

„How much is the dish?“

—

Was kosten uns Lebensmittel wirklich?

Executive Summary: Die Landwirtschaft, die in Deutschland den bei weitem höchsten Flächenbedarf aufweist, ist für eine Vielzahl von Umweltbelastungen verantwortlich, die sich auf alle drei Säulen der Nachhaltigkeit beziehen (Ökonomie, Gesellschaft, Umwelt). Die resultierenden, versteckten Kosten dieser zumeist unzureichend quantifizierten Folgen sind aktuell nicht in die Marktpreise für Lebensmittel einbezogen. Vor diesem Hintergrund identifiziert die Studie drei dieser Umweltfolgen (Stickstoff, Klimagase, Energieerzeugung) quantitativ und aggregiert sie bezogen auf unterschiedliche Kategorien von Nahrungsmitteln. Hierauf aufbauend werden kategoriespezifische externe Effekte berechnet. Eine Internalisierung von kategoriespezifischen Folgekosten, die dem Verursacherprinzip (polluter-pays principle, UN 1992) entspricht, ebnet den Weg in Richtung einer nachhaltigeren Preissetzung für landwirtschaftliche Produkte. Unter Verwendung von Lebenszyklus-Analysen (life cycle analysis) und Metaanalysen zeigen wir, dass die höchsten externen Effekte bzw. Folgekosten mit der Produktion konventionell hergestellter Produkte tierischen Ursprungs einhergehen (196% Aufschlag auf die Erzeugerpreise), die zweithöchsten Aufschläge sich für konventionell hergestellte Milchprodukte (96%) und die niedrigsten für Bio-Lebensmittel pflanzlichen Ursprungs (6%) ergeben. In allen untersuchten Kategorien verursachen biologisch hergestellte Lebensmittel geringere Folgekosten als ihre konventionellen Counterparts. Unser Ansatz leistet einen Beitrag, das Delta zwischen aktuellen Marktpreisen und den tatsächlichen Preisen aufzuzeigen. Hierbei zeigt sich, dass der wahre Wert ausdifferenzieren ist für unterschiedliche Lebensmittelgruppen und Produktionssysteme.

1. Aktualität und Relevanz

In ihrer aktuellen „Agenda for Sustainable Development“ benennen die United Nations (UN) 17 Ziele, welche bis zum Jahr 2030 auf globaler Ebene erreicht werden sollen (Sustainable Development Goals, SDG) (UN, 2015). Auf mindestens sieben dieser Ziele hat die Landwirtschaft einen direkten Einfluss: Zero Hunger, Good Health & Well-Being, Clean Water and Sanitation, Responsible Consumption and Production, Climate Action, Life Below Water sowie Life on Land. Im Hinblick auf eine nachhaltige Entwicklung kommt der Landwirtschaft somit eine Schlüsselrolle zu; auch deswegen, weil etwa 50% der habitablen Erdoberfläche von ihr in Anspruch genommen werden (Roser und Ritchie 2018). Die derzeitige Produktion von Lebensmitteln verursacht global 26% der anthropogenen Treibhausgase,

32% der Bodenversauerung und 78% der Eutrophierung. In der gesamten Wertschöpfungskette hat die Aktivität der Lebensmittel produzierenden Landwirtschaft den größten negativen Einfluss auf die Umwelt (Poore und Nemecek 2018).

Vor diesem Hintergrund befasst sich diese Studie – bezogen auf Deutschland – mit dem Einfluss der Landwirtschaft auf die Umwelt, wobei Stickstoff, Treibhausgase und die zum Lebensmittelanbau benötigte Energieerzeugung im Fokus stehen. Sie beinhaltet eine qualifizierende und quantifizierende Betrachtung der verursachten Schäden sowie deren In-Wert-Setzung, welche im Rahmen einer Monetarisierung dargestellt wird (vgl. Pretty et al. 2000 & Tegtmeier und Duffy 2000). Literaturbasiert fließen hierbei entsprechende Schadkostensätze der drei betrachteten Treiber (Stickstoff, Treibhausgase & Energieerzeugung) ein. Damit werden jene Schäden identifiziert, die aktuell keinen Eingang in die Kostenstruktur eines Landwirts bzw. der anschließenden food chain finden und somit anderen Marktteilnehmern bzw. der natürlichen Umwelt zur Last fallen. In diesem Zusammenhang wird von externen Kosten bzw. externen Effekten (engl. externalities) gesprochen. Diese sind bisher nicht in die Marktpreise für Lebensmittel inkludiert und führen bei aktuell fehlenden Kompensationszahlungen zu deutlichen (Markt-)Preisverzerrungen (Sturm und Vogt 2011, S.17) sowie gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrtseinbußen (IWF 2010).

Das „Polluter Pays Principle“ (UN 1992, Principle 16) legt nahe, dass zur Kompensation der externen Effekte Abgaben auf die Erzeugerpreise von Lebensmitteln zu erheben oder andere wirtschaftspolitische Maßnahmen zu ergreifen sind, um Schadkosten, die der Produktionsprozess eines Lebensmittels verursacht, zu reduzieren bzw. zu kompensieren. Im Rahmen dieser Studie wird hierzu zwischen biologischer und konventioneller Produktion sowie zwischen pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln unterschieden.

Diese – im Einklang auch mit dem Neoliberalismus – wirtschaftspolitisch zu forcierenden, produktspezifischen Abgaben würden ein verursachergerechtes Aufkommen für die Verursachung externen Kosten ermöglichen und zugleich eine Stärkung ökonomisch nachhaltigen Handelns auf Konsumentenseite zur Folge haben. Eine faire Bepreisung von Lebensmitteln, welche auch die (Umwelt-)Folgekosten beinhalten, würde somit auch einen bedeutenden Beitrag zur Erreichung der Sustainable Development Goals leisten.

2. Daten und methodisches Vorgehen

Um die wahren Kosten unserer Lebensmittel zu ermitteln und hierbei zwischen unterschiedlichen Lebensmittelkategorien sowie Produktionssystemen zu differenzieren, bedarf es eines spezifischen methodischen Vorgehens, welches die relevanten Daten dieses Themenkomplexes adäquat zu aggregieren imstande ist. Die hierfür entworfene Methodik soll im Folgenden skizziert werden: Aus dem Stoffstromanalysewerkzeug GEMIS (Globales Emissionsmodell für integrierte Systeme) (IINAS 2017) werden die verfügbaren Datensätze zu Lebensmitteln extrahiert, welche Informationen zur Höhe

des Ressourcenverbrauchs und den angefallenen Schadstoffen während des Produktionsprozesses enthalten. In dieser Studie werden die Treiber Stickstoff, Treibhausgase und die Energiebereitstellung beleuchtet. Entsprechende Daten zu diesen Treibern werden den Datensätzen entnommen und mittels eines Kostensatzes in monetäre Einheiten umgewandelt. Da in GEMIS lediglich der konventionelle Produktionsprozess betrachtet wird, muss mittels einer Metaanalyse bzgl. des Unterschieds zwischen biologischer und konventioneller Produktionsmethode eine Übertragung auf entsprechende biologische Produktionsdaten durchgeführt werden. Die monetären Kosten jedes Treibers werden schließlich auf jede Lebensmittelkategorie separat bezogen und zusammengeführt sowie mit den Erzeugerpreisen jeder dieser Kategorien ins Verhältnis gesetzt. Dies ermöglicht sowohl die Benennung der jeweiligen Fehlbepreisung pro Lebensmittelkategorie als auch einen Vergleich der kategoriespezifisch verursachten Folgekosten. Die Details dieses Vorgehens sollen im Folgenden näher erläutert werden.

2.1 Untersuchte Schadenseffekte

Wie bereits dargestellt, werden in dieser Studie die Treiber Stickstoff, Treibhausgase sowie die Energiebereitstellung betrachtet. Dies sind jedoch nicht die einzigen Kontributionen zu den gesamten externen Effekten der Landwirtschaft. Weitere Treiber von Relevanz sind u.a. die (Reserve-) Antibiotika-Verwendung in der Tierzucht oder die Nutzung von Pestiziden. Die Datenlage dieser und weiterer potenzieller Treiber erscheint jedoch aktuell nicht umfassend und belastbar genug, um darauf eine Quantifizierung oder Monetarisierung entsprechender externer Effekte aufzubauen.

2.2 Datenbasis

Die Quantifizierung der Treiber erfolgt mittels des Stoffstromanalysewerkzeugs GEMIS. Das Programm wird vom Internationalen Institut für Nachhaltigkeitsanalysen und -strategien (IINAS) bereitgestellt. GEMIS bietet eine komplette Betrachtung des Lebenswegs eines Produkts, von der Primärenergie- und Rohstoffgewinnung bis hin zum Aufbau und zur Nutzung von Anlagen und Transportsystemen und zählt etwa 2.000 Nutzer aus mehr als 30 Ländern, darunter das Umweltbundesamt, die Weltbank sowie Energie- und Umweltinstitute der USA (Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten 2001). Auf jeder Stufe der Prozesskette werden Daten zu dem Energie- und Materialinput sowie dem Output von Reststoffen und Emissionen (bspw. CO₂, NH₃, N_r) zur Verfügung gestellt. Die Daten beruhen zum Teil auf eigens erhobenen Daten des IINAS und teils auf Daten von Dritten. Spezifische Angaben zur Datenquelle finden sich für jeden Datensatz einer Produktionsstufe eines Produkts. Im Folgenden soll der Lebensweg bzw. die Prozesskette von einem Kilogramm Rindfleisch anhand des benötigten Ressourceninputs exemplarisch dargestellt werden (Abbildung 1).

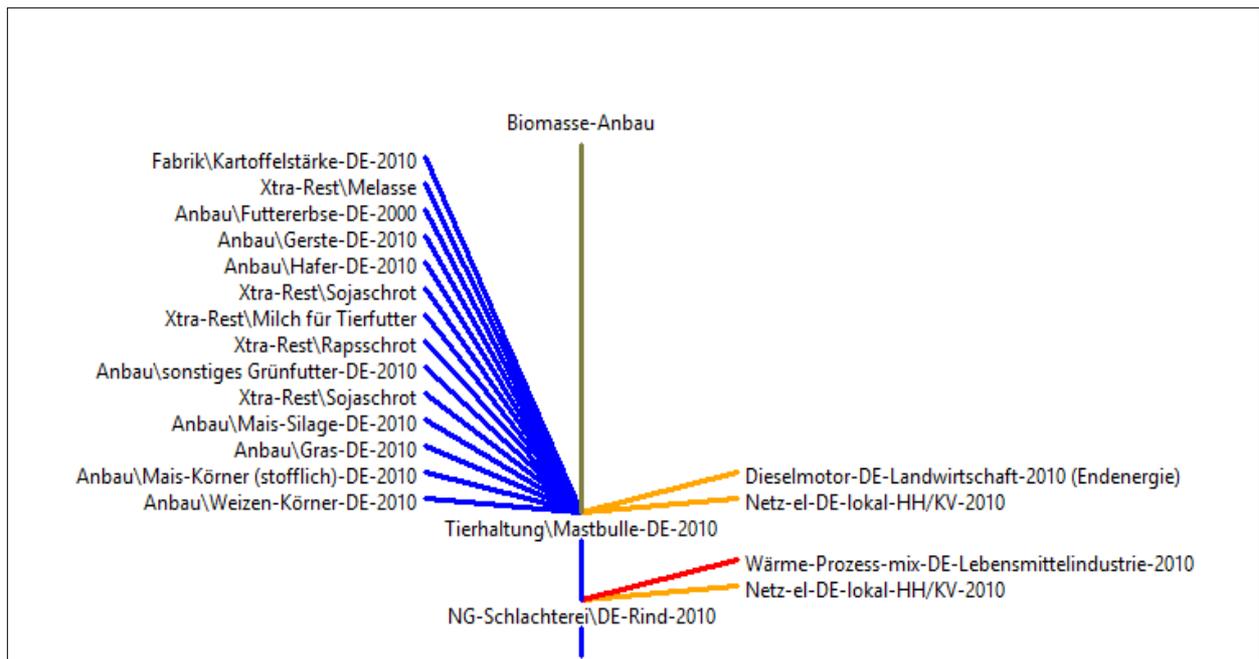


Abbildung 1: Prozesskette von einem Kilogramm Rindfleisch (IINAS 2017)

Die mit blauen Linien versehenen Einträge auf der linken Seite stellen Materialinputs dar. Die in oranger Farbe gehaltenen Linien vor den Einträgen auf der rechten Seite stehen für Energieinputs, die rote Linie steht für Prozesswärme-Input. Zudem ist dargestellt, an welcher Stelle in der Prozesskette die jeweiligen Inputs auftreten. So fließt der gesamte Materialinput während der Haltung des Mastbullens ein; bei der Schlachtung des Tieres fallen lediglich Energieinputs an.

Neben Rindfleisch werden alle weiteren Datensätze zu Lebensmitteln aus GEMIS verwendet, bis auf solche, die die abgesteckten Systemgrenzen überschreiten (vgl. Kapitel 2.3). Schließlich werden diese Datensätze zu den entsprechenden Oberkategorien (tierisch, pflanzlich, konventionell und biologisch) aggregiert (vgl. Kapitel 2.4).

