50	2,5%			176		
10	einmalige Sofortzahlungen	67.000	33	5,0%			4.187		
BETRIEBSKOSTEN									
11	Wasserzukauf (plus 5% Netzverlust)	42.000	0,86					36.120	
12	Personalkosten Wassermeister (dzt. 16.000/Jahr)				24.000	24.000		14.000	
13	Betriebsmittel, Strom und Wartung				8.500	23.000		1.000	
14	offene Raten laufender Kredite	13.897	2021						
15	laufende Sanierung Netz oder RL: jährlich 1.5% (~137 lfm)	1.408.000	1,5%		21.120	21.120		21.120	
16	jährliche Zahlungen aus vertraglicher Verpflichtung						26.750		
jährliche Kosten für die Gemeinde					€	91.788	108.804	33.838	106.216
jährliche Fixeinnahmen für die Gemeinde (Zählergebühren)					€	11.600	11.600	0	11.600
jährliche Wassergestehungskosten für die Gemeinde					€	80.188	97.204	33.838	94.616
verrechnete Jahreswassermenge					m ³	40.000	40.000	40.000	40.000
Kosten je m ³ Wasser für die Gemeinde					€/m ³	2,00	2,43	0,85	2,37
Wasserbezug Endkunde vom Versorger					€/m ³	0,00	0,00	1,09	0,00
Kosten je m³ Wasser für den Endkunden					€/m³	2,00	2,43	1,94	2,37
						104%	126%	100%	122%

Abbildung 2: Kostenrechnung für den Anschluss eines kleinen Wasserversorgungsunternehmens an einen größeren Wasserleitungsverband und andere Optionen zur Wasserreinhaltung und deren Kosten(Potzneusiedl 2012)

Ersatzstrategie 3: Erschließung von Tiefengrundwässer

Neben einer Denitrifikationsanlage wird in vielen Fällen versucht auch tiefer liegende Grundwasserhorizonte zu erschließen. Dies hat neben des praktisch nicht vorhandenen Nitratge-

haltes (siehe oben Tabelle 2, Tiefenbrunnen Sportplatz II) auch den Vorteil, dass neue Wasserressourcen für das Wachstum einer Gemeinde erschlossen werden können.

In Deutsch-Wagram werden Kosten für die beiden 1999 fertig gestellten Tiefbrunnen (BA 03 und BA 04) Sportplatz und Fabrikstraße samt Aufbereitungsanlagen mit 2 Mio. Euro kolportiert (Bloms 2009).

Die Wasserversorgung der Katastralgemeinden Matzen und Raggendorf erfolgte über zwei Tiefbrunnen, den 50 m tiefen Brunnen 3 und den 170 m tiefen Brunnen 4. Der Brunnen 3 wurde in den Jahren 1971 und 1972 und der Brunnen 4 in den Jahren 1977 und 1978 errichtet. (Über Brunnen 1 und Brunnen 2 gibt es keinen Hinweis, diese wurden offenbar stillgelegt.) Die Gemeinde Matzen errichtete 2007 einen weiteren Tiefbrunnen 5 mit einer Tiefe von 151,7 m. Es entstanden Kosten inklusive der notwendigen Adaptierungen im Leitungsnetz in der Höhe von 470.000 EUR (Matzen 2007). Eine deutlich kostengünstigere Wasserversorgung über einen Normalbrunnen aus dem 1. Grundwasserhorizonte wurde nicht in Betracht gezogen. Möglicherweise könnten Probleme mit der Trinkwasserqualität des 1. Grundwasserhorizontes hierbei eine Rolle gespielt haben. Dieser Schluss liegt nahe, wenn man die Ausführungen der Gemeinde zur Altersbestimmung des Wassers aus dem Tiefenbrunnen liest. Die Gemeinde Matzen hat vor dem Bau des Tiefenbrunnens 5 im Jahr 2007, das Wasser des Tiefenbrunnens 4 untersuchen lassen und ist zu folgendem Ergebnis gekommen:

Zitat Anfang: „Es wurde daher auch eine Altersbestimmung des aus dem Brunnen 4 gewonnenen Grundwassers durchgeführt. Diese Altersbestimmung hat ergeben, dass das Wasser älter als 100 Jahre und jünger als 10.000 Jahre ist. Das Wasser ist demnach viel jünger als die Schichten, in welchen es auftritt (diese sind etwa 7 bis 9 Millionen Jahre alt) und muss daher zufließen. **Andererseits ist dieses zufließende Wasser derart alt, dass es noch nicht durch Düngemittel und andere für das Grundwasser schädlichen Stoffe beeinflusst sein kann.** Es konnte daher die "Nachhaltigkeit des Grundwasservorkommens" nachgewiesen werden. Das heißt, dass genauso viel Wasser dem Grundwasserkörper zuströmt, wie entnommen wird.“ (Matzen 2009) Zitat Ende.

Dieses Zitat zeigt deutlich, dass im Grunde nur „altes“ Wasser, das vor mehr als 100 Jahren in den Tiefengrundwasserkörper eingesickert ist, noch sauber ist. Mit den heutigen landwirtschaftlichen Methoden ist es offenbar nicht mehr möglich von „**schädlichen Stoffen**“ unbelastetes Grundwasser zu erhalten.

Wie lange es dauern wird, bis die heutigen landwirtschaftlichen Methoden zu Belastungen in Tiefengrundwässern führen ist schwer abzuschätzen. Erste Fragezeichen zu diesem Thema wirft der Wassergütebericht 2011 auf.

