

Abschlussbericht zum Forschungsprojekt How much is the dish? - True Cost Accounting von Umweltfolgekosten und „wahre Preisschilder“ in Deutschland

Version 4.4, Stand: 15.10.2020

Amelie Michalke¹, Dr. Tobias Gaugler², Prof. Dr. Susanne Stoll-Kleemann¹
Forschungsnetzwerk „Märkte für Menschen“
¹Universität Greifswald - ²Universität Augsburg

Für den zur REWE-Gruppe gehörenden Nachhaltigkeitsmarkt „Penny Grüner Weg“ in Berlin-Spandau werden für ausgewählte Lebensmittel deren „wahre Preise“ (true costs) errechnet. Zudem werden die Produkte mit einem „zweiten Preisschild“ ausgezeichnet.

1. Hintergrund

Während der Produktion von Lebensmitteln entlang der gesamten landwirtschaftlichen Wertschöpfungskette werden verschiedene Emissionen verursacht. So ist der Landwirtschaftssektor weltweit verantwortlich für knapp ein Viertel der globalen Treibhausgasemissionen (IPCC 2019, Gaugler et al. 2020); ca. 70% der anthropogenen globalen Emissionen reaktiven Stickstoffs resultieren aus diesem Sektor (UBA 2014).

Diese ökologischen Auswirkungen sind in unterschiedlichem Maße verschiedenen Lebensmitteln zuzuschreiben (Stoll-Kleemann und Schmidt 2017). So resultieren beispielsweise aus der Tierhaltung über 70% aller landwirtschaftlichen Treibhausgase, obwohl sie nur rund ein Drittel der produzierten Kalorien liefert (Hirschfeld 2008). Vor diesem Hintergrund ist eine kategoriespezifische, differenzierte Betrachtung der Lebensmittel wichtig, wenn es um die Nachhaltigkeitsforschung im landwirtschaftlichen Kontext geht.

Emissionen, welche entlang der landwirtschaftlichen Produktion ausgestoßen werden, verursachen ökologische Probleme (auch: „negative externe Effekte“, „Externalitäten“) und damit auch ökonomisch bewertbare Schäden (auch „externe Kosten“). So bezahlt die Gesellschaft beispielsweise für die Reinhaltung von Trinkwasser, die sich aufgrund zu hoher Nitratgehalte verteuert oder für die Schäden durch Extremwetterereignisse aufgrund des Klimawandels (Gaugler und Michalke 2017).

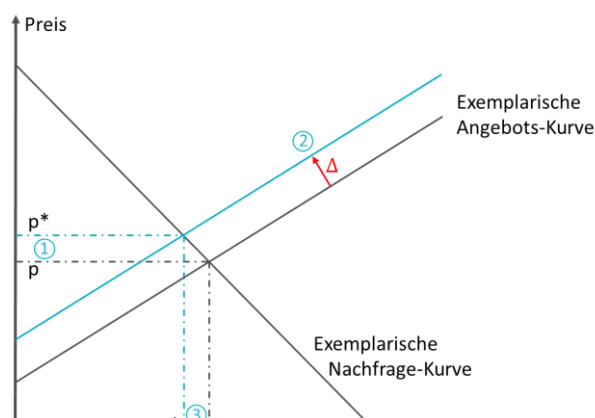


Abbildung 1: Internalisierung externer Kosten und deren Auswirkungen auf Angebot und Nachfrage. (eigene Darstellung)

Die (Schadens-)Kosten, welche dadurch entstehen, sind jedoch nicht den verursachenden Quellen zugeordnet, sondern müssen unter Vernachlässigung des Verursacherprinzips von allen BürgerInnen bzw. künftigen Generationen getragen werden. Aus ressourcenökonomischer Perspektive sind dies Marktfehler, da das Preisniveau der Lebensmittel ohne die Internalisierung der Kosten – welche sie in unterschiedlichem Maße – verursachen, zu niedrig ist (vgl. Abbildung 1). Von daher stellt sich die Frage, welchen Preis-Aufschlag

verschiedene Lebensmittel erfahren müssten, um auch die von ihnen verursachten Umweltfolgekosten verursachergerecht einzubeziehen.

Unsere Berechnung orientiert sich methodisch an Pieper et al. (2020) und zielen darauf ab, die anfallenden ökologischen Kosten (also das Delta zwischen dem aktuellen Verkaufspreis und dessen „wahren Kosten“) aufgrund der zugrunde liegenden Emissionen zu erheben (vgl. Abb. 1, Schritt 1) und in den Marktpreis der Lebensmittel zu internalisieren – also den Preis ökologisch sinnvoll nach oben zu adjustieren (vgl. Abb. 1, Schritt 2). Entsprechend der Mechanismen zwischen Angebot- und Nachfragekurve verringert sich bei einer Preiserhöhung die Nachfrage nach sog. „normalen Gütern“ zu denen auch Lebensmittel gehören (vgl. Abb. 1, Schritt 3). Demnach würden von einer Erhöhung des Preises, der den verursachten ökologischen Auswirkungen des jeweiligen Lebensmittels entspricht, eine Lenkungswirkung ausgehen. Für den Verbraucher würden so Anreize zur Konsumveränderung hin zu nachhaltigeren Alternativen geschaffen werden. Mittel- und langfristig stellt dies eine Chance dar, die Produktionslandschaft entsprechend der angepassten Nachfrage hin zu mehr Nachhaltigkeit weiter zu entwickeln und zugleich Emissionen zu reduzieren.