2.3 Systemgrenzen

Die Systemgrenzen für die Betrachtung der externen Effekte der Landwirtschaft erstrecken sich vom Ursprung bis zum Scheunentor („cradle to farmgate“). Es werden alle produktionsbedingten Inputs und Outputs bis zum Verkauf der Ware durch den Primärerzeuger einbezogen. Diese Daten beziehen sich stets auf die funktionelle Einheit von einem Kilogramm des betrachteten Lebensmittels. Betrachtet man beispielsweise ein Kilogramm Rindfleisch, so werden im Hinblick auf die Treiber alle Formen der Stickstoffaustragung, der Treibhausgasemissionen und der verwendeten Energie über die gesamte Wertschöpfungskette bis zu dem Verkaufszeitpunkt des Rindfleischs durch den Erzeuger, den Landwirt, betrachtet. Dazu zählen sowohl CO₂eq-Emissionen aus der Energiebereitstellung als auch Stickstoffaustragung bei der Düngung der angebauten Futtermittel sowie zahlreiche weitere Quellen, welche genauer im Kapitel über die jeweiligen Treiber beleuchtet werden (vgl. Kap. 3 bis 5). GEMIS liefert Daten für das Jahr 2010. Das Bezugsland ist – bis auf wenige Ausnahmen – Deutschland.

Andernfalls finden EU-Daten Verwendung. Um die Daten auf das der Studie zugrunde liegende Bezugsjahr 2016 zu aktualisieren, wird eine lineare Regression auf Basis zeitlicher Mengen- und Emissionstrends durchgeführt.

Die Systemgrenzen erklären sich dadurch, dass externe Schäden der betrachteten Treiber primär während oder vorgelagert zu der eigentlichen Erzeugung anfallen. Die bei der Weiterverarbeitung von Lebensmitteln anfallenden externen Effekte der betrachteten Treiber erscheinen vergleichsweise gering. Folglich beziehen sich auch die ermittelten Preisaufschläge auf den Erzeugerpreis. Das bringt mit sich, dass im Erzeugerpreis keine Vermarktungs- oder Logistikkosten enthalten sind und so ein konsistentes Verhältnis zwischen externen Schadkosten zu Herstellungskosten errechnet werden kann.

2.4 Aggregation der Datensätze

Aus GEMIS werden die Datensätze zu Lebensmitteln innerhalb der definierten Systemgrenzen extrahiert. Diese enthalten Daten der Austragungsmenge von Stickstoff, der Ausstoßmenge von Treibhausgasen und des Energieverbrauchs, welche während des Produktionsprozesses von einem Kilogramm des Lebensmittels aufgetreten sind. Die Datensätze werden einer von elf Lebensmittelkategorien zugeordnet. Diese beinhalten Gemüse, Obst, Getreide, Hackfrüchte, Hülsenfrüchte und Ölsaaten auf pflanzlicher sowie Milch(produkte), Eier, Geflügel, Wiederkäuer und Schwein auf tierischer Produktseite. Entsprechend der jeweiligen jährlichen Produktionsmenge erhält jedes Lebensmittel Eingang in den gewichteten Durchschnitt der ihm zugeordneten Kategorie. Je höher die jährliche Produktionsmenge eines Lebensmittels im Vergleich zu den anderen Lebensmitteln in der gleichen Kategorie ist, desto stärker ist somit dessen Effekt auf den gewichteten Durchschnitt der Kategorie. Zur Gewichtung wird die jährliche Produktionsmenge eines jeden Lebensmittels von 2016 herangezogen. Die entsprechenden Daten entstammen dem statistischen Bundesamt (Statistisches Bundesamt 2017) und der Agrarmarkt Informations-Gesellschaft (AMI 2017a & AMI 2017b).

Analog zum oben skizzierten Vorgehen werden diese elf Kategorien zu den drei Oberkategorien „tierisch“, „pflanzlich“ und „Milch(produkte)“ aggregiert. Dass Milch(produkte) der tierischen Kategorie entnommen und einzeln ausgewiesen werden, erklärt sich durch das vergleichsweise hohe Produktionsvolumen und die – relativ gesehen – geringen externen Effekte von Milch(produkten). Da der gewichtete Durchschnitt einer Oberkategorie seine Gewichtung durch die Produktionsmengen der einfließenden Unterkategorien erhält, würde die Milch den gewichteten Durchschnitt der tierischen Kategorie somit verzerren.

Bis zur Stufe dieser drei Oberkategorien lassen sich zunächst lediglich Daten zu den externen Effekten der konventionellen Landwirtschaft aggregieren. Eine metaanalytische Ableitung entsprechender Daten der biologischen Landwirtschaft findet erst für die Oberkategorien „pflanzlich“, „tierisch“ und

„Milch(produkte)“ statt und nicht auf der vorherigen Aggregierungsstufe der elf Lebensmittelkategorien¹.

2.5 Differenzierung zwischen biologischer und konventioneller Herstellung

Um zwischen biologischer und konventioneller Landwirtschaft differenzieren zu können, wird mittels einer Metaanalyse ermittelt, welcher prozentuale Unterschied bzgl. der Höhe externer Effekte der jeweiligen Treiber (Stickstoff, Treibhausgase, Energiebereitstellung) besteht. Dieser prozentuale Unterschied kann dann auf die bereits vorhandenen Daten von GEMIS angewandt werden, welche sich standardmäßig auf die konventionelle Landwirtschaft beziehen. Die Studienrecherche erfolgt dafür zunächst anhand von Referenzen aus bereits vorhandenen, fachlich geeigneten Metastudien, zudem mittels Stichwort-Suche in Recherchedatenbanken sowie Vorwärts- und Rückwärtssuche (forward and backward search) auf Basis der bisherigen Quellen.

Einbezogen werden Studien, die sich auf einen klimatisch und regulativ mit Deutschland vergleichbaren Rahmen beziehen, wie z.B. Studien aus dem europäischen Raum. Die relativen externen Effekte beider Landwirtschaftsformen werden in diesen Studien im Verhältnis zur Anbaufläche, also pro Hektar, verglichen. Nicht berücksichtigt werden Studien, die keinen Vergleich der beiden Produktionsmethoden beinhalten, sondern lediglich eine der beiden Methoden untersuchen. Auch werden Studien als für diese Metaanalyse irrelevant eingestuft, die die biologische Produktionsmethode nicht einzeln aufführen und sich beispielsweise lediglich auf integrierte Systeme beziehen.

Insgesamt wurden 40 Studien in die Berechnungen aufgenommen, die sich auf einen Zeitraum zwischen 1995 und 2018 beziehen. 10 der Studien betrachten ausschließlich die Milchproduktion, während die restlichen sich auf verschiedenste landwirtschaftliche Betriebsformen beziehen. 75% der einbezogenen Studien sind erschienen in peer reviewten Zeitschriften. Von allen Ergebnissen wurden 11 für deutsche Betriebe erhoben, die restlichen Studien sind für Betriebe im europäischen Raum erarbeitet.

Der Vergleich zwischen biologischer und konventioneller Landwirtschaft erfolgt zusammenfassend für alle Lebensmittelkategorien, also pflanzliche und tierische Lebensmittel, mit der Ausnahme von Milch(produkten), die auch in diesem Fall gesondert betrachtet wird. Die Gründe für eine von der tierischen Kategorie getrennten Betrachtung wurden bereits aufgeführt (vgl. Kapitel 2.4). Dass es bzgl.

¹ Der Grund dafür wird am besten am Beispiel von Rindfleisch deutlich. Dieses verursacht von sämtlichen tierischen Produkten die höchsten relativen externen Kosten. Würde ein Vergleich zwischen biologischer und konventioneller Landwirtschaft bzgl. der externen Kosten für ein Kilogramm Rindfleisch durchgeführt werden, so wäre die relativen externen Kosten des biologischen Rindfleischs geringer. Zu dem gleichen Ergebnis kommt man bei allen anderen Produkten der tierischen Kategorie. Biologische Produkte würden im direkten Vergleich stets besser abschneiden. Würde man nun aber die aggregierten relativen externen Kosten der biologisch-tierischen Kategorie mit denen der konventionell-tierischen Kategorie vergleichen, so wären diese konträr dazu bei der konventionell-tierischen Kategorie geringer. Das ist dem Umstand geschuldet, dass die Produktionsmenge von biologischem Rindfleisch einen signifikant höheren Anteil an der biologisch-tierischen Kategorie hat, als die Produktionsmenge von konventionellem Rindfleisch an der konventionell-tierischen Kategorie. Die allgemein sehr hohen externen Kosten von Rindfleisch fließen folglich in der biologischen Kategorie stärker ein als in der konventionellen. Eine solche Verzerrung wird verhindert, indem eine Ableitung der biologischen Daten erst auf der Ebene der drei Oberkategorien erfolgt.

des Vergleichs der Produktionsmethoden von pflanzlichen und tierischen Produkten zu keiner gesonderten Betrachtung kommt, ist der unzureichenden Datenlage geschuldet.

Der dieser Studie zugrunde liegende Unterschied zwischen biologischer und konventioneller Produktion bei den drei betrachteten Treibern der externen Effekte ergibt sich schließlich über eine gleichgewichtete Durchschnittsbewertung der verwendeten Studien anhand des SJR (Scientific Journal Rating), der Anzahl jährlichen Zitationen und des Erscheinungsjahrs. Präzisiert ausgedrückt bedeutet dies: Je aktueller ein Paper ist und je höher dessen Reputation, desto stärker fließen dessen Ergebnisse in den gewichteten Durchschnittswert ein.

Die den o.g. Auswahlkriterien entsprechenden Studien vergleichen die externen Effekte der Produktionsmethoden in Bezug auf die Anbaufläche. Diese Studie fokussiert jedoch die externen Effekte pro Gewichtseinheit eines Lebensmittels. Aus diesem Grund wird zusätzlich der Ertragsunterschied pro Hektar zwischen biologischer und konventioneller Produktion berücksichtigt. Dieser Ertragsunterschied wurde aus drei umfassenden Metastudien (Ponti et al. 2012, Seufert et al. 2012, Ponisio et al. 2014) abgeleitet, welche auf die gleiche, zuvor beschriebene Weise zueinander gewichtet worden sind. Die Auswertung der Studien ergibt, dass der Ertrag bei biologischer Produktion um 15% geringer ist als bei konventioneller Produktion.

2.6 Monetarisierung der externen Effekte

Um den tatsächlichen ökonomischen Schaden der quantifizierten externen Effekte zu bestimmen, kommen sogenannte Kostensätze der einzelnen Treiber zur Anwendung. Diese beziffern die Höhe des Schadens für Mensch, Natur und Klima durch den Ausstoß einer Gewichtseinheit an Treibhausgasen, der Emission einer Gewichtseinheit Stickstoff sowie dem Verbrauch einer kWh elektrischer Energie.

Für die Treiber „Energiebereitstellung“ und „Treibhausgase“ werden Kostensätze des Umweltbundesamts verwendet (Umweltbundesamt 2012), für Stickstoff Kostensätze des European Nitrogen Assessment (Brink et al. 2011).

Eine Bestimmung von Umweltfolgekosten erfolgt zumeist unter Verwendung von Integrated Assessment Models zur umfangreichen Abbildung der Wechselwirkungen zwischen Klima- und sozioökonomischem System. In diesen Modellen werden verschiedene Kostenkategorien betrachtet, wobei die wichtigsten davon der Anstieg des Meeresspiegels, die Änderung des Energiebedarfs, die Wirkungen auf die Nahrungsproduktion und Landwirtschaft, die Änderung der Wasserverfügbarkeit, Gesundheitsschäden, Schäden an Ökosystemen sowie der Verlust biologischer Vielfalt sind. Aufbauend auf ein Kosten-Nutzen-analytisches Vorgehen (CBA, cost-benefit-analysis) ergibt sich ein adäquates Level an Emissionen (bzw. Schadstoffaustragung und sonstigen externen Effekten), sofern die marginalen Kosten der Emissionsminderung dem marginalen Schaden entsprechen, den sie verursachen. Bei der CBA lassen sich die Schadkosten bzw. externen Kosten somit als eine Abgabe bzw. Steuer auf ausgetragene Schadstoffe und Emissionen ausdrücken, die notwendig ist, um eine

optimale Reduktion dieser zu erwirken (Clarkson 2002, S. 7–9). Mithilfe dieser Kostensätze lassen sich also nun die relativen externen Kosten der jeweiligen Treiber bestimmen.

Zusätzlich zur Bestimmung der relativen Schadkosten erfolgt für jeden Treiber auch eine Betrachtung der gesamten externen Schadkosten für Deutschland, bezogen auf das Jahr 2016. Diese ergeben sich durch Multiplikation der relativen Schadkosten pro Kilogramm Produktgewicht mit den jährlichen Produktionsmengen der jeweiligen Nahrungsmittelkategorie. Es werden lediglich Produktionsmengen von Nahrungsmitteln berücksichtigt; Folglich fließen alle Pflanzen, die als Futtermittel, Energiepflanzen oder Sonstiges verwendet wurden, nicht mit ein. Auch aus anderen Ländern importierte Nahrungsmittel halten keinen Einzug in die Produktionsmengen. Diese jährlichen Produktionsmengen der deutschen Landwirtschaft für das Jahr 2016 sind in Abbildung 2 aufgeführt.

Produktionsmengen, 2016			
in 1000t		biologisch	konventionell
		2.115	92.910
pflanzlich	53.334	1.146	52.272
tierisch	9.072	175	8.901
Milch	32.550	795	31.736

Abbildung 2: Produktionsmengen der deutschen Landwirtschaft für 2016

Wie hoch ein jeder der verwendeten Kostensätze zu veranschlagen ist, wird in den Kapiteln der entsprechenden Treiber ausgeführt (vgl. Kap. 3 bis 5). Selbiges gilt für die Ergebnisse der Metadatenanalyse sowie die relativen externen Effekte und Preisaufschläge, welche sich aus der hier beschriebenen Methodik ergeben.