Zitat Anfang „Neben diesen naturbedingt erhöhten Konzentrationen wurden an zwei von 26 österreichweit ausgewiesenen Tiefengrundwasser-Messstellen im Beobachtungszeitraum 2008–2010 das bereits verbotene Pflanzenschutzmittel Atrazin und dessen Abbauprodukte Desethylatrazin und Desisopropylatrazin gemessen. Die gemessenen Konzentrationen liegen dabei unter dem Grundwasserschwellenwert von 0,1 µg/l. An einer Messstelle dürften nach ersten Untersuchungen technische Probleme die Ursache für den Einfluss von oberflächennahem Grundwasser sein, die Messstelle zur Beobachtung des Tiefengrundwassers wurde inzwischen getauscht. In einem zweiten Fall ist eine Verwechslung der Messstelle bei der Probenahme nicht auszuschließen, eine vollständige Klärung ist noch ausständig.“ Zitat Ende (BMLFUW und Umweltbundesamt 2012, S.54) Im Wassergütebericht 2012 findet sich

kein Hinweis, auf die Klärung dieser Frage. Es wurde jedoch auch keine Pestizidbelastung im Tiefengrundwasser jedoch eine andere Belastung im Tiefengrundwasser dokumentiert. „Für eine Messtelle waren mehrfach Überschreitungen des Grenzwertes für Orthophosphat zu verzeichnen. Dieser Parameter ist untypisch für Tiefengrundwässer und deutet auf einen oberflächigen landwirtschaftlichen Einfluss hin. Eine genaue Abklärung der Herkunft der Orthophosphats ist im Gange. (BMLFUW und Umweltbundeamt 2012, S. 59)

Ersatzstrategie 4: Aufbereitungsanlagen

Es gibt jeweils unterschiedliche Aufbereitungsanlagen, die für die jeweils spezifischen Probleme (Nitrat, Pestizide) errichtet werden. Am häufigsten kommen Aufbereitungsanlagen zum Einsatz, die den Gehalt von Nitrat verringern. Membrananlagen können neben Nitrat zu einem geringen Teil auch Pestizide verringern.

Der Einsatz einer Aufbereitungsanlage ist eine sehr kostspielige Form um die Wasserqualität anzuheben. Wie das Beispiel der Aufbereitungsanlage der EVN Bisamberg zeigt.

1994 wurde eine „insitu Denitrifikationsanlage“ errichtet, die jedoch nur 18 Jahre bis 2011 im Einsatz war.

2013 wurde der Bau einer Membrananlage mit Umkehrosiose und Aktivkohlefiltern gestartet, um einerseits die „Trägheit“ der alten Anlage zu verringern und andererseits die Betriebskosten zu senken. Über die Nutzungsdauer wurden keine Angaben gemacht.

Tabelle 5: Kosten der Aufbereitungsanlage im Wasserwerk Bisamberg (OVGW 2012)

Errichtungskosten	4.000.000 EUR
Betriebskosten je m ³	0,2 – 0,25 EUR/m ³
Zusätzlicher Energieeinsatz	0,5 kWh/m ³
Einwohner	50.000

Drei von sieben Aufbereitungsanlagen die von der EVN Wasser betrieben werden, sind aufgrund Verunreinigungen von Nitrat und Pflanzenschutzmitteln in Betrieb. Die restlichen vier Aufbereitungsanlagen sind geogen bedingt (Mangan und Eisen) im Einsatz (OVGW 2012).

EVN Wasser versorgt 500.000 Einwohner Niederösterreichs mit Trinkwasser und hat dadurch die Möglichkeit die hohen Kosten der Anlagen auf viele Verbraucher umzuschlagen. Für kleinere Membrananlagen mit Umkehrosiose werden Kosten von 200.000 EUR und eine Nutzungsdauer von 20 Jahren angegeben (siehe Abbildung 1)(Potzneusiedel 2012).

Wer trägt die Kosten

Der Bürger finanziert indirekt über Steuern oder direkt über die Wassergebühren die Mehrkosten, die aus der Belastung des Trinkwassers durch die Landwirtschaft entstehen.

Für den 2013 neu errichteten Brunnen Stallingerfeld (Gemeinde Deutsch-Wagram) wurde die Kostenverteilung wie folgt angegeben:

1,85 Mio. Gesamtinvestition, 92.500 (5 %) Förderung Land Niederösterreich, 277.500 (15%) Bundesförderung, die restlichen 80 % werden von der Gemeinde Deutsch-Wagram getragen (Deutsch-Wagram 2013a).

Eine Erhöhung der Wassergebühren in der Gemeinde Deutsch-Wagram erfolgte per 1.1.2010 in der Gemeinderatssitzung vom 10.12.2009. Die Grundgebühr wurde für 1m³ Wasser mit 1,36 EUR statt bisher 1,17 EUR festgelegt. Das ist eine Erhöhung um 16,24 %. Die Bereitstellungsgebühren wurden um 18,71 %, die Anschlussabgabe von 8,60 auf 10,79 EUR (25,47 %) erhöht (Deutsch-Wagram 2009b).

Im Dezember 2005 – als die Planungen für den neuen Brunnen Stallingerfeld bereits gestartet wurden, wurde per 1.1.2006 eine Erhöhung der Wassergebühren durchgeführt, dass Ausmaß der Erhöhung konnte anhand der Gemeinderatsprotokolle nicht ermittelt werden. Laut einem Blogbeitrag wurden die Gebühren um 27,12, % erhöht.

Eine Bezugsgröße ergibt sich auf folgendem Zitat: „Die Grundgebühr für einen Kubikmeter Wasser wurde vom Gemeinderat letztmalig in der Wasserabgabenordnung vom 12. Dezember 2000 (Wirksamkeit 1. Jänner 2001) mit € 0,92/m³ (S 12,60) festgelegt. <http://www.buh.at/forum/index.php?id=471>“ Zitat Ende

Im Zeitraum vom 1.1. 2001 bis 1.1. 2010 wurde die Wassergebühren in Deutsch-Wagram also um 47,83 % erhöht.

„Laut ÖVGW-Statistik lag im Jahr 2011 der Haushaltswasserpreis bei durchschnittlich 1,20 € pro Kubikmeter“ (OGVW 2013a)

In der Gemeinde Matzen werden die Gesamtkosten für den Tiefenbrunnen 5 mit 470.000 EUR angegeben. Davon wurde für 300.000 EUR ein Kredit aufgenommen, 85.000 EUR stellen Förderungen von Bund und Land dar. Die restlichen 85.000 EUR stammen aus „Eigenschaft der Gemeinde (bzw. einer weiteren Darlehensaufnahme)“ (Matzen 2007, S. 3).