Mit dieser Studie tragen wir dazu bei, die externe Kosten der deutschen Landwirtschaft verursachergerecht zu ermitteln. Wir berechnen die hieraus resultierend nötigen Preisaufschläge und setzen diese mit den aktuellen Erzeugerpreisen in Bezug. Hierbei unterscheiden wir zwischen biologischer und konventioneller Produktionsweise sowie zwischen verschiedenen pflanzlichen und tierischen Lebensmitteln sowie Milch(produkten). Wir zielen darauf ab, die derzeitige Preisdifferenz zwischen den aktuellen (Verkaufs-)Preis und den wahren Kosten von Lebensmitteln aufzuzeigen. Untersucht werden die Einflussfaktoren Stickstoff, Klimagase, Energieerzeugung sowie die Landnutzungsänderung (LUC, land use change) (Hentschl et al. 2020).

2. Methodik

2.1 Systemgrenzen

Die Produktion von Nahrungsmitteln ist komplex, weshalb entlang der gesamten landwirtschaftlichen Wertschöpfungskette eine Vielzahl an Externalitäten entstehen. Die vier Indikatoren, welche für die Berechnung der wahren Kosten für „Penny Grüner Weg“ betrachtet wurden, sind Treibhausgasemissionen (THG), reaktive Stickstoffemissionen, Energieverbrauch und Landnutzungsänderungen (LUC). In Abbildung 2 ist dargestellt, während welcher Prozesse in der landwirtschaftlichen Produktion die entsprechenden Treiber vorwiegend auftreten.

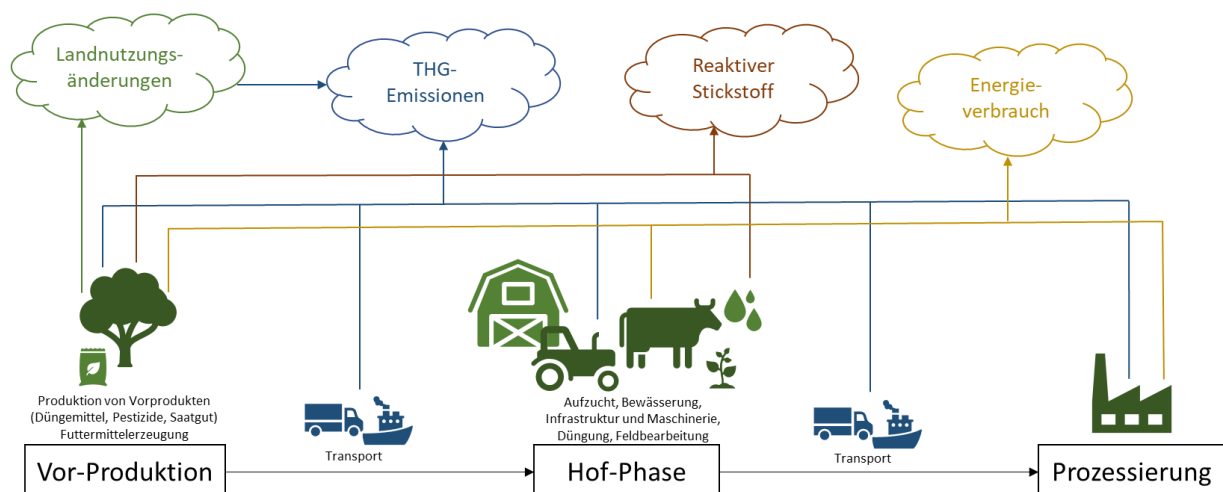


Abbildung 2: Landwirtschaftliche Prozesse mit ihren korrespondierenden Treibern externer Effekte. (eigene Darstellung)

Eine ausführliche Darstellung der Zusammenhänge und Auswirkungen der Effekte THG-Emissionen, reaktive Stickstoffe und Energieverbrauch sind Gaugler und Michalke (2018), Kapitel 3, zu entnehmen, auf deren Methodik die vorliegende Studie in Teilen aufbaut.