3. Externe Effekte – Treibhausgase

Die deutsche Landwirtschaft produziert primär drei unterschiedliche Treibhausgase, die von klimatischer Relevanz sind. Diese sind Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) (BMEL 2007, S. 1). Diese Gase tragen zum anthropogenen Treibhauseffekt und folglich zur globalen Erderwärmung bei. Wie stark diese Gase zum Treibhauseffekt beitragen, wird durch das Global Warming Potential (GWP) ausgedrückt. Das GWP eines Gases ergibt sich aus dessen Fähigkeit, Energie zu absorbieren sowie dessen Lebenszeit in der Atmosphäre (Forster et al. 2007, S. 133–134). Es wird stets relativ zu CO₂ angegeben, welchem ein GWP der Größenordnung eins zugeordnet wird. Dies verdeutlicht, warum bei Treibhausgasen synonym von CO₂-Äquivalenten gesprochen wird. Das GWP eines Treibhausgases sagt somit aus, um welchen Faktor es stärker als CO₂ zum Treibhauseffekt beiträgt. Bei einem standardmäßigen Zeithorizont von 100 Jahren hat CH₄ ein GWP von 28 und N₂O ein GWP von 265 (Myhre 2014, S. 731).

Die Landwirtschaft spielt sowohl in Deutschland als auch global eine entscheidende Rolle für den Klimaschutz. Im Jahr 2015 war die deutsche Landwirtschaft für 67 Millionen Tonnen CO₂-äquivalente

Emissionen verantwortlich, was rund 7,4% der gesamten anthropogenen Emissionen Deutschlands darstellt (Umweltbundesamt 2017, S. 70). Aus diesen 7,4% sind jedoch große Mengen an Emissionen ausgeklammert. Es fehlen Emissionen aus dem landwirtschaftlichen Verkehr, der Wärmeerzeugung, der Stickstoffdüngerherstellung und den Landnutzungsänderungen von Ackerland und Grünland. Werden diese mit einbezogen, verursacht die deutsche Landwirtschaft ca. 13% der gesamten Treibhausgas-Emissionen (Lünenbürger et al. 2013, S.4). Nach den Berechnungen von Noleppa (2012, S.29) verursacht der Bereich Ernährung in Deutschland sogar mehr Treibhausgas-Emissionen als der gesamte Verkehrssektor.

Bezüglich der Folgen von Treibhausgasen ist davon auszugehen, dass gefährliche anthropogene Störungen des Klimasystems nur verhindert werden können, wenn es gelingt, die Klimaerwärmung dauerhaft auf +2°C im Vergleich zu vorindustriellen Zeiten einzudämmen (Umweltbundesamt 2013). Dieses Ziel bis zum Jahr 2100 zu erreichen, wurde im Zuge des Paris Agreements mit breiter internationaler Zustimmung festgesetzt (UNFCCC 2016). Dafür jedoch müsste bis 2020 der höchste globale Emissionswert erreicht und die jährlichen Emissionen von da an bis zum Jahr 2050 auf unter die Hälfte im Vergleich zum Referenzjahr 1990 reduziert werden (Umweltbundesamt 2013). Somit ist auch in der Landwirtschaft eine umfassende Reduktion aller relevanten Treibhausgase (CO₂, CH₄, N₂O) dringend von Nöten. Dementsprechend setzt der Klimaschutzplan 2050 im Bereich der Landwirtschaft das Ziel, dass dort die Emissionen bis zum Jahr 2030 um 31-34% gegenüber dem Referenzjahr 1990 reduziert werden (Osterburg 2017).

Kohlenstoffdioxid (CO₂) entsteht in der Landwirtschaft durch mikrobiellen Abbau („Verfäulung“) sowie bei der Verbrennung von pflanzlichen Abfällen. Zudem werden erhebliche Mengen Kohlenstoffdioxid in die Atmosphäre freigesetzt, welche zuvor in Böden gebunden waren (Smith et al. 2007, S. 501). Auch indirekte CO₂-Emissionen sind hier von quantitativer Relevanz. Hierzu zählen Emissionen des landwirtschaftlichen Verkehrs, der Wärmeerzeugung (Energieemissionen) sowie Emissionen aus der Produktion von Stickstoffdünger (BMEL 2007). Methan (CH₄) entsteht bei der Kompostierung bzw. Umwandlung von organischen Stoffen in sauerstoffarmen Umgebungen, also hauptsächlich während der Verdauung von wiederkäuenden Nutztieren (Smith et al. 2007, S. 505–513). Lachgas (N₂O) entsteht in der Landwirtschaft vor allem aufgrund von direkten Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden und indirekten Emissionen aus Vorleistungen. Die Emissionen aus der Bodennutzung stellen hier die quantitativ bedeutendste Kategorie dar. Diese entstehen aufgrund eines Überschusses an Stickstoff im Boden, den die Pflanze nicht verwerten kann. Der erhöhte Einsatz von (sowohl industriellem als auch tierischem) Dünger führt folglich zu einer erhöhten N₂O-Produktion (Mosier et al. 1998, S. 228).

Durch die EG-Öko-Basisverordnung (2013) ist die Verwendung von mineralischem Stickstoffdünger in ökologischen Landbetrieben verboten. Deshalb kommt es hier im Vergleich zu konventionellen Betrieben – insbes. aufgrund der vermiedenen direkten (aus dem Boden) und indirekten Emissionen (aus der Produktion) – zu deutlich weniger CO₂-Emissionen. Wenngleich die Frage, inwieweit

tierischer Dünger bei den direkten Bodenemissionen weniger N₂O verursacht als Stickstoffdünger, zur Diskussion steht (Cole et al. 1997, S. 226), werden bei ökologischen Betrieben erhebliche indirekte N₂O-Emissionsmengen aus der Produktion vermieden. Bei Methan-Emissionen führen die Vorschriften der EG-Öko-Basisverordnung zu keinem signifikanten Unterschied bei einem Vergleich der ökologischen und konventionellen Landwirtschaft. In der Tendenz sind die produktbezogenen Methan-Emissionen tierischer Produkte bei der konventionellen Landwirtschaft geringer, was durch höhere Milchleistungen (Hülsbergen 2013, S. 203) und kürzere Lebenszeiten der Kühe (Blank et al. 2013) resultiert.

Innerhalb der bereits definierten Systemgrenzen werden alle drei klimarelevanten Gase quantitativ für die zuvor genannten Kategorien betrachtet. Die Emissionsdaten aus GEMIS beziehen sich jedoch lediglich auf die konventionelle Produktionsweise. Um nun auf entsprechende Emissionsdaten der biologischen Produktionsweise zu schließen, wird in einer Metaanalyse der Unterschied zwischen biologischer und konventioneller Produktionsweise hinsichtlich der THG-Emissionen ermittelt. Die Metaanalyse wird mit zwei Schwerpunktsetzungen durchgeführt: Einmal fokussiert auf die Kategorie Milch, die sich im Ergebnis auf vier Veröffentlichungen fokussiert (Haas et al. 2001; Dalgaard et al. 2006; Bos et al. 2007; Thomassen et al. 2008), und daneben mit dem Fokus auf die verbleibenden pflanzlichen und tierischen Produkte. Resultierend können hier elf Quellen als Basis dienen (Haas und Köpke 1995; Reitmayr 1995; SRU 1996; Flessa et al. 2002; Basset-Mens und van der Werf 2005; Casey und Holden 2006; Küstermann et al. 2008; Cooper et al. 2011; Tuomisto et al. 2012; Aguilera et al. 2015a,b). Diese Studien werden jeweils, wie in Kapitel 2.5 beschrieben, anhand ihres SJR, Erscheinungsjahres und ihrer jährlichen Zitationen zueinander gewichtet. Aus diesen Primärquellen resultierend emittiert die ökologische Produktion im Vergleich zur konventionellen Herstellung 27% weniger THG bei Milch und 36% weniger THG bei der restlichen Lebensmittelproduktion. Dieser Vergleich bezieht sich – auch hier auf die relativen verursachten Emissionsmengen pro Kilogramm Produktgewicht.

Um Emissionsdaten für die biologische Produktionsweise zu erhalten, werden die Emissionsdifferenzen mit den bereits vorhandenen GEMIS-Daten in Bezug gesetzt. Ein Emissionsvergleich der relativen Emissionsmengen (kgCO₂eq/kgProd) für die aggregierten Oberkategorien ist aus Abbildung 3 ersichtlich.

CO₂eq-Emissionen, 2016		
in kgCO ₂ eq/kgProd	biologisch	konventionell
	1,09	1,63
pflanzlich 0,20	0,13	0,20
tierisch 12,08	8,91	12,14
Milch 1,03	0,76	1,04

Abbildung 3: Relative CO₂ äquivalente Emissionen (2016); bezogen auf Deutschland

Tierische Produkte verursachen mit 12,08 kgCO₂eq/kgProd mit Abstand am meisten CO₂-äquivalente Emissionen in der Herstellung. Es folgt die Produktkategorie Milch mit 1,03 kgCO₂eq/kgProd und die pflanzliche Kategorie mit 0,20 kgCO₂eq/kgProd. In jeder Produktkategorie verursachen biologisch hergestellte Lebensmittel weniger Emissionen als deren konventionell hergestellte Counterparts. Im Durchschnitt verursacht die biologische Herstellung 1,09 kgCO₂eq/kgProd und die konventionelle Herstellung 1,63 kgCO₂eq/kgProd, wobei jeweils der tierischen Produktkategorie die höchsten relativen Emissionsmengen (8,91 kgCO₂eq/kgProd bei der biologischen und 12,14 kgCO₂eq/kgProd bei der konventionellen Herstellung) zugeschrieben werden können. Die geringsten relativen Emissionsmengen werden jeweils bei pflanzlichen Lebensmitteln mit 0,13 kgCO₂eq/kgProd für die biologische und 0,20 kgCO₂eq/kgProd für die konventionelle Herstellung emittiert. In der Produktkategorie Milch werden durchschnittlich 0,76 kgCO₂eq/kgProd bei biologischer und 1,04 kgCO₂eq/kgProd bei konventioneller Herstellung emittiert.

Um die quantitativen Mengen in eine monetäre Einheit umzuwandeln, werden diese mit einem mengenbezogenen Kostensatz verrechnet, der dem Richtwert des Umweltbundesamtes entspricht (Umweltbundesamt 2012). Dieser beziffert sich auf 80€/tCO₂eq und basiert auf einer Metastudie aus dem Jahr 2009, welche 62 Kostensätze von CO₂-Äquivalenten verglich (Kuik et al. 2009).

Die externen Kosten der zuvor festgelegten Lebensmittelkategorien ergeben sich, indem die relativen Emissionsmengen der entsprechenden Kategorien mit dem (auf das Referenzjahr 2016 bezogenen) inflationsbereinigten Kostensatz von 85,96 €/tCO₂eq multipliziert werden. Diese sind in Abbildung 4 dargestellt.

THG Externe Kosten 2016, DE			
in €/kgProd		biologisch	konventionell
		0,09 €	0,14 €
pflanzlich	0,02 €	0,01 €	0,02 €
tierisch	1,04 €	0,77 €	1,04 €
Milch	0,09 €	0,07 €	0,09 €

Abbildung 4: Relative externe Kosten (2016) durch THGs

Werden die externen Kosten ins Verhältnis zu den entsprechenden Erzeugerpreisen der Kategorien gesetzt, ergibt sich der Preisaufschlag, welcher aus einer Implementierung (Internalisierung) der externen Kosten resultieren würde. In Abbildung 5 sind ebendiese prozentualen Preisauflschläge aufgeführt.

THG Preisauflschlag			
in %		biologisch	konventionell
		12%	40%
pflanzlich	11%	2%	11%
tierisch	56%	22%	57%
Milch	33%	14%	34%

Abbildung 5: Aus THGs resultierende Preisauflschläge auf die Erzeugerpreise

Die gesamten externen Kosten für Deutschland in einem Jahr, dargestellt in Abbildung 6, entstehen durch Multiplikation der relativen externen Kosten (Abbildung 4) mit den jährlichen Produktionsmengen (Abbildung 2). Daraus ergeben sich jährliche externe Kosten in Höhe von über 13 Mrd. Euro.

THG Externe Kosten 2016, DE, GESAMT		
in Mio €	biologisch	konventionell
	199	13.036
pflanzlich 925	13	912
tierisch 9423	134	9.289
Milch 2.887	52	2835
GESAMT		13.235 Mio €

Abbildung 6: Gesamte externe Kosten (2016) durch THGs

4. Externe Effekte – Energie

Durch die Bereitstellung von Energie für die Landwirtschaft werden Schadgasemissionen freigesetzt, welche negative Auswirkungen für Mensch und Natur hervorrufen. Diese Gase umfassen hauptsächlich Kohlenstoffdioxid (CO₂), Methan (CH₄), Distickstoffmonoxid (N₂O), Ammoniak (NH₃) und Stickstoffdioxid (NO₂) (Bockisch et al. 2000, S.10). Die resultierenden externen Effekte sind vielfältig und können bezüglich ihres Ursprungs nach direktem und indirektem Energieinput unterschieden werden. Treibhauseffekte von CO₂, CH₄ und N₂O, und somit alle negativen Auswirkungen auf das Klima, werden in diesem Kapitel nicht betrachtet, da dies bereits im vorigen Kapitel zu den Treibhausgasen geschehen ist und so keine ungewollte Doppelzählung stattfindet.

Unter direktem Energieinput versteht man Energie, die für die Herstellung eines landwirtschaftlichen Produkts benötigt wird. In der Landwirtschaft werden vorwiegend elektrische Energie in Form von Strom (hauptsächlich in der Viehhaltung), Treibstoff in Form von Diesel (vorwiegend für den Ackerbau) sowie Heizöl und Erdgas (z.B. für die Beheizung der Gebäude) verwendet (Klepper 2011, S.20). Indirekter Energiebedarf ergibt sich aus der Herstellung und Bereitstellung der Betriebsmittel und Aktivitäten. Er umfasst somit vorgelagerte Prozesse. Dazu zählen Pflanzenschutzmittel, Handelsdünger, Futtermittel in der Viehhaltung und Saat- und Pflanzengut im Ackerbau (Bockisch et al. 2000, S.35). Energie für den Bau von Gebäuden sowie für die Herstellung von Maschinen wird in den meisten Bilanzierungen der indirekten Energien nicht miteinbezogen. Dieser Anteil fällt mit ca. zwei Prozent des gesamten Energieverbrauchs kaum ins Gewicht (Liska et al. 2009 zit. in: Klepper 2011, S.21) und wird auch in dieser Studie vernachlässigt.