4. Ersatzstrategien der VerbraucherInnen

Neben den Wasserleitungsverbänden streben auch die betroffenen Einwohner Ersatzstrategien an.

- Kauf von Mineralwässern und damit verbundene
- PKW Transporte

Durchschnittlich verbraucht jede Person in Österreich 51 m³ Wasser/Jahr. Hiervon ist jedoch nur ein geringer Teil Trinkwasser. Ein großer Teil wird in der Industrie als Brauchwasser verbraucht.

„Der durchschnittliche Verbrauch (ohne Einbeziehung von Gewerbe, Industrie oder Großverbrauchern) liegt bei etwa 130 Litern pro Tag und Person. Ein 4 Personen - Haushalt benötigt durchschnittlich etwa 200 Kubikmeter Trinkwasser im Jahr“ (OVGW 2013).

Im Vergleich zum Trinkwasser ist die Versorgung mit Mineralwasser eine recht teure Ersatzstrategie. Pro Person wird Wasserzufuhr durch Getränke von mindestens 1,5 bis 2 Liter pro Tag empfohlen (<http://www.wasserleitungsverband.at/index.php?id=543>).

0,0012 EUR/Liter kostet ein Liter Leitungswasser im Durchschnitt (OGVW 2013a). Ein Liter Mineralwasser kostet 0,33 und 0,79 EUR (eigene Marktbeobachtung 2013) je Liter. Bei 0,4 EUR je Liter entstehen gemessen am Durchschnittswasserpreis von 0,0012 EUR/Liter 0,3988 EUR Mehrkosten pro Liter. Bei einem Verbrauch von 2 Liter Mineralwasser pro Person und Tag (730 Liter/Jahr) entstehen für einen 4 Personen Haushalt Mehrkosten in der Höhe 1164,50 EUR. Mehrkosten durch PKW Transport sind in dieser Rechnung nicht berücksichtigt.

Im Jahr 2012 betrug der österreichische Jahresabsatz 737,1 Millionen Liter Mineralwasser (<http://www.forum-mineralwasser.at/markt-oesterreich.html>).

5. Grundwasserschongebiete

Neben den oben genannten Maßnahmen versuchen Wasserversorger, Wasserschongebiete bei den Landesbehörden durchzusetzen. Es ist dies eine der wenigen vorsorgeorientierte Maßnahmen, die den Wasserversorgern Kosten erspart.

Es gibt zahlreiche Grundwasserschongebiete. In vielen von diesen ist die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln untersagt oder eingeschränkt, oder es gibt Obergrenzen für Massentierhaltungen

- Pflanzenschutzmitteln untersagt z.B.: Verordnung des Landeshauptmannes von Oberösterreich vom 3. September 1997 zum Schutz der Grundwasservorkommen im Weilhartsforst ("Grundwasserschongebiet Weilhartsforst")

In manchen Fällen wurde das Verbot bzw. die Einschränkung für die Verwendung von Pflanzenschutzmitteln wieder aufgehoben, womöglich durch die Erhöhung der Grenzwerte durch den Erlass BMG-7521/0010-II/B/13/2010 des Bundesministeriums für Gesundheit vom 26.11.2010).

- Verordnung des Landeshauptmannes von Burgenland vom 23. Mai 1967, betreffend die Festlegung eines Grundwasserschongebietes in Neufeld an der Leitha (bis 23.01.2012 in Kraft)

Auch wenn Pestizide etwas aus dem Fokus von manchen Grundwasserschongebietsverordnungen gefallen sind, so liegt nach wie vor der Fokus auf die Verringerung von Belastungen mit Nitrat, Hormonen und Antibiotika Rückständen aus der Intensiv-Tierhaltung.

- Verordnung des Landeshauptmannes von Burgenland vom 17. Jänner 2012, mit der das Schongebiet Neufeld an der Leitha zur Sicherung der Wasserversorgung und zum Schutze der Wasserversorgungsanlagen des Wasserleitungsverbandes Nördliches Burgenland bestimmt wird (Schongebietsverordnung Neufeld an der Leitha 2011) Zitat Anfang: „Verbot von Tierhaltung mit mehr als 40.000 Legehennenplätze 1400 Mastschweine. Bewilligung ab 10.000 Legehennen und 350 Mastweihenplätze. Verordnung des Landeshauptmannes von Burgenland vom 23. Mai 2011, mit der das Schongebiet Purbach am Neusiedler See zur Sicherung der Wasserversorgung und zum Schutze der Wasserversorgungsanlagen des Wasserleitungsverbandes Nördliches Burgenland bestimmt wird“ Zitat Ende.

6. Grundwassersanierungsgebiete - voraussichtliche Maßnahmengebiete

Anzahl der Grundwassersanierungsgebiete - voraussichtliche Maßnahmengebiete

Früher hießen belastete Grundwasserkörper „Grundwassersanierungsgebiete“, die aktuelle Bezeichnung von belasteten Grundwasserkörpern ist „voraussichtliches Maßnahmengebiet“ (Wasserrechtsgesetz 1959 idgF).

Im Zeitraum 2009–2011 sind sechs Grundwasserkörper mit einer Gesamtfläche von 3.964 km² als „voraussichtliche Maßnahmengebiete“ für Nitrat sowie sechs Grundwasserkörper mit einer Fläche von 3.424 km² als „Beobachtungsgebiete“ ausgewiesen (BMLFUW und Umweltbundesamt 2011, BMLFUW und Umweltbundesamt 2012).