Die Effekte der Inanspruchnahme von Fläche und die so durch Landnutzungsänderungen entstehenden Treibhausgase sind ein Faktor, welcher noch nicht Eingang in die Berechnungen von Gaugler und Michalke (2018) und Michalke et al. (2019) gefunden hat. Deswegen soll dieser im Folgenden näher dargestellt werden. Wenn Grünland oder Forstland in Ackerfläche umgewandelt wird, werden Treibhausgasemissionen, die im organischen Material gebunden waren, an die Atmosphäre abgegeben (z.B. durch Verbrennung von Bäumen/Biomasse). Landnutzungsänderungen bedingen also zusätzliche Treibhausgasemissionen. (IPCC 2018)

Global werden durch Landnutzungsänderungen jährlich 3,5 Gt CO₂-Äquivalente ausgestoßen (UNEP 2019). In Deutschland sind die Landnutzungsänderungen hingegen vernachlässigbar gering, da sich die landwirtschaftliche Fläche im Rückblick auf die letzten Jahre nur geringfügig verändert hat: Die gesamte landwirtschaftliche Fläche ist bis 2018 leicht, aber kontinuierlich gesunken; der Anteil des Ackerlands hat seit 2013 sukzessiv abgenommen. Demgegenüber hat sich die Dauergrünland-Fläche vergrößert (BMEL 2019). Somit kann im Folgenden davon ausgegangen werden, dass die in Deutschland produzierten Inputs des Berechnungssystems nur vernachlässigbar geringe Emissionen durch Landnutzungsänderungen (LUC) verursachen.

Die Landnutzung von pflanzlichen Lebensmitteln ist deutlich geringer als die für tierische Lebensmittel (Poore & Nemecek 2018). Dies insbesondere deswegen, weil der Land-Bedarf zur Erzeugung von Futtermitteln der tierischen Erzeugung zuzuschreiben ist. Innerhalb der biologischen Tierhaltung wird durch die EG Verordnung Nr. 889/2008 festgelegt, dass „mindestens 60% der Futtermittel aus der Betriebseinheit selbst stammen oder – falls dies nicht möglich ist – in Zusammenarbeit mit anderen ökologischen/biologischen Betrieben in derselben Region erzeugt werden“ (EG Nr. 889/2008, 2008, S. 18). Ferner ist der Import von Futtermitteln nur in Ausnahmefällen gestattet. Deswegen fließen in den folgenden Berechnungen Emissionen durch Landnutzungsänderungen vollumfänglich in die Kategorie der konventionell erzeugten, tierischen Produkte (Milch, Käse, Fleisch) ein, da diese Inputfaktoren auch aus von Landnutzungsänderungen betroffenen Gebieten beinhalten (z.B. Futtermittel aus Südamerika).

Die Systemgrenzen der Emissionsquantifizierung erstreckt sich von „cradle to gate“, also „von der Wiege zum Tor“. Es werden also, wie in Abbildung 2 ersichtlich, alle Prozesse der Vorproduktion, der Hof-Phase sowie der nachgelagerten Prozessierung bilanziert. Dies stellt eine Erweiterung der Methodik von Gaugler und Michalke (2018) dar, da dort nur eine „cradle to farmgate“-Betrachtung vorgenommen wurde und lediglich Erzeugerpreise fokussiert worden waren.

Betrachtet werden verschiedene Produkte pflanzlichen und tierischen Ursprungs, namentlich Apfel, Banane, Tomate, Kartoffel, Mozzarella, Gouda und Milch sowie gemischtes Fleisch (Hackfleisch). Diese Produkte stehen repräsentativ für ein breites Spektrum der in Deutschland konsumierten Lebensmittel. Es wird bei den Berechnungen davon ausgegangen, dass diese Lebensmittel in Deutschland produziert bzw. verarbeitet werden (außer für Banane; Daten dort bezogen auf die Referenz ‚Dominikanischer Republik‘). Die externen Kosten der beschriebenen Lebensmittelgruppen werden zudem für die konventionelle und biologische Produktionsweise berechnet. Die Emissionen werden pro kg des fertigen Produkts quantifiziert. Gleichermaßen werden die externen Kosten pro kg des fertigen Produkts monetarisiert.

2.2 Emissionswerte: Datenbasis und Quantifizierung

Daten der Emissionen konventioneller Lebensmittel werden aus der vom Umweltbundesamt verfügbar gemachten Datenbank ProBas (UBA 2020) bezogen. Der Zeitbezug aller Daten liegt im Jahr 2010, weswegen eine lineare Extrapolation vorgenommen wurde, um die Emissionsdaten auf das Jahr 2020 zu aktualisieren. Da die Emissionsdaten der Produktgruppe „Banane“ aus der Dominikanischen Republik stammen, wurde hier keine Extrapolation vorgenommen, weil zum Zeitpunkt der Berechnungen keine validen Daten zur Emissionsentwicklung des landwirtschaftlichen Sektors dieses Landes verfügbar waren.