Der Energieverbrauch Deutschlands lag im Jahr 2016 bei 648 Terrawattstunden (AGEB 2016). Betrachtet man die Stromerzeugung in Deutschland, so nimmt Strom aus konventionellen Energiequellen hierbei noch immer die bedeutendste Rolle ein. Demnach werden 41,1% des Stroms aus der Verbrennung von Stein- und Braunkohle gewonnen und 12,1% aus Erdgas. Ein großer Teil der Erzeugung – 29,5% – lässt sich erneuerbaren Energiequellen zuordnen. Atomkraft trägt aktuell noch

ca. 13% zum deutschen Strommix bei (AGEB 2016). Die während der Erzeugung des Stroms verursachten externen Effekte unterscheiden sich in ihrer Höhe bei einem Vergleich dieser unterschiedlichen Energiequellen. Hauptursachen für Umweltschäden durch die Stromerzeugung aus Kohle sind die von Kraftwerken emittierten Luftschadstoffe. Zu diesen Emissionen zählen „Kohlendioxid (CO₂), Schwefeldioxid (SO₂), Stickstoffdioxid (NO₂), Ozon (O₃), Fluorwasserstoffsäure (HF), Peroxyacetylnitrat (PAN) und Feinstaub“ (Friedrich 2005, S. 9–10; Krewitt 2002, S. 7-14 zit. in: Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages, 2006, S. 11). Atemwegserkrankungen durch erhöhte Feinstaubkonzentrationen machen dabei den Großteil der externen Kosten aus. Diese resultieren primär durch das Einatmen von Feinstaub. Dieser wird zum einen durch das Kraftwerk selbst emittiert, entsteht zum anderen aber auch durch die Umwandlung von SO₂ und NO₂ zu Sulfat- und Nitrataerosolen. Die Umweltfolgen der Stromerzeugung aus Erdgas resultieren aus denselben Luftschadstoffen, die auch bei Kohlekraftwerken emittiert werden. Jedoch entstehen hierbei pro Kilowattstunde deutlich geringere externe Kosten als bei der Stromerzeugung aus Kohle, da insbesondere neuere Gas- und Dampfturbinen-Kraftwerke einen im Allgemeinen höheren Wirkungsgrad haben. Atomkraftwerke stoßen im Gegensatz zu konventionellen Kraftwerken keine nennenswerten Luftschadstoffe wie CO₂ oder SO₂ aus. Allerdings entstehen trotz vieler Sicherheitsmaßnahmen Umweltschäden durch die Emission radioaktiver Stoffe bei der Uranerzgewinnung, dem Kraftwerksbau, dem Betrieb und der Endlagerung. Die resultierenden externen Kosten sind jedoch deutlich geringer als jene, die durch Schadstoffemissionen bei der Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern entstehen. Neben relativ kalkulierbaren Umweltschäden in Folge von radioaktiven Emissionen ist auch die Gefahr eines atomaren Super-GAU (Größter Anzunehmender Unfall) vorhanden, welcher ein immenses Schadenspotential mit sich bringt. Erneuerbare Energieträger operieren während des Betriebs emissionsfrei. Jedoch treten bei vorgelagerten Prozessen negative externe Effekte auf. Der Bau und die Ressourcenallokation für Windkraft-, Photovoltaik- und Wasseranlagen sind mit Emissionen von Luftschadstoffen durch den Einsatz fossiler Energieträger und Eingriffen in Ökosysteme verbunden. Gerade bei Wasserkraftanlagen fällt der letztgenannte Punkt stark ins Gewicht, da der Bau von Stauseen und Dämmen einen erheblichen Eingriff in Flora und Fauna von Ökosystemen darstellt (Wissenschaftliche Dienste des Deutschen Bundestages 2006, S. 12–15). Bei der Energiebereitstellung für die Landwirtschaft fällt zudem Diesel als Energieträger ins Gewicht, der u.a. beim Betrieb von landwirtschaftlichen Nutzfahrzeugen zum Einsatz kommt. Sowohl die Herstellung als auch die energetische Umwandlung von Diesel während des Verbrennungsprozesses ist mit der Freisetzung von Luftschadstoffen wie Stickstoffoxiden (NO_x) und Ozon (O₃) sowie Feinstaubpartikeln und Kohlenstoffdioxid (CO₂) verbunden (Runkel et al. 2016, S.25-33; Burger 2013, S.9f).

Der Datenbank GEMIS sind Werte für den Energieverbrauch eines breiten Spektrums an Lebensmitteln, jeweils unterteilt nach Energiearten, in kWh pro kg Nahrungsmittel zu entnehmen. Analog zu der Vorgehensweise bei den Treibhausgasen wird metaanalytisch vorgegangen, um

konventionellen und biologische Produktionsweise miteinander in Bezug setzen zu können. Dabei wird die Analyse erneut mit zwei Schwerpunktsetzungen durchgeführt. Zum einen auf Basis von fünf Quellen für die Kategorie Milch (MAFF 2000, Bos et al. 2007, Bos et al. 2014, Haas et al. 2001, Refsgaard et al. 1998), zum anderen für die verbleibenden pflanzlichen und tierischen Produkte auf Basis von 13 Quellen (MAFF 2000, SRU 1996, Küstermann et al. 2008, Alföldi et al. 1997, Haas und Köpke 1995, Reitmayr 1995, Deike et al. 2008, Basset-Mens und van der Werf 2005, Tuomisto et al. 2012, Loges et al. 2006, Gündogmus 2006, Refsgaard et al. 1998, Turhan et al. 2008). Daraus resultierend benötigt die ökologische Herstellung im Vergleich zur konventionellen Herstellung 39% weniger Energie bei Milch und 37% weniger Energie bei der übrigen Lebensmittelproduktion.

Um den quantitativen Mengen einen monetären Wert zuzuordnen, werden diese – analog zur Vorgehensweise bei Treibhausgasen (vgl. Kapitel 3) – mit einem mengenbezogenen Kostensatz des Umweltbundesamtes verrechnet (Schwermer et al. 2012). Dieser Kostensatz beschränkt sich ausschließlich auf Luftschadstoffe, da Klimakosten wie bereits an obiger Stelle beschrieben wegen Dopplungseffekten hier ausgeklammert werden. Hierbei werden die Schadkostensätze für jeden Energieträger einzeln aufgeführt. Lediglich für Kernkraft erhebt das UBA mit der beobachteten Volatilität der Kosten als Begründung selbst keine expliziten Werte. Um diesen Kostenfaktor dennoch mit einzubeziehen und die andernfalls entstehenden Kostenlücken sinnvoll zu ergänzen, wurde im Bereich Atomkraft eine Erweiterung der UBA-Kostensätze vorgenommen und nach erfolgter Metaanalyse eine Basis von vier Quellen ergänzt (Friedrich und Voss 1993; Hohmeyer 1994; Krewitt, 2002; Fiedler und Wronski 2015). Die entsprechenden Kostenfaktoren sind Abbildung 7 zu entnehmen.

Externe Kosten der Energieträger DE	
Energieträger	Kosten 2010 [€/ kWh]
Atomkraft	0,1434
Biomasse	0,0278
Braunkohle	0,0207
Erdgas	0,0102
Erdöl	0,0241
Photovoltaik	0,0062
Steinkohle	0,0155
Wasser	0,0014
Wind	0,0017

Abbildung 7: Externe Kosten der Energieträger

Nach der Aggregation der unterschiedlichen Lebensmittel-Datensätze aus GEMIS zu den in der Studie ausdifferenzierten Lebensmittelkategorien werden diese Energiemengen anschließend mit den Kostenfaktoren für jede spezifische Energieart verrechnet und pro Lebensmittelkategorie aufsummiert. Daraus resultieren die kategoriespezifischen externen Kosten der entsprechenden Lebensmittel. Die relativen externen Kosten, aufgeteilt nach Produktart, sind somit Abbildung 8 zu entnehmen.

Energie Externe Kosten 2016, DE			
in €/kgProd		biologisch	konventionell
		0,03 €	0,05 €
pflanzlich	0,02 €	0,00 €	0,01 €
tierisch	0,37 €	0,23 €	0,37 €
Milch	0,02 €	0,02 €	0,02 €

Abbildung 8: Relative externe Kosten (2016) aus Energie

Werden die externen Kosten – wiederum analog zum Vorgehen bei den THG – ins Verhältnis zu den entsprechenden Erzeugerpreisen der Kategorien gesetzt, ergibt sich der Preisaufschlag, welcher bei einer vollständigen Internalisierung der externen Kosten entstehen würde. In Abbildung 9 sind ebendiese prozentualen Preisaufschläge aufgeführt.

Energie Preisaufschlag			
in %		biologisch	konventionell
		4%	14%
pflanzlich	5%	1%	5%
tierisch	20%	7%	20%
Milch	9%	3%	9%

Abbildung 9: Aus Energie resultierende Preisaufschläge auf die Erzeugerpreise

Die gesamten externen Kosten, die für Deutschland pro Jahr entstehen, lassen sich schließlich durch Multiplikation der relativen externen Kosten (Abbildung 8) mit den jährlichen Produktionsmengen (Abbildung 2) quantifizieren. Daraus ergeben sich jährliche Folgekosten in Höhe von 4,525 Mrd. Euro, welche Abbildung 10 zu entnehmen sind.

Externe Kosten 2016, DE, GESAMT			
in Mio €		biologisch	konventionell
		57	4.468
pflanzlich	403	5	397
tierisch	3.327	39	3.288
Milch	795	12	783
		GESAMT	4.525 Mio €

Abbildung 10: Gesamte externe Kosten (2016) aus Energie

5. Externe Effekte – Stickstoff

Neben reaktionsträgem molekularem Stickstoff (N₂), welcher knapp 80% unserer atmosphärischen Gase ausmacht, kommt Stickstoff auch in Form des reaktiven Stickstoffs vor. Diese aktiven Verbindungen entstehen auf natürlichem Wege beispielsweise durch Blitzschläge oder biologische Stickstofffixierung. Allerdings wird heute in diesen natürlichen Kreislauf durch verschiedene menschliche Aktivitäten, wie zum Beispiel die Futter- und Nahrungsmittelproduktion, massiv eingegriffen (Galloway 1998). Der Großteil dieser reaktiven Stickstoffverbindungen kommt derzeit

aus anthropogenen Quellen – ein höherer Anteil als die Produktion durch alle natürlichen terrestrischen Systeme gemeinsam (Gruber und Galloway 2008). Reaktiver Stickstoff akkumuliert nun in diversen Umweltsystemen, da die Produktionsraten höher als die Reduktionsraten durch biologische Prozesse wie Denitrifizierung sind (Galloway et al. 2003). Die International Nitrogen Initiative (INI) und das Global Partnership on Nutrient Management bestätigen, dass in Europa – neben weiteren vergleichbaren Regionen – Probleme, besonders für die menschliche Gesundheit und die Balance der Ökosysteme, durch einen exzessiven Gebrauch bzw. Übereintrag an Nährstoffen entstehen (Sutton 2013).

Auch aufgrund der Veränderungen landwirtschaftlicher Praktiken zur Steigerung der Nahrungsmittelproduktion erhöht sich die Konzentration an reaktivem Stickstoff in unserer Umwelt stetig. Auch als Resultat der steigenden Nachfrage nach tierischem Eiweiß in der heute vorherrschenden Ernährungsweise wurden landwirtschaftliche Systeme mithilfe des Gebrauchs von künstlichen Düngern oder stickstofffixierenden Leguminosen und einem erhöhten Energieverbrauch bei der Erzeugung von Lebensmitteln enorm intensiviert. Hierfür spielte die Entwicklung des Haber-Bosch-Prozesses eine entscheidende Rolle, welcher zur Steigerung der Nährstoffversorgung der modernen Landwirtschaft entwickelt wurde und reaktionsträges N_2 – unter Einsatz von sehr großen Energiemengen – in reaktives NH_3 umwandelt. Der Prozess trägt in erheblichem Maße zur Akkumulation reaktiven Stickstoffs in der Atmosphäre bei (Galloway et al. 2003). Auch ohne die Schaffung größerer Anreize, tierische Abfälle zu recyceln, wird die globale Stickstoffbilanz stark beeinflusst (Cowling und Galloway 2002). Van der Hoek (1998) legt dar, dass die globale Stickstoffeffizienz im landwirtschaftlichen Sektor bei ca. 37% liegt, was bedeutet, dass der Rest in die Umwelt verloren geht. Wenngleich nur ca. 8% der global produzierten Stickoxide in Verbindung mit der Landwirtschaft zum Einsatz kommen (Godish et al. 2014), werden in Deutschland mehr als 60% des gesamten emittierten Stickstoffs der Landwirtschaft zugerechnet (Geupel und Frommer 2014).

Fünf Hauptprobleme für Mensch und Umwelt werden vom European Nitrogen Assessment (Sutton 2011) durch die hohe Stickstoffbelastung beschrieben: Die Gefährdung der Wasser- und Luftqualität, steigende Treibhausgasbilanzen, bedrohliche Zustände der Ökosysteme durch Biodiversitätsverluste sowie die Gefährdung der Bodenqualität (Sutton 2011). Die ökologischen Auswirkungen des reaktiven Stickstoffs sind so vielfältig, da Stickstoff auf diversen hydrosphärischen und atmosphärischen Pfaden durch verschiedene Umweltsysteme bewegt wird – dieser Effekt wird auch beschrieben als Stickstoff-Kaskade. Eine Stickstoffeinheit kann so eine Kaskade an Umweltbelastungen auslösen (Galloway et al. 2002; Erisman et al. 2013; Galloway et al. 2014;).