Tabelle 6: Entwicklung der Beobachtungsgebiete und voraussichtliche Maßnahmengebiete für Nitrat (BMLFUW und Umweltbundesamt 2011, BMLFUW und Umweltbundesamt 2012)

Beobachtungszeitraum	Anzahl Beobachtungsgebiete	Anzahl „voraussichtlicher Maßnahmengebiete“
2007-2009	11	3
2008-2010	7	5
2009 -2011	6	6

Maßnahmen in Grundwassersanierungsgebieten

In „voraussichtlichen Maßnahmengebieten“ kann der Landeshauptmann in einem ersten Schritt freiwillige Maßnahmen und später verpflichtende Maßnahmen anordnen (§33f Programm zur Verbesserung der Qualität von Grundwasser, Wasserrechtsgesetz 1959 idgF)

Im Land Niederösterreich findet sich folgender Hinweis: Zitat Anfang:“ In weiten Teilen Niederösterreichs kann das Grundwasser ohne aufwendige Aufbereitungsmaßnahmen als Trinkwasser verwendet werden. Nur die Grundwassergebiete „Marchfeld“ und „Südliches Wiener Becken - Ostrand“ sind derzeit aufgrund von Nitratbelastungen als „voraussichtliche Maßnahmengebiete“ einzustufen.“ Zitat Ende (Land Niederösterreich 2013).

Es gibt dazu keine weiteren Angaben, ob und welche Maßnahmen gesetzt worden sind. Eine Analyse der Gesetze und Verordnungen des Landes Niederösterreich sowohl über den öffentlichen Register Auszug der NÖ Landesgesetze und Verordnungen (Land Niederösterreich 2013c) sowie einer Online Abfrage der Landesgesetze von Niederösterreich über <http://www.ris.bka.gv.at/Lr-Niederösterreich/> abgefragt am 14.11.2013) ergab keinen Hinweis auf verordnete Maßnahmen für diese beiden „voraussichtliche Maßnahmengebiete“.

In Oberösterreich findet sich eine Verordnung für die Grundwasserkörper Traun-Enns-Platte als Beobachtungsgebiet, wobei dieser Verordnung außer der konkreten Beobachtung und

räumlichen Abgrenzung keine konkreten Maßnahmen zu entnehmen ist (Land Oberösterreich 2013).

Kosten von Grundwassersanierungsgebieten

Da es offenbar in Niederösterreich keine verordneten Maßnahmen für die beiden „vorausgerichteten Maßnahmengebiete“ „Marchfeld“ und „Südliches Wiener Becken – Ostrand“ gibt, in Oberösterreich aus der Verordnung kein konkreten Maßnahmen ableitbar sind, ist es auch nicht möglich Kosten, die durch die Belastung dieser Grundwasserkörper entstehen, abzuschätzen. Für diese Darstellung von Fallbeispielen wurden nicht alle Länder untersucht. Somit kann für andere Bundesländer keine Aussage getroffen werden.

7. Indirekte Maßnahmen nicht nur auf Grundwassersanierungsgebiete beschränkt

Im Wassergüte Bericht 2012 (BMLFUW und Umweltbundesamt 2012, S. 59) wird auf zahlreiche Maßnahmen wie

- Aktionsprogramm Nitrat 2012
- ÖPUL
- Der Erste Nationale Aktionsplan betreffend Pflanzenschutzmittel, und
- Schongebietsverordnungen zum Schutz des Grundwassers

hingewiesen.

Es handelt sich um allgemeine Maßnahmen, die nicht spezifisch auf Grundwassersanierungsgebiete ausgerichtet sind. Auch die erwähnten Schongebietsverordnungen beziehen sich nicht auf die Grundwassersanierungsgebiete sondern auf den Einzugsbereich von Trinkwasserbrunnen und sind somit räumlich deutlich kleiner als die betroffenen Grundwasserkörper gefasst.

Als Grundlage für Maßnahmen wird seitens des Lebensministeriums auf das Programm GeoPEARL-Austria hingewiesen.

Zitat Anfang „Bei sachgerechter Anwendung prognostiziert „GeoPEARL-Austria: Austragspotential von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser“ bis auf wenige Ausnahmen (z. B. Atrazin) für sämtliche berechneten Wirkstoffe im grundwassernahen Sickerwasser Jahresmittelkonzentrationen unter dem Vorsorgegrenzwert von 0,1 µg/L. Im Gegensatz zu den Wirkstoffen prognostiziert GeoPEARL-Austria für viele der 212 berechneten Metaboliten bei ungünstigen Boden- und Witterungsbedingungen auch bei sachgerechter Anwendung des Wirkstoffes Jahresmittelkonzentrationen über 0,1 µg/L im grundwassernahen Sickerwasser (z. B. Metaboliten von Atrazin, Dichlobenil, Tolyfluanid, Flurtamon, Metazachlor, s-Metolachlor und Chloridazon). **Als effizienteste Maßnahmen zur Reduzierung des Austrages über das Sickerwasser in das Grundwasser werden v. a. die Reduktion der Aufwandmenge bzw. Reduktion der Anwendungshäufigkeit sowie eine Lenkung auf Standorte mit geringem Austragsrisiko genannt.**“ Zitat Ende (Lebensministerium 2013).

8. Gebiete mit Nitrat und Pestizidbelastung

Einen Überblick über die Belastung mit Nitrat und Atrazin sowie seinen Metaboliten geben folgende Abbildungen aus dem Wassergütebericht 2011.