2.2.1 Bis Hof-Tor

Für die Unterscheidung zwischen den Anbaupraktiken „konventionell“ k und „biologisch“ b wird Literatur zur Ökobilanzierung von Produkten n aus beiden Sektoren herangezogen. „Biologisch“ bezieht sich hierbei jeweils auf den EU-Öko-Verordnung. Insgesamt fließen 36 Paper in diese Berechnungen ein. Die in den Papers reporteten Daten des Vergleichs werden zu Parametern $P_{n,i}$ gemittelt, wobei i die drei Indikatoren (THG, reaktiver Stickstoff, Energieverbrauch) darstellt, bei welchen zwischen den beiden Anbauformen unterschieden werden muss. $P_{n, \text{Landnutzungsänderung}}$ beläuft sich stets auf den Wert 0, da nach den beschriebenen Regelungen für Futtermittel in der biologischen Tierhaltung keine Landnutzungsänderungen für biologische tierische Lebensmittel anfallen.

Die Parameter werden zur Ableitung der biologischen Emissionswerte der Hof-Phase $B_{n,i}$ aus den konventionellen Werten $K_{n,i}$ genutzt. Die mathematische Berechnung der biologischen Emissionswerte für Produkt n lautet demnach wie folgt:

$$B_{n,i} = K_{n,i} * P_{n,i}$$

Tabelle 1 beschreibt die gemittelten Parameterwerte $P_{n,i}$ mit der Anzahl der unterliegenden Datenpunkte.

Tabelle 1: $P_{n,i}$ für alle Produkte n und alle Indikatoren i .

| Lebensmittelkategorie n | Treibhausgase | #Studien | Reaktiver Stickstoff | #Studien | Energieverbrauch | #Studien |
|---------------------------|---------------|----------|------------------------|----------|------------------|----------|
| Apfel | 163,76 % | 4 | -117,20 % ¹ | 1 | 122,04 % | 5 |
| Banane | 7,64 % | 1 | 100,00 % ² | 0 | 98,44 % | 1 |
| Tomate | 106,04 % | 5 | 119,23 % | 2 | 128,10 % | 2 |
| Kartoffel | 93,81 % | 5 | 71,57 % | 2 | 117,79 % | 3 |
| Milch | 88,54 % | 9 | 76,50 % | 12 | 70,45 % | 10 |
| Schwein | 113,95 % | 5 | 200,49 % | 3 | 110,70 % | 3 |
| Rind | 104,95 % | 6 | 181,81 % | 2 | 105,50 % | 3 |

¹ Die Stickstoffemissionen in der zugrundeliegenden Veröffentlichung einer Einheit biologischer Äpfel ist als negativer Wert reportet. Dies bedeutet, dass der Apfelhain eine höhere Menge an Stickstoff in seine Früchte/Pflanzen aufnimmt, als durch Düngung und atmosphärische Deposition zugefügt wurde. Der Apfelhain stellt hier also eine Stickstoffsенke dar.

² Aus der gesichteten Literatur ist kein Vergleichswert der reaktiven Stickstoffemissionen von Bananen zu ermitteln, weswegen der Parameter als 100% angenommen wird. So ist der Emissionswert reaktiver Stickstoffe von biologisch produzierten Bananen in den Berechnungen identisch zum konventionellen Wert.

Käse (Gouda, Mozzarella) ist in Tabelle 1 nicht aufgeführt, da die Wertschöpfungskette bis zum Hof-Tor identisch zur Milch ist. Für die Produktion von 1kg Mozzarella wird ein Bedarf an 5 kg Milch veranschlagt; für Gouda liegt dieser Wert bei 8 kg Milch. So sind die Emissionswerte bis zum Hof-Tor $K_{Käse,i}$ bzw. $B_{Käse,i}$ also fünfmal bzw. achtmal so hoch wie die von Milch.

Das gemischte Fleisch setzt sich beim konventionellen Endprodukt aus 55% Schwein und 45% Rind, beim biologischen aus 50% Schwein und 50% Rind zusammen (Angaben von PENNY). Die Emissionen der Einzelbestandteile werden in diesen Anteilen zu 1 kg gemischtem Fleisch addiert.

2.2.2 Nach Hof-Tor

Die Prozesse nach der Hof-Phase werden als identisch zwischen den beiden Produktionspraktiken angenommen, weswegen die bereits oben beschriebenen Parameter nur für die Emissionswerte bis zum Hof-Tor verwendet werden. Dies lässt sich damit erklären, dass Primärprodukte gleich oder vergleichbar ähnlich verarbeitet werden, unabhängig davon, ob sie aus biologischer oder konventioneller Landwirtschaft stammen. So werden Emissionen der nachgelagerten Prozessschritte beiden Produktionspraktiken gleichermaßen zugerechnet.

Die Datenbank ProBas stellt lediglich Daten für „Käse“, nicht aber explizit Mozzarella oder Gouda bereit. Deshalb wird ebenso vereinfachend angenommen, dass die Prozessierung der beiden Käsesorten analog verläuft und mit den Daten des allgemeinen Käses verglichen werden kann. Für Kartoffel und Tomate sind keine Datenblätter nach der Hof-Phase vorhanden, weswegen die nachgelagerten Emissionen des Apfels angenommen werden; diese kommen den Verarbeitungsprozessen des Gemüses vergleichbar nahe (Sortierung und Kühlung).