Die in dieser Studie betrachteten Stickstoffverbindungen sind Ammoniak (NH_3), Stickstoffdioxid (N_2O), Stickoxide (NO_x) und wasserlöslicher Stickstoff (in nachfolgenden Ausführungen mit N_r abgekürzt) wie Nitrat. Deren genaue Auswirkungen auf die Umwelt und den Menschen sollen im Folgenden beschrieben werden. Die menschliche Gesundheit wird derzeit durch steigende Konzentrationen an reaktivem Stickstoff in Wasser- und Luftmedien gefährdet. NO_2 ist beispielsweise

ein Haupttreiber des Abbaus an stratosphärischem Ozon und wird deshalb von Experten als Hautkrebserreger identifiziert (Struijs 2010; Sutton 2011.). Andere Verbindungen (NO_x und NH_3) wirken als Vorstufe für die Bildung von Feinstaub– was wiederum die Lungenfunktion beeinträchtigt oder als krebserregend eingestuft wird NO_x trägt zur Bildung von troposphärischem Ozon (O_3) bei – welches bei konstanter Belastung diverse Lungenkrankheiten hervorrufen kann und so mit erhöhten Atemwegserkrankungsraten und erhöhten Sterblichkeitsraten in Verbindung gebracht werden kann (Brink et al. 2011; Moldanova et al. 2011; Sutton 2013). Die Nachweislage zur Verbindungen zwischen Nitrat im Trinkwasser und Gesundheitseinschränkungen wie Krebsarten (z.B. Darm- oder Eileiterkrebs) oder der sogenannten Blausucht (Zyanose) erscheint noch umstritten; nichtsdestotrotz geht eine chronische Belastung mit höheren Nitratraten mit einem gesteigerten Risiko für diese Krankheitsbilder einher (Brink et al. 2011; Grizzetti 2011).

Auch auf Umweltsysteme können negative Auswirkungen aufgrund der erhöhten reaktiven Stickstoffemissionen beobachtet werden. Eutrophierung durch atmosphärische und hydrosphärische Stickstoff-Depositionen ist ein ernstzunehmendes Risiko für diverse Ökosysteme und wird als einer der fünf schädlichsten Effekte für die Biodiversität genannt (Sala et al. 2000). In aquatischen Systemen ist steigendes Algenwachstum eine Folge von erhöhten Nährstoffraten im Wasser. Dies zieht benachbarte Ökosysteme in Mitleidenschaft, da andere Pflanzen nunmehr unzureichend mit Sauerstoff versorgt werden können; ein Verlust von Lebensraum und Biodiversität folgt letztlich. Tote Zonen in Küstennähe oder im Süßwasser werden als drastischere Folgen von Eutrophierung bereits beobachtet. Ähnlich ist es bei terrestrischen Ökosystemen: schnellwachsende, nährstoffreiche Spezies haben hier Wachstumsvorteile, was wiederum in eine Reduzierung der Artenvielfalt mündet. Des Weiteren wird durch Veränderungen ihrer Ökosysteme, wie Bodenversauerung, Stress auf die empfindlicheren Spezies ausgeübt (Rabalais 2002; Sutton 2013; Matson et al. 2002).

Neben den Folgen für aquatische Ökosysteme werden auch Umweltauswirkungen auf die Luft festgestellt. NO_x und N_2O sind heute von großem ökologischem Anliegen, da sie die Grundbausteine vieler atmosphärischer Reaktionen sind (wie bereits a.o.S. beschrieben). Da N_2O eine sehr lange atmosphärische Lebensdauer hat und als thermisches Absorptionsmaterial fungiert, trägt es in großem Umfang zur Erderwärmung bei (vgl. Kapitel 3). Das Gas ist zudem hoch oxidativ und deshalb toxisch und korrosiv. Während NO_x troposphärisches Ozon erhöht, verringert N_2O das atmosphärische Ozon, was sich beides negativ auf Mensch und Umwelt auswirkt (Godish et al. 2014; Galloway et al. 2002).

Analog zur Methodik der beiden vorangehenden Treibern (vgl. Kapitel 3 und Kapitel 4) wurden für diese Studie die lebensmittelspezifischen Austragemengen von N_2O , NO_x und NH_3 in die Luft und von N_r ins Wasser aus der Datenbank GEMIS extrahiert und aggregiert. Wie auch bei Treibhausgasen und der Energiebereitstellung bedarf es einer Metaanalyse, um die über GEMIS verfügbaren konventionellen Daten auf Daten zur biologischen Produktionsweise übertragen zu können. Erneut erfolgt diese Analyse mit zweierlei Fokus: Einmal bezogen auf Milch, was zu einer Basis von 14

Quellen führt (Halberg et al. 1995; Dobbs und Smolik 1997; Dalgaard et al. 1998; Cederberg und Mattsson 2000; Hansen et al. 2000; Haas et al. 2001; Nielsen und Kristensen 2005; Dalgaard et al. 2006; Trydeman et al. 2006; Kelm et al. 2008; Korsæth 2008; Thomassen et al. 2008; Bos et al. 2014; Einarsson et al. 2018). Zum anderen bezogen auf die verbleibenden pflanzlichen und tierischen Produkte, was in einer Basis von 12 Quellen (Dalgaard et al. 1998; Hansen et al. 2000; Shepherd et al. 2003; Kolbe 2004; Loges et al. 2006; Acs et al. 2007; Aronsson et al. 2007; Boldrini et al. 2007; Kelm et al. 2008; Korsæth 2008; Anglade et al. 2015; Lin et al. 2016) resultiert. So sind Daten zu den Austragungsmengen der oben genannten Stickstoffverbindungen pro Kilogramm Produktgewicht verfügbar; wiederum aggregiert zu vier Oberkategorien „tierisch“, „pflanzlich“, „konventionell“ und „biologisch“.

Die Umwandlung dieser quantitativen Mengen in monetäre Werte erfolgt mittels Monetarisierung. Hierzu orientiert sich die Studie am Vorgehen des European Nitrogen Assessment (Sutton 2011), welches erstmals die Schadenskosten der Stickstoffemissionen Europas umfänglich beschreibt und sich dabei auf die bereits dargestellten Problematiken der Stickstoffemissionen bezieht. Anders als bei der Kalkulation der Treibhausgase haben reaktive Stickstoffverbindungen aufgrund ihrer Kaskadenwirkung keinen Äquivalenzfaktor, welcher deren Schadenswirkungen aggregiert ausdrückt. Deshalb wird im ENA sowie in folgenden Berechnungen jede reaktive Stickstoffverbindung einzeln monetarisiert. Die Kostenfaktoren des ENA werden für diese Studie insofern angeglichen, dass sie, wo möglich, präzisierend auf Deutschland bezogen werden. Für jede reaktive Stickstoffverbindung werden drei Kostenfaktoren definiert: Gesundheit, Ökosysteme und Klima. Aufgrund der thematischen Überschneidungen zur Berechnung der Treibhausgaskosten wurden die Klimakosten von N_2O in diesem Zusammenhang nicht beachtet, um eine Doppelkalkulation dieses Kostenfaktors zu vermeiden. Diese fließen bereits bei der Monetarisierung von Treibhausgasen in Kapitel 3 in die Berechnungen ein.

Zur Bestimmung der Kostenfaktoren werden die vorhergehend beschriebenen Implikationen auf Umwelt und menschliche Gesundheit mit verschiedenen Methoden bemessen. So werden beispielsweise zur Beschreibung der Gesundheitskosten Ansätze wie VOLY (value of life year) für die Wasserverschmutzung von N_r (van Grinsven 2010), WTP (willingness to pay) für die Luftverunreinigung durch NH_3 und NO_x (Brink et al. 2011) oder DALY (disability adjusted life years) für die gesundheitlichen Schadenseffekte von N_2O (Strujis et al 2010) herangezogen. So kann, bei Summierung der Schadenskosten an menschlicher Gesundheit und Umwelt, letztlich ein Kostenfaktor pro kg emittierten reaktiven Stickstoff errechnet werden (siehe Tab. 1).

	Gesundheit (€/kg N)	Ökosystem (€/kg N)	Gesamt (€/kg N)
NO _x	34,37	1,66	36,03
NH ₃	23,63	4,50	28,13
N ₂ O	2,15	- ²	2,15
N _r	1,5	16,21	17,71

Tabelle 1: Schadenskosten des European Nitrogen Assessment

Eine Verrechnung dieser Kostensätze mit den quantitativen Emissionsmengen der entsprechenden Stickstoffverbindungen für die jeweiligen Lebensmittelkategorien ergibt deren relative externe Kosten. In dieser Studie wird ausschließlich der Übereintrag von Stickstoff („Emissionsmengen“) quantifiziert und monetarisiert. Der Anteil des Stickstoffs, welcher tatsächlich als Pflanzennährstoff dient, ist aus der Berechnung ausgenommen, da dieser nicht in der Umwelt akkumuliert, sondern zum Pflanzenwachstum beiträgt. Die kategoriespezifischen externen Effekte sind in Abbildung 11 zusammengefasst.

Externe Kosten, 2016			
in €/kgProd		biologisch	konventionell
		0,19 €	0,26 €
pflanzlich	0,02 €	0,02 €	0,02 €
tierisch	2,15 €	1,84 €	2,15 €
Milch	0,14 €	0,09 €	0,14 €

Abbildung 11: Relative externe Kosten (2016) aus Stickstoffaustragung

Setzt man diese relativen externen Kosten wiederum ins Verhältnis zu den Erzeugerpreisen der jeweiligen Lebensmittelkategorien, ergeben sich die in Abbildung 12 dargestellten Preisaufschläge.

Preisaufschlag, Durchschnitt			
in %		biologisch	konventionell
		26%	75%
pflanzlich	11%	3%	12%
tierisch	116%	54%	119%
Milch	51%	19%	53%

Abbildung 12: Durch Stickstoffaustragung resultierende Preisaufschläge auf die Erzeugerpreise

Die gesamten externen Kosten für Deutschland pro Jahr lassen sich – analog zum Vorgehen bei den anderen Treibern – durch Multiplikation der relativen externen Kosten (Abbildung 11) mit den jährlichen Produktionsmengen (Abbildung 2) ermitteln. Daraus ergeben sich jährliche Folgekosten in Höhe von 24,972 Mrd. Euro, welche Abbildung 13 zu entnehmen sind.

² Lachgas (N₂O) wird im Verlauf des ENA nicht direkt mit einer Gefährdung der Ökosysteme in Verbindung gebracht, sondern vorwiegend mit dessen Treibhausrelevanz (vgl. Kapitel 3) bzw. dessen gefährdenden Eigenschaften für die menschliche Gesundheit.

Externe Kosten 2016, DE, GESAMT			
in Mio €		biologisch	konventionell
		409	24.563
pflanzlich	982	18	964
tierisch	19.482	321	19.161
Milch	4.508	70	4.438
		GESAMT	24.972

Abbildung 13: Gesamte externe Kosten (2016) durch Stickstoff

6. Zusammenführung der Ergebnisse

Der beschriebenen Methodik folgend lassen sich nun – weiterhin bezogen auf das Referenzjahr 2016 – die in Abbildung 14 aufgeführten Preisaufschläge auf die jeweiligen Erzeugerpreise errechnen. Bei tierischen Produkten fallen jeweils die höchsten in Preisaufschlägen ausgedrückten Folgekosten an, gefolgt von Milch und pflanzlichen Produkten. Demnach müssten konventionell-tierische Produkte auf Erzeugerebene etwa dreimal so teuer sein, wie dies bisher der Fall ist. Der größte Anteil der Preisaufschläge ist jeweils auf den Treiber Stickstoff zurückzuführen, gefolgt von Treibhausgasen und der Energiebereitstellung. Des Weiteren wird deutlich, dass die aktuell vorherrschende Fehlbepricing bei konventionellen Produkten in allen Kategorien weitaus höher ausfällt als dies bei biologischen Produkten der Fall ist. Konkret ergeben sich auf Erzeugerebene folgende Preisaufschläge auf die Erzeugerpreise: 196% auf konventionell-tierische Produkte, 96% auf konventionelle Milch, 28% auf konventionell-pflanzliche Produkte, 82% auf biologisch-tierische Produkte, 35% auf biologische Milch und 6% auf biologisch-pflanzliche Produkte.

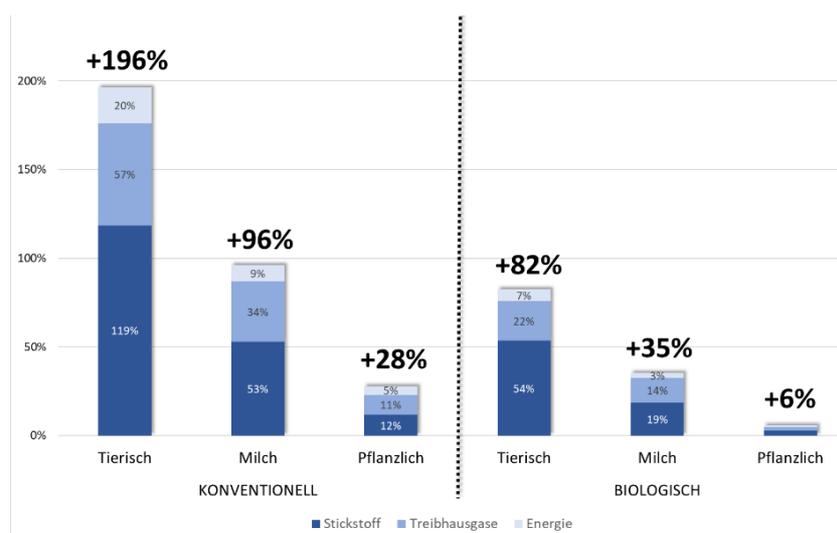


Abbildung 14: Preisaufschläge auf Erzeugerpreise bei Internalisierung externer Effekte aus Stickstoff, Treibhausgasen und Energiebereitstellung

Werden diese erzeugerpreisbezogenen Preisaufschläge in absolute, externe Kosten pro Kilogramm Produktgewicht übertragen, zeigen sich die folgenden Preisaufschläge: +3,57€/kg für konventionell-tierische Produkte, +0,25€/kg für konventionelle Milch(produkte), +0,04€/kg für konventionell-pflanzliche, +2,83€/kg für biologisch-tierische, +0,17€/kg für biologische Milch- und +0,03€/kg für biologisch-pflanzliche Produkte (Abbildung 15).