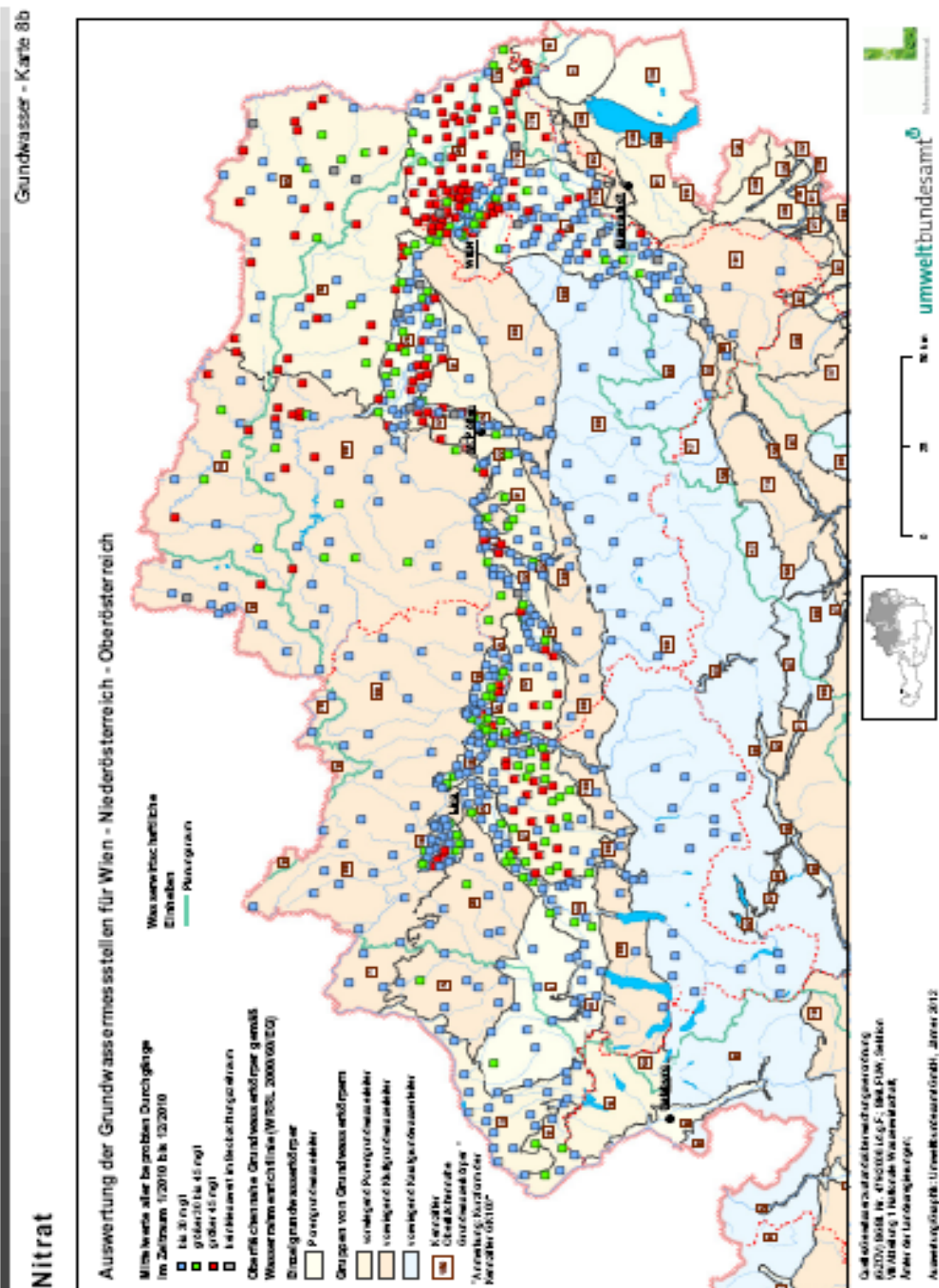


Abbildung 3: Auswertung der Grundwassermessstellen für Wien, Niederösterreich und Oberösterreich für Nitrat (BMLUW und Umweltbundesamt 2011)

Desethylatrazin

Auswertung der Grundwassermessstellen für Wien - Niederösterreich - Oberösterreich