2.3 Monetarisierung der externen Effekte

Um den ökonomischen Schaden der quantifizierten externen Effekte zu bestimmen, kommen sogenannte Schattenkostensätze C_i der einzelnen Treiber i 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. Alle Kostenfaktoren werden inflationsbereinigt, um dem Referenzjahr 2020 zu entsprechen.

Die Kostenfaktoren für Kohlenstoffdioxid stammen aus der Methodenkonvention 3.0 des Umweltbundesamtes (UBA 2019). Bei der Übertragung auf die beiden anderen relevanten Treibhausgase, Methan und Lachgas, empfiehlt das UBA den 25- bzw. 298-fachen Kostensatz. Dabei wird sich auf die Empfehlungen des International Panel on Climate Change (IPCC 2018) berufen. Der Kostensatz C_{THG} beträgt 189,5 Euro₂₀₂₀ / t CO₂eq.

Die Methodenkonvention 3.0 liefert des Weiteren Kostenfaktoren für die Energieträger, welche bei der Quantifizierung der Energieverbräuche eine Rolle spielen. Dies sind namentlich $C_{Braunkohle}$, $C_{Steinkohle}$, C_{Erdgas} , $C_{Erdöl}$, $C_{Wasserkraft}$, $C_{Windenergie}$, $C_{Photovoltaik}$ und $C_{Biomasse}$. Der Kostenanteil, welcher sich bei der Energieerzeugung auf die Emission von Treibhausgasen bezieht, wurde nicht berücksichtigt. Dies vermeidet Doppelrechnung der Treibhausgaskosten, da die Treibhausgasemissionen aus der Energieerzeugung schon in die Bilanz der Treibhausgasemissionen der Lebensmittel Eingang finden. Auch wird der Kostenanteil für Stickstoffoxide (NO_x) innerhalb der Energiekosten nicht berücksichtigt, da dies eine Doppelzählung des reaktiven Stickstoffs darstellen würde.

Das UBA empfiehlt, aufgrund der in der Literatur genannten großen Bandbreiten an Kostensätzen für Atomkraft $C_{Atomkraft}$, den Faktor für Braunkohle zu verwenden. Da diese Erhebung aber nicht die speziellen Risiken der Atomenergiegewinnung impliziert, wird für die vorliegenden Berechnungen der $C_{Atomkraft}$ als Durchschnitt aus der Literatur erhoben. Auch wenn die Schwankungen groß sind, ist anzunehmen, dass dieser Ansatz den tatsächlichen Kosten der atomaren Energiegewinnung näherkommt, als der Kostenfaktor von Braunkohle. Alle Kostensätze der Energieerzeugung finden sich in Tabelle 2.

Tabelle 2: Kostensätze des Energieverbrauchs nach den jeweiligen Energieträgern pro kWh. UBA und eigene Berechnungen.

| Energieträger i | Kostensatz C_i |
|-------------------|------------------|
| Atomkraft | 0,1510 € |
| Biomasse | 0,0394 € |
| Braunkohle | 0,0150 € |
| Erdgas | 0,0044 € |
| Erdöl | 0,0354 € |
| Photovoltaik | 0,0026 € |
| Steinkohle | 0,0125 € |
| Wasser | 0,0005 € |
| Wind | 0,0007 € |

Die Kostensätze der reaktiven Stickstoffemissionen stammen, analog zu Gaugler und Michalke (2018), aus dem European Nitrogen Assessment. Sie können Tabelle 3 entnommen werden.

Tabelle 3: Kostensätze der reaktiven Stickstoffemissionen pro kg. ENA (2011) und eigene Berechnungen.

| Reaktiver Stickstoff i | Kostensatz C_i |
|----------------------------------|------------------|
| Ammoniak NH_3 | 33,70 € |
| Stickstoffoxide NO_x | 18,88 € |
| Wasserlöslicher Stickstoff N_r | 27,57 € |

Die Berechnung der externen Kosten aller Lebensmittel n verläuft entsprechend folgender Formel:

$$E_n = \sum_i^I K_{n,i} * C_i$$

bzw.

$$E_n = \sum_i^I B_{n,i} * C_i$$

3. Ergebnisse

Nach der Darstellung der Systemgrenzen sowie der Beschreibung der verursachergerechten Quantifizierungs- und Monetarisierungsansätze können im Folgenden die – in Euro dargestellten – Lebensmittelpreisaufschläge vorgestellt werden.

Hierbei unterscheiden wir zwischen Lebensmitteln pflanzlichen Ursprungs (Abbildung 3) und Lebensmitteln tierischen Ursprungs (Abbildung 4). Es wird deutlich, dass die zur Internalisierung der Umweltschäden nötigen Preisaufschläge bei pflanzlichen Produkten deutlich geringer

ausfallen (zwischen 0,07 Euro und 0,20 Euro) als dies bei tierischen Lebensmitteln, insbesondere Fleisch, der Fall ist.