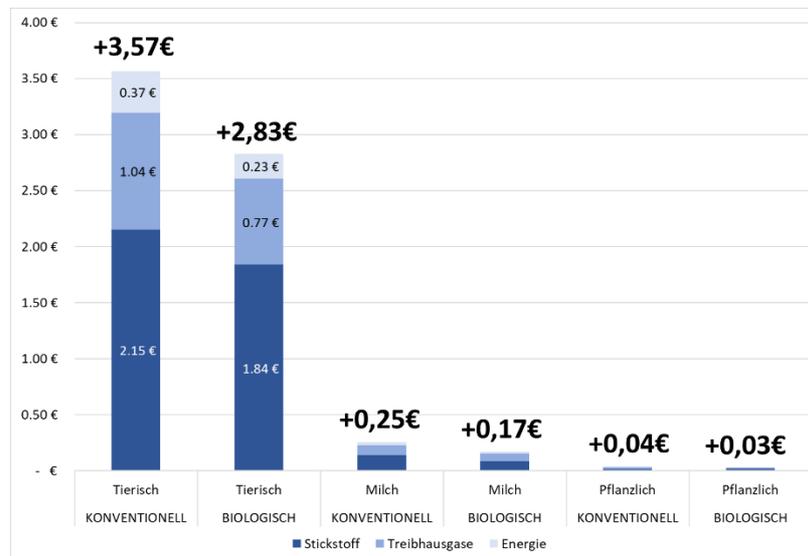


Abbildung 15: Preisaufschläge auf Erzeugerpreise bei Internalisierung externer Effekte aus Stickstoff, Treibhausgasen und Energiebereitstellung

Werden diese externen Kosten pro Kilogramm Produktgewicht in Bezug gesetzt zum Verbraucherpreis (Ladenpreis)³, fallen die resultierenden Preisaufschläge an diesem späteren Glied der food chain naheliegenderweise deutlich geringer aus als die zuvor dargestellten Aufschläge auf den Erzeugerpreis. Es ergeben sich Preisaufschläge in Höhe von 43% auf konventionell-tierische Produkte, 32% auf konventionelle Milch, 6% auf konventionell-pflanzliche Produkte, 18% auf biologisch-tierische Produkte, 12% auf biologische Milch und 1% auf biologisch-pflanzliche Produkte. Diese geringeren Preisaufschläge begründen sich durch die Tatsache, dass der Preis eines Lebensmittels von der Erzeuger- zur Verbraucherebene – aufgrund der dazwischen liegenden Glieder / Prozessschritte der food chain – ansteigt, die externen Kosten des Lebensmittels – welche in dieser Studie mit der Systemgrenze farmgate (vgl. Kapitel 2.3) erhoben wurden – sich jedoch nicht verändern. Somit ist das Verhältnis der externen Kosten zum Lebensmittelpreis auf Verbraucherebene geringer als auf Erzeugerebene. Die (absoluten) externen Kosten bleiben jedoch in derselben Höhe bestehen.

Die Höhe der externen Kosten und Preisaufschläge insbesondere tierischer Produkte ist u.a. durch die energieintensive Aufzucht der Nutztiere zu erklären, verbunden mit dem Futtermittelanbau, der

³ Die hierzu verwendeten Verbraucherpreise wurden unter Zunahme der Erlösanteile der Landwirte am Verbraucherpreis (Deutscher Bauernverband 2017, S. 23) von den Erzeugerpreisen abgeleitet.

Beheizung und Belüftung der Ställe sowie dem Metabolismus der Tiere. Diese Faktoren führen unter anderem zu einer bedeutend höheren Austragung von reaktivem Stickstoff und Treibhausgasen sowie einem höheren Energiebedarf als bei pflanzlichen Produkten. Insbesondere umweltschonende Praktiken biologischer Produktion wie der Verzicht auf mineralischen Stickstoffdünger beim Pflanzenanbau sowie ein geringerer Einsatz von industriell produziertem Kraftfutter bei der Nutztierhaltung führen in allen untersuchten Lebensmittelkategorien zu geringeren externen Kosten und Preisaufschlägen im Vergleich mit konventionellen Produktionspraktiken.

In Abbildung 16 sind abschließend die Unterschiede zwischen den biologischen und den konventionellen Lebensmittelpreisen (pro Kilogramm) jeweils vor und nach einer Internalisierung der externen Kosten aufgeführt. Über alle Lebensmittelkategorien hinweg ist zu beobachten, dass sich die Preisdifferenz zwischen beiden Produktionsweisen nach einer Internalisierung zugunsten der biologischen Alternative verringert. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die aktuelle Bepreisung biologischer Lebensmittel deren tatsächlichen Preis treffender wiedergeben. Demgegenüber erscheinen konventionelle Produkte tierischen Ursprungs deswegen als relativ billig, da die mit ihnen verbundenen, höheren Folgekosten aktuell nicht Eingang in die Preissetzung finden.

Am deutlichsten ist die Reduktion des Preisunterschieds zwischen biologisch und konventionellen Produkten tierischen Ursprungs zu erkennen: Während sich die Erzeugerpreise um 1,62€ pro kg tierischen Produkts unterscheiden bleibt nach Internalisierung der externen Kosten lediglich eine Preisdifferenz von 0,88€ pro kg tierischen Produkts, die Preisdifferenz verringert sich also um 0,84€ pro kg tierischen Produkts. Während diese Reduktion bei pflanzlichen Produkten eher marginal ausfällt ist auch bei Milch ebenfalls ein relativ großer Unterschied vor und nach Internalisierung der externen Kosten zu erkennen. Ein kg biologische Milch ist vor Berücksichtigung externer Effekte um 0,21€ teurer als ein kg konventionelle Milch. Werden externe Kosten internalisiert, so fällt diese Preisdifferenz um 0,08€ pro kg Milch auf 0,13€.



Abbildung 16: Preisunterschiede vor und nach der Internalisierung externer Effekte

Zur Erläuterung der sehr unterschiedlichen Höhe der externen Kosten sei ausgeführt, dass tierische Produkten (konventionell und ökologisch) insbesondere durch die energieintensive Aufzucht der Nutztiere sehr arbeits- und rohstoffintensive Produktionszyklen durchlaufen und so zu höheren Externalitäten führen. Zu diesen Produktionsabläufen zählen Futtermittelanbau, Beheizung und Belüftung der Ställe sowie der Metabolismus der Tiere. Diese Faktoren führen unter anderem zu einer bedeutend höheren Austragung von reaktivem Stickstoff und Treibhausgasen sowie einem höheren Energiebedarf als bei pflanzlichen Produkten. Beim Vergleich konventioneller mit ökologischen Produktionspraktiken können zwei Hauptgründe für die Unterschiede der externen Kosten identifiziert werden: der Verzicht auf mineralischen Stickstoffdünger beim Pflanzenanbau sowie ein geringerer Einsatz von industriell produziertem Kraftfutter bei der Nutztierhaltung in allen untersuchten Lebensmittelkategorien führt bei ökologisch hergestellten Produkten zu geringeren externen Kosten und Preisaufschlägen.

Zur allgemeinen Verständlichkeit sei angemerkt, dass die externen Effekte, die sich in den hier berechneten Preisaufschlägen widerspiegeln (Treibhausgasemissionen, Stickstoffaustragung, Energiebereitstellung), stets – in der ein oder anderen Weise – anfallen und beglichen werden müssen; und das unabhängig davon, ob entsprechende Preisaufschläge auf Lebensmittel eingeführt werden oder nicht. Jedoch verteilen sich derzeit die externen Schadkosten nicht gerecht auf alle Marktteilnehmer. Vereinfacht ausgedrückt stellt sich das wie folgt dar: Konsumiert eine Person A beispielsweise eine besonders hohe Menge an tierischen Produkten, „verursacht“ diese Person A durch seine Konsumentenscheidung eine höhere Menge an externen Schadkosten als Person B, die komplett auf tierische Produkte verzichtet. Die Verteilung der gesamten externen Schadkosten auf Person A und

B erfolgt jedoch völlig unabhängig von deren persönlichen Konsumentenscheidungen. Die hier vorgestellten Preisaufschläge stellen eine Möglichkeit dar, externe Effekte eines Produkts mittels entsprechender Preisaufschläge zu internalisieren sodass der Konsument für die vollständigen Kosten seiner Konsumentenscheidungen aufkommt. Eine solche Verteilung der externen Kosten auf die Marktteilnehmer wird umso „gerechter“, je mehr Treiber bei der lebensmittelspezifischen Bestimmung externer Kosten inkludiert werden.

Treiber, welche in dieser Studie berücksichtigt wurden, umfassen zunächst die drei großen Schadenseffekte Treibhausgasemissionen, Energieverbrauch und reaktive Stickstoffemissionen durch die Herstellung landwirtschaftlicher Produkte zum menschlichen Verzehr. In diesen drei Schadenskategorien sind jedoch indirekt weitere, untergeordnete Treiber integriert. So verursachen Treibhausgasemissionen Klimaschäden. Die Bereitstellung von Energie zur Lebensmittelherstellung verursacht vor allem Luftverschmutzung und kann die menschliche Gesundheit gefährden. Zudem verursachen reaktive Stickstoffemissionen Biodiversitätsverluste, Schäden an Ökosystemen, Gesundheitsschäden und die Verschmutzung des Trinkwassers.

Aufgrund von unzureichender Datenlage konnten dennoch einige weitere, wichtige Treiber in dieser Studie nicht berücksichtigt werden. Hervorzuheben sind in diesem Sinne die Treiber Pestizid- und Antibiotikaaanwendung in der Landwirtschaft. Die existierende Datenbasis bzgl. der Kostenblöcke für Pestizide oder Antibiotikaresistenzen, welche Gesundheitskosten, Regulierungskosten oder Verwaltungs- und Überwachungskosten darstellen können, ist leider aktuell unzureichend und nicht genügend differenziert zur Berücksichtigung in vorangegangenen Berechnungen. Zahlreiche Studien (Waibel und Fleischer 1998; Leach und Mumford 2008; Taylor et al. 2014) deuten jedoch darauf hin, dass diese Treiber Schäden in signifikanter Höhe verursachen. Hieraus resultiert ein deutlicher Appell an Wirtschaft, Politik und Wissenschaft, diese noch relativ ungenauen Bereiche zugänglicher und adäquat rezipierbar zu gestalten – sei dies mittels differenzierter Datensätze / Primärdaten oder mittels einer weiter ausdifferenzierten Forschungsagenda.

7. Implikationen und Ausblick

Abschließend sei darauf hingewiesen, dass die Identifizierung der Diskrepanz zwischen derzeitigem Marktpreis und wahren Wert der Güter, inklusive der verursachergerechten Differenzierung zwischen verschiedenen Lebensmittelkategorien, bislang ein Novum in der Literatur darstellt. Es ist davon auszugehen, dass eine hierauf fußende, tatsächliche Einführung von kategoriespezifischen Preisaufschlägen, Abgaben oder anderer geeigneter wirtschaftspolitischer Maßnahmen zu einer deutlichen Reduktion negativer Umweltauswirkungen der Landwirtschaft führen würde. Das lässt sich u.a. durch ein (aus der Preiselastizität der Nachfrage bei normalen Gütern resultierendes) verändertes Kaufverhaltens der Konsumenten valide annehmen. Zudem ließen sich zusätzliche Einnahmen durch verursacher-differenzierte Preisaufschläge zur Vermeidung und Beseitigung negativer externer Effekte

sowie zur Besserstellung von Nahrungsmitteln mit relativ geringen Umweltfolgekosten nutzen. Der hier vorgestellte Ansatz stellt einen Beitrag zur Kostenwahrheit dar, welcher – bereits bei einer teilweise Umsetzung – durch die Verringerung aktueller Marktfehler zudem zu einer gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrtssteigerung führen würde.

Augsburg, im September 2018

Dr. Tobias Gaugler und Amelie Michalke

unter Mitarbeit von

Fabian Fitzler und Maximilian Pieper

Arbeitsgruppe „Märkte *für* Menschen“

Universität Augsburg

Literaturverzeichnis

- Acs, S.; Berentsen, P. B.M.; Wolf, M. de; Huirne, R. B.M. (2007): Comparison of Conventional and Organic Arable Farming Systems in the Netherlands by Means of Bio-Economic Modelling. In: *Biological Agriculture & Horticulture* 24 (4), S. 341–361. DOI: 10.1080/01448765.2007.9755032.
- AGEB e.V. (2016): STROMMIX 2016: STROMERZEUGUNG IN DEUTSCHLAND. Anteil der Energiequellen an der Bruttostromerzeugung. Online verfügbar unter: <https://1-stromvergleich.com/strom-report/strommix/#strommix-2016-deutschland>. Zuletzt geprüft am 08.05.2018
- Aguilera, E.; Guzmán, G.; Alonso, A. (2015a): Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. In: *Agronomy for Sustainable Development* 35 (2), S. 713-724. DOI: 10.1007/s13593-014-0267-9.
- Aguilera, E.; Guzmán, G.; Alonso, A. (2015b): Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards. In: *Agronomy for Sustainable Development* 35 (2), S. 725-737. DOI: 10.1007/s13593-014-0265-y.
- Alföldi, T.; Spiess, E.; Niggli, U.; Besson, J.-M (1997): Energiebilanzen für verschiedene Kulturen bei biologischer und konventioneller Bewirtschaftung. In: *Ökologie & Landbau* 25 (1), S. 39-42.
- AMI (Agrarmarkt Informations-Gesellschaft) (2017a): AMI Markt Report - Fakten und Trends 2017. Bonn, AMI
- AMI (Agrarmarkt Informations-Gesellschaft) (2017b): AMI-Marktbilanz Öko-Landbau 2012 : Daten, Fakten, Entwicklungen ; Deutschland, EU. Bonn, AMI
- Anglade, J.; Billen, G.; Garnier, J.; Makridis, T.; Puech, T.; Tittel, C. (2015): Nitrogen soil surface balance of organic vs conventional cash crop farming in the Seine watershed. In: *Agricultural Systems* 139, S. 82–92. DOI: 10.1016/j.agsy.2015.06.006.
- Aronsson, H.; Torstensson, G.; Bergström, L. (2007): Leaching and crop uptake of N, P and K from organic and conventional cropping systems on a clay soil. In: *Soil Use & Management* 23 (1), S. 71–81. DOI: 10.1111/j.1475-2743.2006.00067.x.