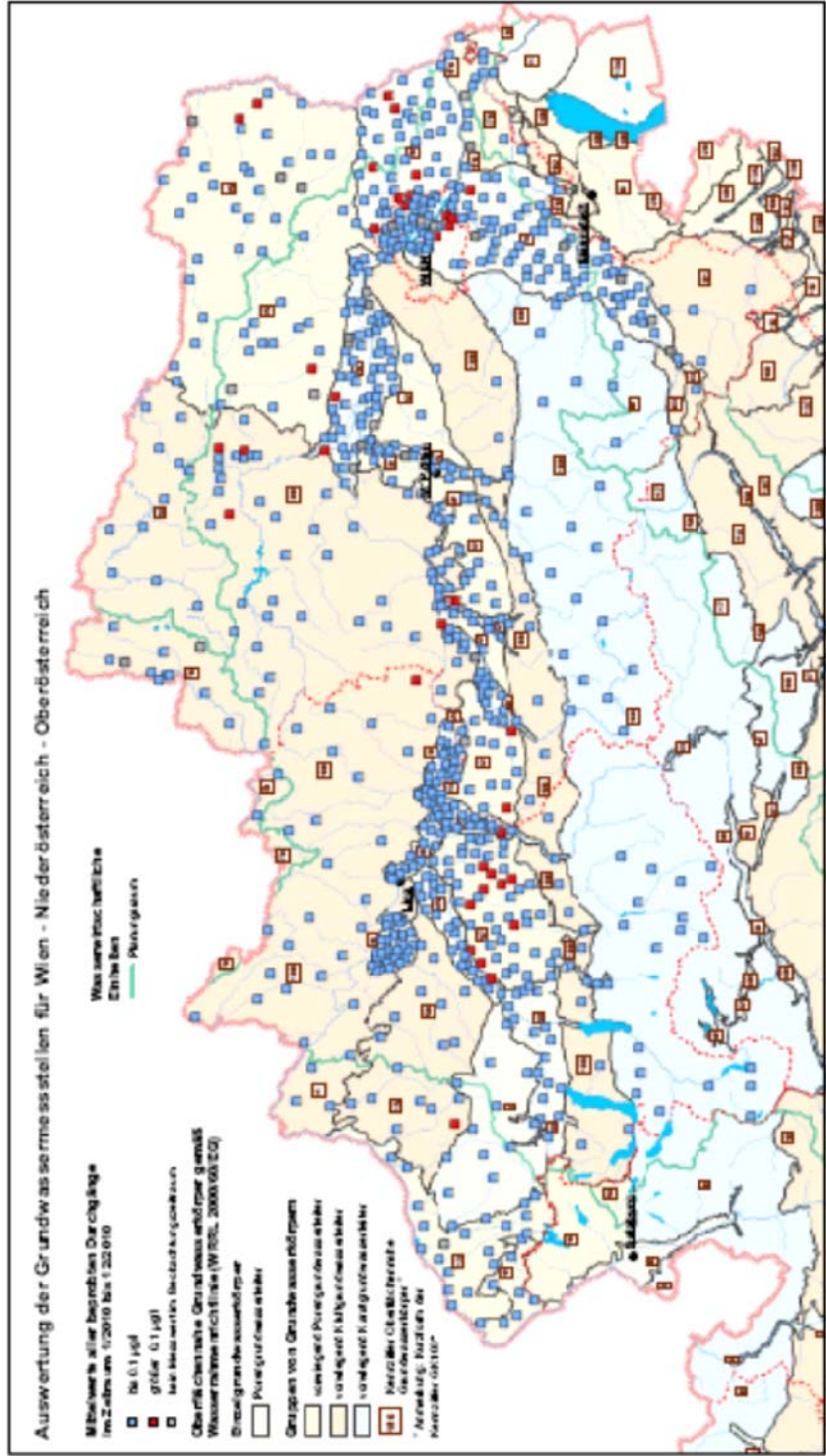


Abbildung 4: Auswertung der Grundwassermessstellen für Wien, Niederösterreich und Oberösterreich für Desethylatrazin (BMLUW und Umweltbundesamt 2011)

9. Ausnahmegenehmigungen für Wasserversorgungsanlagen aufgrund von Nitrat und Pestizidbelastungen

Für zahlreiche Wasserversorgungsanlagen gibt es Ausnahmegenehmigungen, da die gesetzlichen Aktionswerte - Grenzwerte nicht eingehalten werden können -wie der Trinkwasserbericht 2008-2010 zeigt (BMG 2013). Im Jahr 2010 mussten für größere Wasserversorgungsanlagen nur 5 Ausnahmegenehmigungen erteilt werden siehe Abbildung 3) (BMG 2013, S. 45). Für kleine Wasserversorgungsanlagen mussten im selben Zeitraum (2010) in Niederösterreich 51 und in Oberösterreich 59 Ausnahmegenehmigungen erteilt werden (BMG 2013, S. 46 –S.67) (siehe Auszug in Abbildung 2)

Ausnahmegenehmigungen - Jahresüberblick 2010 - WVA klein - Oberösterreich														
Nr.	Name und Ort der WVA	Anzahl der versorgten Bevölkerung	Anzahl der betroffenen Personen	Wassermenge in m ³ pro Tag	Grund für die Abweichung	Betreffender Parameter	Untersuchungsergebnisse			Genehmigter höchstzulässiger Wert	Ausnahme gültig		Art der Überwachung und Maßnahmen zur Einhaltung des Wertes	Art der Ausnahme
							Anzahl	Median	Maximum		von	bis		
52	Wasserversorgung Ruprechtshofen 1	5	5	2.1	Grenzwertüberschreitung durch anthropogene Einträge wie z.B. intensive Landwirtschaft, ortsübliche Wasserversorgung nicht auf andere zumutbare Weise sicherstellbar	Atrazin	2	0.07	0.08	0.15 µg/l	01.06.2008	01.06.2011	Halbjährliche Untersuchungen	3
53	Wasserversorgung Ruprechtshofen 1	5	5	2.1	Grenzwertüberschreitung durch anthropogene Einträge wie z.B. intensive Landwirtschaft, ortsübliche Wasserversorgung nicht auf andere zumutbare Weise sicherstellbar	Desethylatrazin	2	0.14	0.18	0.25 µg/l	01.06.2008	01.06.2011	Halbjährliche Untersuchungen	3
54	Wasserversorgung der Gemeinde Luftenberg an der Donau	3600	3600	450	Grenzwertüberschreitung durch anthropogene Einträge wie z.B. intensive Landwirtschaft, ortsübliche Wasserversorgung nicht auf andere zumutbare Weise sicherstellbar	Desethylatrazin	2	0.14	0.18	0.35 µg/l	01.07.2008	01.07.2011	Halbjährliche Untersuchungen der Wasserspender und des Druckreduzierungs-schachtes	3
55	Wasserversorgung der Gemeinde Luftenberg an der Donau	3600	3600	450	Grenzwertüberschreitung durch anthropogene Einträge wie z.B. intensive Landwirtschaft, ortsübliche Wasserversorgung nicht auf andere zumutbare Weise sicherstellbar	Atrazin	2	0.10	0.13	0.15 µg/l	01.07.2008	01.07.2011	Halbjährliche Untersuchungen der Wasserspender und des Druckreduzierungs-schachtes	3

Abbildung 5: Jahresüberblick 2010 über Ausnahmegenehmigungen – Angaben zu Wasserversorgungsanlagen (WVA), die weniger als 5.000 Einwohner versorgen bzw. aus denen weniger als 1.000 m³ Wasser pro Tag im Durchschnitt entnommen werden (WVA klein) (BMG 2013, S. 66)

Bundesland	Name und Ort der WVA	Anzahl der versorgten Bevölkerung	Anzahl der betroffenen Personen	Wassermenge in m ³ pro Tag	Grund für die Abweichung	Betreffender Parameter	Untersuchungsergebnisse		Genehmigter Höchstzulässiger Wert	Ausnahme gültig von bis	Art der Überwachung und Maßnahmen zur Einhaltung des Wertes	Art der Ausnahme		
							Anzahl	Max./Median						
NÖ	Langenlois I, Rathausstraße 2, 3550 Langenlois	8206	8206	1166	Trinkwasserversorgung kann nicht anders sichergestellt werden	N,N Dimethylsulfamid (DMS)	6	0,173	0,254	1,000 µg/l	03.12.2009	03.12.2012	Zwölfjährige Kontrollen aller Wasserversorger	1
ÖÖ	Wassergossenschaft Neuhofen an der Krems, Kremsalstraße 31, 4501 Neuhofen an der Krems	6500	0	970	Grenzwertüberschreitung	Atrazin	2	0,055	0,060	0,120 µg/l	27.11.2007	01.08.2010	halbjährliche Untersuchung	2
ÖÖ	Neuhofen an der Krems	6500	0	970	Einträge wie z.B. intensive Landwirtschaft, örtliche	Desethylatrazin	2	0,080	0,110	0,300 µg/l	27.11.2007	01.08.2010	halbjährliche Untersuchung	2
ÖÖ	Wasserverband Untere Gusen, Marktplatz 12, 4222 St. Georgen an der Gusen	7000	7000	1500	Wasserversorgung nicht auf andere zumutbare Weise sicherstellbar	Atrazin	5	0,100	0,120	0,200 µg/l	01.09.2009	01.09.2012	halbjährliche Untersuchung	3
ÖÖ		7000	7000	1500		Desethylatrazin	5	0,100	0,140	0,200 µg/l	01.09.2009	01.09.2012	halbjährliche Untersuchung	3