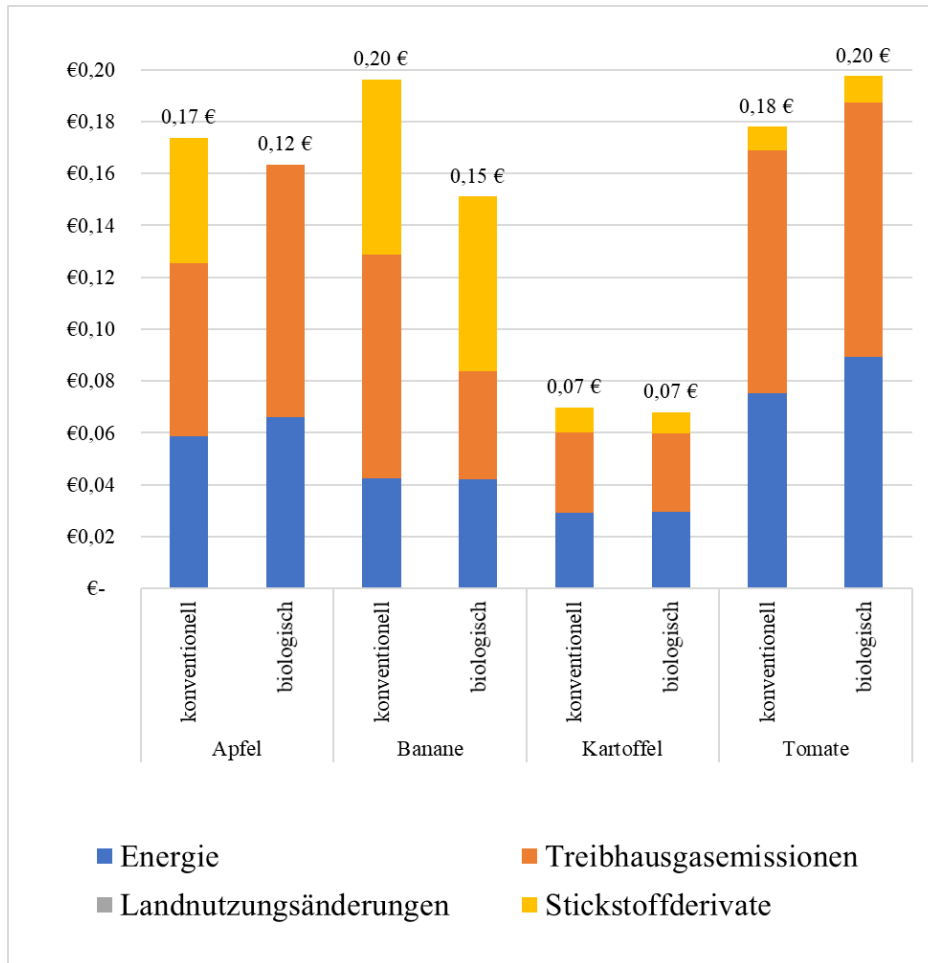


Abbildung 3: Externe Kosten pflanzlicher Nahrungsmittel.