- Basset-Mens, C.; van der Werf, H. M.G. (2005): Scenario-based environmental assessment of farming systems. The case of pig production in France. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 105 (1-2), S. 127-144. DOI: 10.1016/j.agee.2004.05.007.
- Blank, Britta; Schaub, Dagmar; Paulsen, Hans Marten; Rahmann, Gerold (2013): Vergleich von Leistungs- und Fütterungsparametern in ökologischen und konventionellen Milchviehbetrieben in Deutschland. In: *Landbauforschung* 63 (1), S. 21–28.
- Bockisch, F.J., Ahlgrimm, H.J., Böhme, H., Bramm, A., Dämmgen, U., Flachowsky, G., Heinemeyer, O., Höppner, F., Murphy, D., Rogasik, J., Röver, J. und Sohler, S. (2000): Bewertung von Verfahren der ökologischen und konventionellen landwirtschaftlichen Produktion im Hinblick auf den Energieeinsatz und bestimmte Spurengasemissionen. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* 211, 206.
- BMEL, Bundesministerium für Umwelt und Landwirtschaft (2007): Deutscher Bundestag Drucksache 16/5346. Antwort der Bundesregierung auf die kleine Anfrage der Abgeordneten Bärbel Höhn, Hans-Josef Fell, Cornelia Behm, Ulrike Höfken und der Fraktion Bündnis 90/Die Grünen, Drucksache 16/5346, zuletzt geprüft am 27.01.2018.
- Boldrini, A.; Benincasa, P.; Tosti, G.; Tei, F.; Guiducci, M. (2007): Apparent N balance in organic and conventional low input cropping systems. Poster: 3rd QLIF Congress: Improving Sustainability in Organic and Low Input Food Production Systems, University of Hohenheim, Germany, März 20-23, 2007.
- Bos, J.; Haan, J.; Sukkel, W.; Schils, R. L. M. (2007): Comparing energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. Vortrag: 3rd QLIF Congress: Improving Sustainability in Organic and Low Input Food Production Systems, University of Hohenheim, Germany, März 20-23, 2007.
- Bos, J.; Haan, J.; Sukkel, W.; Schils, R. (2014): Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. In: *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* 68, S. 61-70. DOI: 10.1016/j.njas.2013.12.003.
- Brink, C.; van Grinsven, H.; Jacobsen, B. H.; Rabl, A.; Gren, I.-M.; Holland, M.; ... Webb, J. (2011). Costs and benefits of nitrogen in the environment. Hg. v. Cambridge University Press. Online verfügbar unter: http://www.nine-esf.org/files/ena_doc/ENA_pdfs/ENA_c22.pdf. Zuletzt geprüft am 06.09.2018

- Burger, A. (2013): Schätzung der Umweltkosten in den Bereichen Energie und Verkehr. Empfehlungen des Umweltbundesamtes. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/hgp_umweltkosten_0.pdf. Zuletzt geprüft am 07.05.2018
- Casey, J. W.; Holden, N. M. (2006): Greenhouse gas emissions from conventional, agri-environmental scheme, and organic Irish suckler-beef units. In: *Journal of environmental quality* 35 (1), S. 231-239. DOI: 10.2134/jeq2005.0121.
- Cederberg, C.; Mattsson, B. (2000): Life cycle assessment of milk production — a comparison of conventional and organic farming. In: *Journal of Cleaner Production* 8 (1), S. 49–60. DOI: 10.1016/S0959-6526(99)00311-X.
- Clarkson, Richard; Deyes, Kathryn (2002): Estimating the Social Cost of Carbon Emissions. Hg. v. Department of Environment Food and Rural Affairs. Online verfügbar unter <http://www.civil.uwaterloo.ca/maknight/courses/CIVE240-05/week3/carbon%20social%20cost.pdf>.
- Cole; Duxbury; Freney; Heinemeyer; Minami; Mosier; Paustian; Rosenberg; Sampson; Sauerbeck; Zhao (1997): Global estimates of potential mitigation of greenhouse gas emissions by agriculture. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (Volume 49, Issue 1–3), S. 221–228. Online verfügbar unter <https://link.springer.com/article/10.1023%2FA%3A1009731711346>.
- Cooper, J. M.; Butler, G.; Leifert, C. (2011): Life cycle analysis of greenhouse gas emissions from organic and conventional food production systems, with and without bio-energy options. In: *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* 58 (3-4), S. 185-192. DOI: 10.1016/j.njas.2011.05.002.
- Cowling, E. B.; Galloway, J. N. (2002): Challenges and opportunities facing animal agriculture. Optimizing nitrogen management in the atmosphere and biosphere of the Earth1. In: *Journal of Animal Science* 80 (E-suppl_2), E157-E167. DOI: 10.2527/animalsci2002.80E-Suppl_2E157x.
- Dalgaard, T.; Halberg, N.; Sillebak K. (1998): Can organic farming help to reduce N-losses? In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 52 (2), S. 277–287. DOI: 10.1023/A:1009790722044.

- Dalgaard, R.; Halberg, N.; Kristensen, Ib S.; Larsen, I. (2006): Modelling representative and coherent Danish farm types based on farm accountancy data for use in environmental assessments. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 117 (4), S. 223-237. DOI: 10.1016/j.agee.2006.04.002.
- Deike, S.; Pallutt, B.; Christen, O. (2008): Investigations on the energy efficiency of organic and integrated farming with specific emphasis on pesticide use intensity. In: *European Journal of Agronomy* 28 (3), S. 461-470. DOI: 10.1016/j.eja.2007.11.009.
- Deutscher Bauernverband (2017): Situationsbericht 2017/18 – Trends und Fakten zur Landwirtschaft. Online verfügbar unter: <https://media.repro-mayr.de/00/709600.pdf>, zuletzt geprüft am 10.09.2018.
- Dobbs, T. L.; Smolik, J.D. (1997): Productivity and Profitability of Conventional and Alternative Farming Systems. A Long-Term On-Farm Paired Comparison. In: *Journal of Sustainable Agriculture* 9 (1), S. 63–79. DOI: 10.1300/J064v09n01_06.
- EG-Öko-Basisverordnung. (2013). Berlin/Bonn: Publikationsserver ibib.
- Einarsson, R.; Cederberg, C.; Kallus, J. (2018): Nitrogen flows on organic and conventional dairy farms. A comparison of three indicators. In: *Nutr Cycl Agroecosyst* 110 (1), S. 25–38. DOI: 10.1007/s10705-017-9861-y.
- Erismann, Jan Willem; Galloway, James N.; Seitzinger, Sybil; Bleeker, Albert; Dise, Nancy B.; Petrescu, A. M. Roxana et al. (2013): Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. In: *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 368 (1621), S. 20130116. DOI: 10.1098/rstb.2013.0116.
- Fiedler, S.; Wronski, R. (2015): Was Schweizer Strom wirklich kostet. Vergleich staatlicher Förderungen und gesamtgesellschaftlicher Kosten von Atomkraft und erneuerbaren Energien. Unter Mitarbeit von Florian Simonsen. Hg. v. Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft e.V. Berlin. Online verfügbar unter https://www.energiestiftung.ch/files/downloads/aktuell/2015-09_foes_studie_was_schweizer_strom_wirklich_kostet.pdf.
- Flessa, H.; Ruser, R.; Dörsch, P.; Kamp, T.; Jimenez, M.A; Munch, J.C; Beese, F. (2002): Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two farming systems in southern Germany. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 91 (1-3), S. 175-189. DOI: 10.1016/S0167-8809(01)00234-1.

- Forster; Ramaswamy; Artaxo; Bernsten; Betts; Fahey; Haywood; Lean; Lowe; Myhre; Nganga; Prinn; Raga; Schulz; Van Dorland (2007): 2 Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (Hg.): Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Online verfügbar unter <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg1/ar4-wg1-chapter2.pdf>.
- Friedrich, R.; Voss, A. (1993): External costs of electricity generation. In: *Energy Policy* 21 (2), S. 114-122. DOI: 10.1016/0301-4215(93)90133-Z.
- Galloway, James N. (1998): The global nitrogen cycle. Changes and consequences. In: *Environmental Pollution* 102 (1), S. 15–24. DOI: 10.1016/S0269-7491(98)80010-9.
- Galloway, James N.; Cowling, Ellis B.; Seitzinger, Sybil P.; Socolow, Robert H. (2002): Reactive Nitrogen. Too Much of a Good Thing? In: *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31 (2), S. 60–63. DOI: 10.1579/0044-7447-31.2.60.
- Galloway, James N.; Aber, John D.; Erisman, Jan Willem; Seitzinger, Sybil P.; Howarth, Robert W.; Cowling, Ellis B.; Cosby, B. Jack (2003): The Nitrogen Cascade. In: *BioScience* 53 (4), S. 341–356. DOI: 10.1641/0006-3568(2003)053[0341:TNC]2.0.CO;2.
- Galloway, James N.; Winiwarter, Wilfried; Leip, Adrian; Leach, Allison M.; Bleeker, Albert; Erisman, Jan Willem (2014): Nitrogen footprints. Past, present and future. In: *Environ. Res. Lett.* 9 (11), S. 115003. DOI: 10.1088/1748-9326/9/11/115003.
- Geupel, Markus; Frommer, Jakob (Hg.) (2014): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Unter Mitarbeit von Umweltbundesamt. Deutschland. Halle, Saale, Dessau-Roßlau: Universitäts- und Landesbibliothek Sachsen-Anhalt (Für Mensch & Umwelt).
- Godish, Thad; Davis, Wayne T.; Fu, Joshua S. (2014): Air Quality, Fifth Edition. 5th ed. Hoboken: CRC Press. Online verfügbar unter <http://gbv.ebib.com/patron/FullRecord.aspx?p=1666456>.
- Grizzetti, Bruna (2011): Nitrogen as a threat to European water quality. Unter Mitarbeit von F. Bouraoui, G. Billen, Hans J. M. van Grinsven, A. Cardoso, V. Thieu, Josette Garnier et al. In: Mark A. Sutton (Hg.): The European nitrogen assessment. Sources, effects, and policy

- perspectives. Cambridge: Cambridge University Press, S. 379–404. Online verfügbar unter http://centaur.reading.ac.uk/20869/1/28387ENA_c17.pdf, zuletzt geprüft am 24.05.2018.
- Gruber, Nicolas; Galloway, James N. (2008): An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. In: *Nature* 451, 293 EP -. DOI: 10.1038/nature06592.
- Gündoğmuş, Erdemir (2006): Energy use on organic farming. A comparative analysis on organic versus conventional apricot production on small holdings in Turkey. In: *Energy Conversion and Management* 47 (18-19), S. 3351-3359. DOI: 10.1016/j.enconman.2006.01.001.
- Haas, G.; Köpke, U. (1995): A comparison of conventional and organic agriculture - Part 1: Climate-relevant carbon dioxide emission from the use of fossil energy. In: *Berichte über Landwirtschaft* (73), S. 401-415.
- Haas, G.; Wetterich, F.; Köpke, U. (2001): Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 83 (1-2), S. 43-53. DOI: 10.1016/S0167-8809(00)00160-2.
- Halberg, N.; Steen Kristensen, E.; Sillebak Kristensen, I. (1995): Nitrogen turnover on organic and conventional mixed farms. In: *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 8 (1), S. 30–51.
- Hansen, Birgitte; Steen Kristensen, E.; Grant, Ruth; Høgh-Jensen, Henning; Simmelsgaard, Erik; Olesen, Jørgen (2000): Nitrogen leaching from conventional versus organic farming systems - a systems modelling approach. In: *European Journal of Agronomy* 13, S. 65–82.
- Hartmut, Kolbe (2004): Wasserschutz und Ökologischer Landbau. SIGÖL-Fortbildungskurs Ökologischer Landbau. Sächsische Interessensgemeinschaft Ökologischer Landbau e.V. Bad Düben, Sachsen, 01.07.2004. Online verfügbar unter http://orgprints.org/2931/1/Kolbe_2004__Wasserschutz_OeL.pdf.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten (2001): Bericht zu GEMIS Version 4. Online verfügbar unter: http://iinas.org/tl_files/iinas/downloads/GEMIS/2001_g4_brosch.pdf, zuletzt geprüft am 09.09.2018.
- Hohmeyer, O.; Ottinger, R. L. (Hg.) (1991): Incorporation of Environmental Externalities in the United States of America. External Environmental Costs of Electric Power. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.