Abbildung 6: Jahresüberblick 2010 über Ausnahmegenehmigungen – Angaben zu Wasserversorgungsanlagen (WVA), die mehr als 5.000 Einwohner versorgen bzw. aus denen mehr als 1.000 m³ Wasser pro Tag im Durchschnitt entnommen werden (WVA groß) (BMG 2013, S. 45)

10. Öffentlichkeitsarbeit Die Wasserversorger stehen vor einem Dilemma. Sie sollen einerseits einwandfreies Wasser an die VerbraucherInnen kostengünstig abgeben, haben andererseits keinen Einfluss auf jene Faktoren, die die Qualität des Wassers bedrohen und die Kosten erhöhen.

Viele Wasserversorger versuchen durch vermehrte Öffentlichkeitsarbeit auf die Notwendigkeit eines vorbeugenden Wasserschutzes aufmerksam zu machen. So versucht z.B. der WLW Nordburgenland durch Presseaussendungen und Petitionen den Bau von Massentierhaltung zu verhindern, wie folgendes Zitat zeigt

Zitat Anfang: „**Gegen Massentierhaltung und zum Schutz unseres Trinkwassers.** Die Lebensqualität und die Versorgung der Bevölkerung mit einwandfreiem Trinkwasser muss Vorrang vor der industriellen Fleischproduktion haben. Eine Intensivierung der Bewirtschaftung der betroffenen Flächen durch Schweinemassenzuchtbetriebe, führt zu einer vermehrten Gülleaufbringung und damit auch zu einer steigenden Belastung mit Antibiotika, hormonaktiven Substanzen und einem erhöhten Pestizideinsatz. Besonders beunruhigt ist man von Seiten der Wasserversorger aufgrund der Tatsache, dass der Grundwasserspiegel im betroffenen Gebiet lediglich 1,5 m unter dem Bodenniveau liegt. Somit ist diese Region aus Sicht der Grundwasserverhältnisse als besonders sensibel einzustufen. Sowohl die Anlagen selbst (Güllekanäle und -lagunen), als auch Gülleausbringungen stellen eine Gefahr für die Trinkwasserressourcen für über 200.000 Menschen dar, da diese im direkten Zustrombereich zu wichtigen Brunnenanlagen in NÖ und Bgld. liegen. Entgegen aller bagatellisierenden Aussagen von Seiten der Landwirtschaft wurde bei mehreren dieser Anlagen bereits ein steigender Nitratgehalt verzeichnet. In weiterer Folge ist auch eine Verunreinigung im Bereich der angrenzenden Mitterndorfer Senke, dem größten Grundwasservorkommen Mitteleuropas, zu befürchten“ Zitat Ende (WLV Nordburgenland 2013).

11. Fazit Externe Kosten der Trinkwasserbelastung durch die Landwirtschaft.

Es bestehen Belastungen der Grundwasserkörper mit Nitrat und anderen Stoffen der Landwirtschaft. Daneben zeigt auch das Programm GeoPEARL-Austria Handlungsbedarf auf. Viele kleine Wasserversorgungsanlagen, können wohl aus Kostengründen (technisch bestünde ja die Möglichkeit) keine Wasseraufbereitung durchführen, wohl deswegen wurden und werden zahlreiche Ausnahmeregelungen trotz Überschreitung der Grenzwerte (Aktionswerte) erteilt: "Grenzwertüberschreitung durch anthropogene Einträge wie z.B. intensive Landwirtschaft, ortsübliche Wasserversorgung nicht auf andere zumutbare Weise sicherstellbar" (BMG 2013). Es sind jedoch nicht nur kleinere Wasserversorgungsanlagen, die durch die „intensive Landwirtschaft“ bedroht sind. Auch größere Wasserleitungsverbände, wie der Wasserleitungsverband Nordburgenland sehen ihr Trinkwasser, durch den Einsatz von beispielsweise „Massentierhaltungen“ in Gefahr.

Für viele der Probleme im Trinkwasser bietet der biologische Landbau ein deutliches Verbesserungspotential auf. Der im Programm GeoPEARL aufgezeigte Handlungsbedarf sowie kostspielige Belastungen des Grund- bzw. Trinkwassers durch Pestizide könnten vollständig durch die Umstellung auf biologische Landwirtschaft gelöst werden. Bei vorsorgeorientierten Maßnahmen, wie sie die Wasserleitungsverbände bereits anstreben, könnte der biologische Landbau einen wesentlichen Beitrag zur Kostenreduktion im Bereich Trinkwasser leisten.