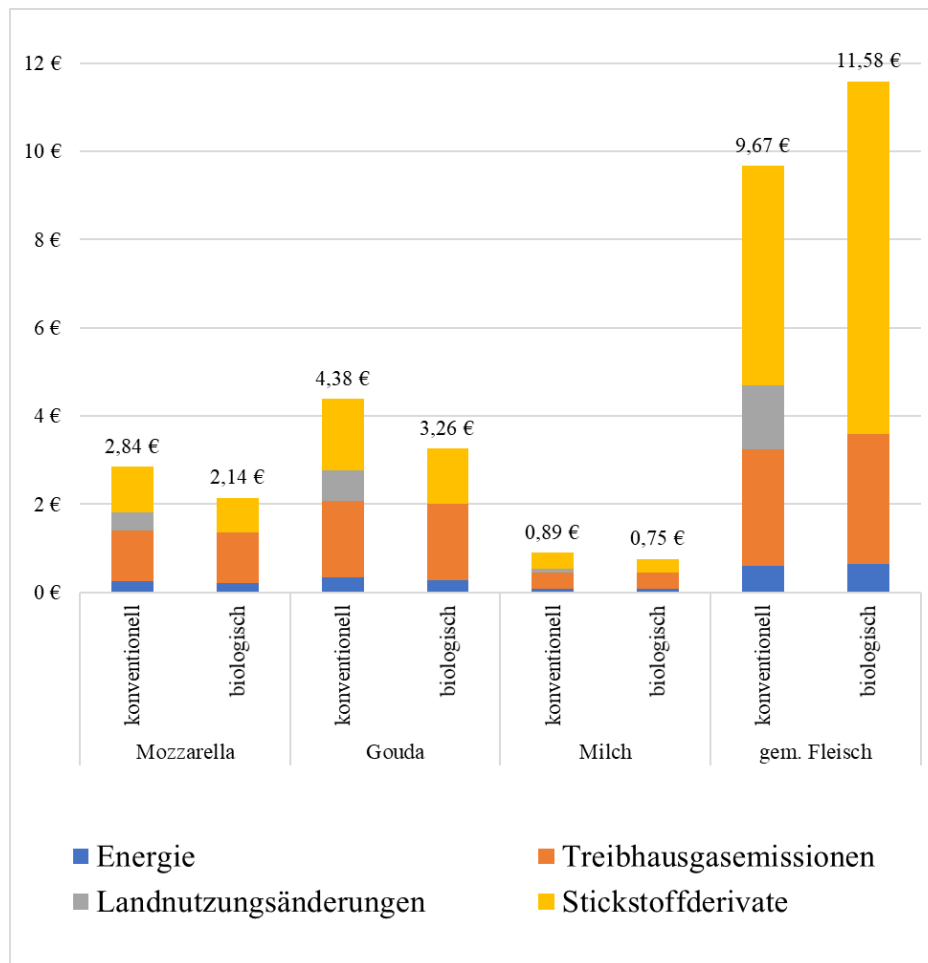


Abbildung 4: Externe Kosten tierischer Nahrungsmittel.

Zu beachten ist, dass diese – absoluten (also in Euro dargestellten) – Preisaufschläge sich abhängig von der Produktionsform (konventionell vs. bio) unterschiedlich stark auf den Preis auswirken. Da Bio-Produkte im Durchschnitt ein weit höheres Preisniveau haben als deren konventionelle Pendanten, wirken sich die hier dargestellten, absoluten Preisaufschläge, prozentual deutlich stärker auf die konventionellen Produkte aus (vgl. Abbildung 5). D.h., dass sich der Preisunterschied zwischen konventionellen- und Bio-Produkten nach Einbeziehung der Umweltfolgekosten reduzieren würde. Der preisliche Unterschied zwischen beiden Produktionsformen würde somit (zugunsten der Bio-Produkte) geringer und damit würden Bio-Produkte attraktiver werden.

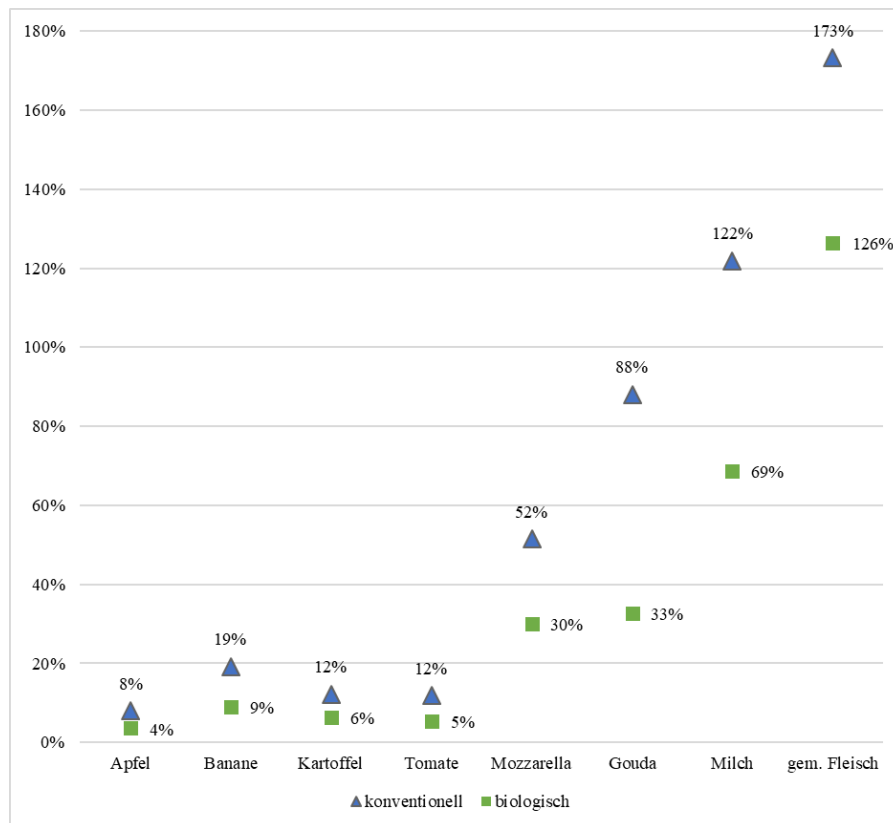


Abbildung 5: Prozentuale Preisaufläge als externe Kosten in Relation zu den derzeitigen Marktpreisen.