- Hülsbergen, Kurt-Jürgen (Hg.) (2013): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme. Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben; Abschlussbericht; Projektlaufzeit: 15. November 2008 - 28. Februar 2013. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Braunschweig: Johann-Heinrich-von-Thünen-Inst (Thünen-Report, 8).
- IINAS (2017): GEMIS – Globales Emissions-Modell Integrierter Systeme, Version 4.95 – Stand April 2017. Online verfügbar unter: <http://iinas.org/gemis-de.html>, zuletzt geprüft am 07.09.2018.
- IWF (Internationaler Währungsfonds) (2010): What Are Externalities? In: Finance & Development, Vol 47 Nr.4 (2010): S.48–49.
- Kelm, M.; Loges, R.; Taube, F. (2008): Comparative analysis of conventional and organic farming systems. Nitrogen surpluses and nitrogen losses.
- Klepper, R. (2011): Energie in der Nahrungsmittelkette, in: Johann Heinrich von Thünen- Institut (vTI) , Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, No. 06/2011, Braunschweig. Online verfügbar unter: <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:253-201108-dn048963-1>. Zuletzt geprüft am 07.05.2018
- Korsaeth, A. (2008): Relations between nitrogen leaching and food productivity in organic and conventional cropping systems in a long-term field study. In: Agriculture, Ecosystems & Environment 127 (3-4), S. 177–188. DOI: 10.1016/j.agee.2008.03.014.
- Krewitt, W. (2002): Externe Kosten der Stromerzeugung. zur Veröffentlichung vorgesehen in: In: *Energie - Handbuch für Wissenschaftler, Ingenieure und Entscheidungsträger*.
- Kuik, Onno; Brander, Luke; Tol, Richard S.J. (2009): Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions. A meta-analysis. In: Energy Policy 37 (4), S. 1395–1403. DOI: 10.1016/j.enpol.2008.11.040.
- Küstermann, B.; Kainz, M.; Hülsbergen, K.(2008): Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. In: *Renewable Agriculture and Food Systems* 23 (01), S. 38-52. DOI: 10.1017/S1742170507002062.
- Leach, A. W.; Mumford, J. D. (2008): Pesticide Environmental Accounting. A method for assessing the external costs of individual pesticide applications. In: Environmental pollution (Barking, Essex : 1987) 151 (1), S. 139–147. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.02.019.

- Lin, H.; Huber, J.A.; Gerl, G.; Hülsbergen, K. (2016): Nitrogen balances and nitrogen-use efficiency of different organic and conventional farming systems. In: *Nutr Cycl Agroecosyst* 105 (1), S. 1–23. DOI: 10.1007/s10705-016-9770-5.
- Loges, R.; Kelm; Taube, F. (2006): Nitrogen balances, nitrate leaching and energy efficiency of conventional and organic farming systems on fertile soils in Northern Germany. In: *Advances in GeoEcology* 38, S. 407-414.
- Lünenbürger, Benjamin; Benndorf, Anke; Börner, Michael; Burger, Andreas (Hg.) (2013): Klimaschutz und Emissionshandel in der Landwirtschaft. Deutschland. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (Climate change, 2013,01).
- MAFF (2000): Energy use in organic farming systems. Final Project Report. Hg. v. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food. London (OF0182).
- Matson, Pamela; Lohse, Kathleen A.; Hall, Sharon J. (2002): The Globalization of Nitrogen Deposition. Consequences for Terrestrial Ecosystems. In: *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31 (2), S. 113–119. DOI: 10.1579/0044-7447-31.2.113.
- Moldanova, Jana; Grennfelt, Peringe; Jonsson, Asa (2011): Nitrogen as a threat to European air quality. Unter Mitarbeit von David Simpson, Till Spranger, Wenche Aas, John Munthe und Ari Rabl. In: Mark A. Sutton (Hg.): *The European nitrogen assessment. Sources, effects, and policy perspectives*. Cambridge: Cambridge University Press, S. 405–433. Online verfügbar unter http://www.nine-esf.org/files/ena_doc/ENA_pdfs/ENA_c18.pdf, zuletzt geprüft am 24.05.2018.
- Mosier, Arvin; Kroeze, Carolien; Nevison, Cindy; Oenema, Oene; Seitzinger, Sybil; van Cleemput, Oswald (1998): Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (October 1998, Volume 52, Issue 2–3), S. 225–248. Online verfügbar unter <https://link.springer.com/article/10.1023%2FA%3A1009740530221>.
- Myhre, Gunnar; Shindell, Drew (2014): Chapter 8: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Thomas Stocker (Hg.): *Climate change 2013. The physical science basis; Working Group I contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. New York, NY: Cambridge Univ. Press. Online verfügbar unter

https://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar5/wg1/WG1AR5_Chapter08_FINAL.pdf, zuletzt geprüft am 12.02.2018.

Nielsen, A. H.; Kristensen, I. S. (2005): Nitrogen and phosphorus surpluses on Danish dairy and pig farms in relation to farm characteristics. In: *Livestock Production Science* 96 (1), S. 97–107. DOI: 10.1016/j.livprodsci.2005.05.012.

Noleppa, Steffen (2012): Klimawandel auf dem Teller. Hg. v. WWF Deutschland, Berlin. Online verfügbar unter http://www.wwf.de/fileadmin/fm-wwf/Publikationen-PDF/Klimawandel_auf_dem_Teller.pdf, zuletzt geprüft am 09.09.2018.

Osterburg, Bernhard (2017): Die Rolle der Landwirtschaft in der Klimaschutzpolitik. Online verfügbar unter: http://www.hez.wzw.tum.de/fileadmin/Agrarwissenschaftliches_Symposium/AgrarSymp_2017/Praesentationen/Osterburg_Landwirtschaft_und_Klimaschutzpolitik_9_2017_v1.pdf, zuletzt geprüft am 09.09.2018.

Ponisio, L. C.; M'Gonigle, L. K.; Mace, K. C.; Palomino, J.; Valpine, P. de; Kremen, C. (2014): Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. In: *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282 (1799). DOI: 10.1098/rspb.2014.1396.

Ponti, T.; Rijk, B.; van Ittersum, M. K. (2012): The crop yield gap between organic and conventional agriculture. In: *Agricultural Systems* 108, S. 1–9. DOI: 10.1016/j.agsy.2011.12.004.

Poore, J.; Nemecek, T. (2018) Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. In: *Science* (New York, N.Y.) 360 (6392): 987–992. DOI: 10.1126/science.aag0216.

Pretty J., Brett C., Bragg R., Morison J. (2000): An Assessment of the Total External Costs of UK Agriculture. In: *Agricultural Systems* 65.2 (2000): 113-136.

Rabalais, Nancy N. (2002): Nitrogen in Aquatic Ecosystems. In: *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 31 (2), S. 102–112. DOI: 10.1579/0044-7447-31.2.102.

Refsgaard, K.; Halberg, N.; Kristensen, E. (1998): Energy utilization in crop and dairy production in organic and conventional livestock production systems. In: *Agricultural Systems* 57 (4), S. 599-630.

- Reitmayr, Thomas (1995): Entwicklung eines rechnergestützten Kennzahlensystems zur ökonomischen und ökologischen Beurteilung von agrarischen Bewirtschaftungsformen - dargestellt an einem Beispiel. In: *Agrarwirtschaft Sonderheft*, 147.
- Roser, Max; Ritchie, Hannah (2018): Land Cover. Online verfügbar unter <https://ourworldindata.org/land-cover>, zuletzt geprüft am 06.09.2018.
- Runkel, M., Mahler, A., Schmitz, J., Schäfer-Stradowsky, S. (2016): Umweltauswirkungen von Diesel im Vergleich zu anderen Kraftstoffen. Online verfügbar unter: http://www.ikem.de/wp-content/uploads/2016/08/FOES_IKEM_Umweltwirkungen-von-Diesel-im-Vergleich-zu-anderen-Kraftstoffen.pdf. Zuletzt geprüft am 08.05.2018.
- Sala, Osvaldo; Ill, Stuart; Armesto, Juan; Berlow, Eric; Bloomfield, Janina; Dirzo, Rodolfo et al. (2000): Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. In: *Science* 287 (5459), S. 1770–1774. DOI: 10.1126/science.287.5459.1770.
- Schwermer, S. (2012): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten. Online verfügbar unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/uba_methodenkonvention_2.0_-_2012_gesamt.pdf. Zuletzt geprüft am 08.05.2018
- Seufert, V.; Ramankutty, N.; Foley, J. A. (2012): Comparing the yields of organic and conventional agriculture. In: *Nature* 485 (7397), S. 229–232. DOI: 10.1038/nature11069.
- Shepherd, M.; Pearce, B.; Cormack, B.; Philipps, L.; Cuttle, S.; Bhogal, A. et al. (2003): An assessment of the environmental impacts of organic farming. In: A review for DEFRA-funded Project OF0405.
- Smith, P.; Martino, D.; Cai, Z.; Gwary, D.; Janzen, H.; Kumar, P.; McCarl, B.; Ogle, S.; O'Mara, F.; Rice, C.; Scholes, B.; Sirotenko, O. (2007): 2007: Agriculture. In *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Chapter 8: Agriculture 2007*. Online verfügbar unter <http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/wg3/ar4-wg3-chapter8.pdf>.
- Statistisches Bundesamt (2017): Fachserie 3: Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Fachserie_3.html, zuletzt geprüft am 09.09.2018

- Struijs, Jaap; van Dijk, Arjan; Slaper, Harry; van Wijnen, Harm J.; Velders, Guus J. M.; Chaplin, George; Huijbregts, Mark A. J. (2010): Spatial- and time-explicit human damage modeling of ozone depleting substances in life cycle impact assessment. In: *Environmental science & technology* 44 (1), S. 204–209. DOI: 10.1021/es9017865.
- Sturm, B., Vogt, C. (2011): Umweltökonomik. Eine anwendungsorientierte Einführung, Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag.
- SRU (1996): Umweltgutachten 1996. Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Sutton, Mark A. (Hg.) (2011): The European nitrogen assessment. Sources, effects, and policy perspectives. Cambridge: Cambridge University Press. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988>.
- Sutton, Mark A. (2013): Our nutrient world. The challenge to produce more food and energy with less pollution ; [global overview on nutrient management]. Edinburgh: Centre for Ecology & Hydrology.
- Taylor, J.; Hafner, M.; Yerushalmi, E.; Smith, R.; Bellasio, J.; Vardavas, R.; Bienkowska-Gibbs, T.; Rubin, J. (2014): Estimating the economic costs of antimicrobial resistance: Model and Results. Online verfügbar unter https://www.rand.org/pubs/research_reports/RR911.html, zuletzt geprüft am 10.09.2018
- Tegtmeier, Erin M.; Duffy, Michael D. (2000): External Costs of Agricultural Production in the United States. In: INTERNATIONAL JOURNAL OF AGRICULTURAL SUSTAINABILITY Vol. 2 Nr. 1 (2004).
- Thomassen, M. A.; van Calster, K. J.; Smits, M.C.J.; Iepema, G. L.; Boer, I.J.M. de (2008): Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. In: *Agricultural Systems* 96 (1-3), S. 95-107. DOI: 10.1016/j.agsy.2007.06.001
- Trydeman K.; Kristensen S.; i. B.; Berntsen, J.; Molt P.; Kristensen, S. (2006): Estimated N leaching losses for organic and conventional farming in Denmark. In: *J. Agric. Sci.* 144 (02), S. 135. DOI: 10.1017/S0021859605005812.

- Tuomisto, H. L.; Hodge, I. D.; Riordan, P.; Macdonald, D. W. (2012): Comparing global warming potential, energy use and land use of organic, conventional and integrated winter wheat production. In: *Ann Appl Biol* 161 (2), S. 116-126. DOI: 10.1111/j.1744-7348.2012.00555.x.
- Turhan, S.; Ozbag, B.; Rehber, E.(2008): A comparison of energy use in organic and conventional tomato production. In: *J. Food Agric. Environ* 6 (3-4), S. 318-321.
- Umweltbundesamt (2012): Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten. Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Stand: August 2012. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt Pressestelle (UBA-FB, 1983/1,1).
- Umweltbundesamt (2013): Zu erwartende Klimaänderungen bis 2100. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimawandel/zu-erwartende-klimaaenderungen-bis-2100>, zuletzt geprüft am 06.09.2018.
- Umweltbundesamt (2017): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2017. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2015, 13.04.2017.
- UN (1992): Report of the United Nations Conference on Environment and Development. United Nations, General Assembly. Online verfügbar unter: <https://www.un.org/documents/ga/conf151/aconf15126-1annex1.htm>, zuletzt geprüft am 07.09.2018
- UN (2015): About the Sustainable Development Goals. Online verfügbar unter <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>, zuletzt geprüft am 09.09.2018.
- UNFCCC, United Nations Framework Convention on Climate Change (2016): The Paris Agreement. Hg. v. United Nations Framework Convention on Climate Change. United Nations Framework Convention on Climate Change. Online verfügbar unter http://unfccc.int/paris_agreement/items/9485.php, zuletzt aktualisiert am 12.10.2017, zuletzt geprüft am 20.02.2018.
- van Grinsven, Hans J. M.; Rabl, Ari; Kok, Theo M. de (2010): Estimation of incidence and social cost of colon cancer due to nitrate in drinking water in the EU. A tentative cost-benefit assessment. In: *Environmental health : a global access science source* 9, S. 58. DOI: 10.1186/1476-069X-9-58.

Waibel, Hermann; Fleischer, Gerd (1998): Kosten und Nutzen des chemischen Pflanzenschutzes in der deutschen Landwirtschaft aus gesamtwirtschaftlicher Sicht. Kiel: Wiss.-Verl. Vauk (Agrarökonomische Monographien und Sammelwerke).

Wissenschaftliche Dienste des Bundestags (2006): Externe Kosten der Stromerzeugung. Online verfügbar unter:

<https://www.bundestag.de/blob/435208/195507506cec0befc78beaef0c8c3895/wd-5-131-06-pdf-data.pdf>. Zuletzt geprüft am 07.05.2018