12. LITERATUR

- Bloms 2009: Bürgermeister verheimlicht Trinkwasserproblem, Blogbeitrag vom 15. Jänner 2009 im offenen Forum Deutsch-Wagram, BUH Bürgerinitiative Umfahrung Deutsch-Wagram und Helmahof
<http://www.buh.at/forum/index.php?mode=thread&id=57#p59>
- BMG 2013: Österreichischer Trinkwasserbericht 2008 – 2010. Bericht des Bundesministers für Gesundheit über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) zur Information der Verbraucher, Berichtszeitraum 1. Jänner 2008 bis 31. Dezember 2010. GZ: BMG-75310/0007-II/B/13/2013
- BMLFUW 2012: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über das Aktionsprogramm 2012 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (Aktionsprogramm Nitrat 2012). Veröffentlicht am 04. Mai 2012 im Amtsblatt zur Wiener Zeitung, ABl. Nr. 87, in Kraft getreten am 5. Mai 2012.
- BMLFUW 2013: Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft über die Überwachung des Zustandes von Gewässern (Gewässerzustandsüberwachungsverordnung – GZÜV) BGBl. II Nr. 479/2006, idgF vom 09. 11. 2013
- BMLFUW und Umweltbundesamt 2011: Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2011, Überwachung des Gewässerzustands gemäß GZÜV (BGBl. II Nr. 479/2006 i.d.F. BGBl. II Nr. 465/2010), Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Sektion VII/1: Nationale Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt
- BMLFUW und Umweltbundesamt 2012: Wassergüte in Österreich – Jahresbericht 2012, Überwachung des Gewässerzustands gemäß GZÜV (BGBl. II Nr. 479/2006 i.d.F. BGBl. II Nr. 465/2010), Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft Sektion VII/1: Nationale Wasserwirtschaft in Zusammenarbeit mit dem Umweltbundesamt
- Deutsch-Wagram 2009a: Amtliche Mitteilung März 2009: StadtLeben www.deutschwagram.gv.at
- Deutsch-Wagram 2009b: Protokoll über die Sitzung des Gemeinderats der Stadt-Gemeinde Deutsch-Wagram vom 10. Dezember 2009
- Deutsch-Wagram 2013a: Informationsblatt Stadtgemeinde Deutsch-Wagram. Feierliche Eröffnung der Wasserversorgungsanlage (Lagerhausgasse/Ahorngasse) 27. Februar 2013 (<http://www.deutschwagram.gv.at/system/web/news.aspx?detailonr=223977545> abgerufen 05.11.2013)
- Deutsch-Wagram 2013b (Webseite) <http://www.deutschwagram.gv.at/system/web/news.aspx?detailonr=223977545> abgerufen 05.11.2013)
- Eisenhut 2013: ÖVGW Wasser Fachbereichsleiter, email Mitteilung 16. 10. 2013

- Herlicska, H 2010: Grundwasserprobleme aus der Sicht der Trinkwasserversorgung. WLW Nördliches Burgenland. Vortragsunterlagen 2. Umweltökologisches Symposium Raumberg - Gumpenstein.02 03 2010
- IFUM 2013: Anbot erhalten per email am 15.10.2013. IFUM - Labors für Umweltmedizin, Magistrat der Stadt Wien, Magistratsabteilung 39 Prüf-, Überwachungs- und Zertifizierungsstelle der Stadt Wien, 1080 Wien, Feldgasse 9
- Land Niederösterreich 2013: Grundwassermonitoring(Webseite)
http://www.noegov.at/Umwelt/Wasser/Grundwasser/Grundwasser_Grundwassermonitoring.html, abgerufen am 05.11.2013
- Land Niederösterreich 2013b: Publikation des NÖ Landesrechts (Webseite)
<http://data.noegov.at/Politik-Verwaltung/Rechtsinformation/Landesgesetzblatt-Beschreibung-/PublikationLandesrecht.html>
- Land Niederösterreich 2013c: Systematisches Register - blaue Mappen Stand: 1. Oktober 2013 (PDF) http://data.noegov.at/bilder/d73/B_IndexBlauSystematisch.pdf
- Land Oberösterreich 2013: Verordnung des Landeshauptmanns von Oberösterreich, mit der die Gruppe von Grundwasserkörpern "Traun-Enns-Platte" als Beobachtungsgebiet ausgewiesen wird. Fassung vom 15.11.2013
- Lebensministerium 2013: GeoPEARL-Austria: Austragspotential von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser Webseite
<http://www.lebensministerium.at/wasser/wasserqualitaet/geoparl.html> abgerufen 15.11.2013
- Matzen 2007: Gemeindezeitung Matzen Dezember 2007
- OVGW 2012: ÖSTERREICHISCHE VEREINIGUNG FÜR DAS GAS- UND WASSERFACH (OVGW), IWA, International Water Association, ÖWAV. Das Österreichische YWP Programm, Fünfter Workshop in Kooperation mit der EVN
http://www.ovgw.at/ufile/9/8749/Workshop05_EVN_Wasser_2012-06-12.pdf
- OVGW 2013: Trinkwasser in Österreich - Zahlen, Daten & Fakten (Webseite)
<http://www.ovgw.at/wasser/themen/?uid:int=294>, abgerufen am 05 11 2013
- Potzneusiedl 2012: Gemeinde Potzneusiedl, Info „Zukunft Wasser“ Juli 2012
- Umweltbundesamt 2013: Anbot vom 15.10.2013 Umweltbundesamt GmbH, Prüfstelle für Umwelt-, GVO- und Treibstoffanalytik, Spittelauer Lände 5, 1090 Wien
- Vogl 2010: Nitrat – Massentierhaltung gefährdet Grundwasserqualität: Zitat Ing. Vogl im GLOBAL 2000 Interview mit DI Dr. Helmut Herlicska vom Wasserleitungsverband (WLV) Nördliches Burgenland und Ing. Walter Vogl vom Wasserverband Südliches Wiener Becken (WV SWB) über die Situation des Grundwassers im Raum Lichtenwörth, Zillingdorf, Neufeld und wie man das Grundwasser, die Grundlage für die Trinkwasserversorgung der gesamten Region, nachhaltig schützen kann.
<https://www.global2000.at/news/nitrat-%E2%80%93-massentierhaltung-gef%C3%A4hrdet-grundwasserqualit%C3%A4t>

WLV Nordburgenland 2013: Gegen Massentierhaltung und zum Schutz unseres Trinkwassers (Webseite des Wasserleitungsverbands Nordburgenland <http://www.wasserleitungsverband.at/index.php?id=744> abgerufen am 05 11 2013).