Aufgrund der noch immer unzureichenden Datengrundlage konnten in dieser Studie einige weitere, wichtige Treiber bisher nicht berücksichtigt werden. Hervorzuheben sind in diesem Sinne die Pflanzenschutzmittel- und Antibiotikaaanwendung in der Landwirtschaft. Die existierende Datenbasis bzgl. der Kostenblöcke für Pflanzenschutzmittel oder Antibiotikaresistenzen, welche Gesundheitskosten, Regulierungskosten oder Verwaltungs- und Überwachungskosten darstellen können, ist leider aktuell unzureichend und nicht genügend differenziert zur Berücksichtigung in vorangegangenen Berechnungen (vgl. Gaugler und Michalke 2018). Dies motiviert weitere Forschungsanstrengungen und einen weiterführenden Dialog zwischen allen an der Produktion, dem Handel und dem Konsum beteiligten Stakeholdergruppen sowie der Politik.

Referenzen

BMEL (2019): Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft. Statistik. Landwirtschaftlich genutzte Fläche nach Kulturarten: SJT-3070400-0000; Tabellen Kapitel C, H.II und H.III des Statistischen Jahrbuchs: Entwicklung der Gesamtfläche nach Nutzungsarten; Tabellen Kapitel C, H.II und H.III des Statistischen Jahrbuchs: Gesamtfläche nach Nutzungsarten.

EU (2008): Verordnung (EG) Nr. 889/2008 der Kommission vom 5. September 2008 mit Durchführungsvorschriften zur Verordnung (EG) Nr. 834/2007 des Rates über die ökologische/biologische Produktion und die Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen hinsichtlich der ökologischen/biologischen Produktion, Kennzeichnung und Kontrolle.

Gaugler, T. & Michalke, A. (2017). Was kosten uns Lebensmittel wirklich? Ansätze zur Internalisierung externer Effekte der Landwirtschaft am Beispiel Stickstoff. *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society*, 26 (2), 156-157.

Gaugler T. & Michalke, A. (2018), „How much is the dish?“–Was kosten uns Lebensmittel wirklich? – Studie im Auftrag der Tollwood Gesellschaft für Kulturveranstaltungen und Umweltaktivitäten mbH, München, und der Schweisfurth Stiftung, München: online: https://schweisfurth-stiftung.de/wp-content/uploads/2018/09/20180914_How_much_is_the_dish_-_Was_kosten_uns_Lebensmittel_LangfassungFINAL_mit-Dank.pdf

Gaugler, T., Stoeckl, S. & Rathgeber, A. (2020). Global climate impacts of agriculture: A meta-regression analysis of food production. *Journal of Cleaner Production*, 276, 122575.

Hentschl, M., Michalke, A., Pieper, M., Gaugler, T., Stoll-Kleemann, S. (2020). Incentives for dietary transition through monetizing environmental impacts of land use change – A case study on German food consumption. *eingeladener Beitrag in: Sustainability Science (in Vorbereitung)*.

Hirschfeld, Jesko (2008): Klimawirkungen der Landwirtschaft in Deutschland. Berlin: IÖW (Schriftenreihe des IÖW, 186).

IPCC (2018): Global Warming of 1.5° C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5° C Above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty.

IPCC (2019): Climate Change and Land. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems.

Michalke, A., Fitzer, F., Pieper, M., Kohlschütter, N. & Gaugler, T. (2019). How much is the dish? – Was kosten uns Lebensmittel wirklich?. *Innovatives Denken für eine nachhaltige Land- und Ernährungswirtschaft. Beiträge zur 15. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Kassel, 5. bis 8. März 2019.*

Poore, J. & Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360 (6392), 987-992.

Pieper, M., Michalke, A., Gaugler, T. (2020). Calculation of External Climate Costs for Food highlights Inadequate Pricing of Animal Products; in: *Nature Communications* 11 [accepted: October 2020].

Stoll-Kleemann, S., Schmidt, U. J. (2017). Reducing meat consumption in developed and transition countries to counter climate change and biodiversity loss: a review of influence factors. *Regional Environmental Change*, 17(5), 1261-1277.

UBA (2014): Reaktiver Stickstoff in Deutschland. Ursachen, Wirkungen, Maßnahmen. Unter Mitarbeit von Umweltbundesamt. Deutschland. Halle, Saale, Dessau-Roßlau. Online verfügbar: <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:gbv:3:2-44677> .

UBA (2019): Methodenkonvention 3.0 zur Ermittlung von Umweltkosten. Kostensätze. Stand 02/2019. Deutschland, Dessau Roßlau. Online verfügbar: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-02-11_methodenkonvention-3-0_kostensaetze_korr.pdf .

UBA (2020): ProBas. Prozessorientierte Basisdaten für Umweltmanagementsysteme. Datenbank. Online verfügbar: <https://www.probas.umweltbundesamt.de/php/index.php> .

United Nations Environment Programme. (2019). The emissions gap report 2019. United Nations Environment Programme. Online verfügbar: <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/30797/EGR2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y> .