

Was kosten uns Lebensmittel wirklich? Ansätze zur Internalisierung externer Effekte der Landwirtschaft am Beispiel Stickstoff

Tobias Gaugler, Amelie Michalke

Angaben zur Veröffentlichung / Publication details:

Gaugler, Tobias, and Amelie Michalke. 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): 156–57.
<https://doi.org/10.14512/gaia.26.2.25>.

Was kosten uns Lebensmittel wirklich?

Ansätze zur Internalisierung externer Effekte der Landwirtschaft am Beispiel Stickstoff

Tobias Gaugler, Amelie Michalke

Die Preise, die Verbraucher(innen) für Lebensmittel bezahlen, spiegeln deren wahre Kosten nur unzureichend wider. Eine Studie der Universität Augsburg ermittelte die gesellschaftlichen Kosten hoher Stickstoffbelastung und präsentiert Vorschläge für verursachergerechte Preisaufschläge.



What's the True Cost of Our Food? Internalizing the External Effects of German Agriculture through the Example of Nitrogen
GAIA 26/2 (2017): 156–157 | **Keywords:** agriculture, external effects, farming systems, food change, nitrogen

Gesundheitliche und ökologische Folgekosten der Nahrungsmittelproduktion sind in den aktuellen (Markt-)Preisen nur unzureichend oder überhaupt nicht enthalten. Wenn Folgekosten jedoch nicht verursachergerecht Eingang in den Preis eines Lebensmittels finden, wird es fälschlicherweise zu einem zu niedrigen Preis angeboten und somit in zu großer Menge verkauft. Aus ökonomischer Sicht wird die Vernachlässigung dieser externen Effekte als Marktversagen bezeichnet, das es mittels wirtschaftspolitischer Maßnahmen zu korrigieren gilt. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, welche externen Effekte

aus der Landwirtschaft resultieren. Darüber hinaus interessiert, ob sich Folgekosten verschiedener Lebensmittelkategorien voneinander unterscheiden.

Im Rahmen einer in Zusammenarbeit mit dem Aktionsbündnis *Artgerechtes München* erstellten Studie fokussieren wir uns auf externe Effekte der Landwirtschaft am Beispiel der Nitrat-/Stickstoffbelastung in Deutschland.

Reaktiver Stickstoff in der deutschen Landwirtschaft

Für die Untersuchung sind reaktive Verbindungen wie Stickoxide, Ammoniak, Lachgas sowie Nitrat und Ammonium von primärer Bedeutung. Sie werden vor allem beim Einsatz von Düngemitteln sowie in der Tierhaltung umgewandelt und freigesetzt. Die deutsche Landwirtschaft trägt etwa 60 Prozent zu den nationalen reaktiven Stickstoffeinträgen bei (UBA 2015). Neben Mineraldünger werden besonders in Regionen mit hoher Viehbesatzdichte große Mengen Wirtschaftsdünger angewendet (Bach 2010). Der größte Austrag von reaktivem Stickstoff findet in die Atmosphäre statt – mit etwa 500 Millionen Kilogramm pro Jahr für den gesamten deutschen Agrarsektor. Der hydrosphärische Stickstoffaustrag liegt hier bei etwa 400 Millionen Kilogramm pro Jahr (UBA 2015).

Monetarisierung des reaktiven Stickstoffs

Aktuell ergibt sich aus dem *Paris Agreement* (UN 2015) sowie aus den Nachhaltigkeitszielen (*Sustainable Development Goals, SDG*) (Bundesregierung 2017) die Notwendigkeit, landwirtschaftliche Folgekosten substantiell zu reduzieren. Für zielgerichtete Maßnahmen sind externe Effekte zu quantifizieren und zu monetarisieren. Unsere Studie trägt dazu bei, eine bestehende Forschungslücke für Deutschland zu schließen. Wir beziehen uns auf das *European Nitrogen Assessment*, auf dessen Grundlage Van Grinsven et al. (2013) die Folgen des aus der Landwirtschaft stammenden überschüssigen Stickstoffs monetarisieren. In ihrer Kosten-Nutzen-Analyse unterscheiden sie zwischen den Kategorien *Gesundheit, Ökosysteme, Klima* und *Landwirtschaft*. Folgekosten für die menschliche *Gesundheit* ergeben sich neben der Feinstaubbelastung durch Ammoniak und Stickoxide unter anderem aus der Nitratbelastung des Trinkwassers. Folgekosten für *Ökosysteme* beziehen sich zum Beispiel auf Biodiversitätsverluste terrestrischer Ökosysteme. In der Kategorie *Klima* stehen kühlende Effekte von Stickoxiden und Ammoniak erwärmenden Effekten von Lachgas gegenüber. Die *Landwirtschaft* zieht Nutzen aus der Ertragszunahme durch Düngung mit

Kontakt Autor(in): Dr. Tobias Gaugler |
E-Mail: tobias.gaugler@mrm.uni-augsburg.de

Amelie Michalke, B.Sc. |
E-Mail: amelie.michalke@yahoo.de

beide: Universität Augsburg | Interdisziplinäre
Arbeitsgruppe *Markte für Menschen* | Augsburg |
Deutschland

Kontakt DGH: Dr. Torsten Reinsch | Generalsekretär
DGH | Kurfürstenstr. 74a | 12249 Berlin | Deutschland | E-Mail: torsten.reinsch@fu-berlin.de |
www.dg-humanoeekologie.de

© 2017 T. Gaugler, A. Michalke; licensee oekom verlag.
This is an article distributed under the terms
of the Creative Commons Attribution License
(<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>),
which permits unrestricted use, distribution, and reproduction
in any medium, provided the original work is properly cited.

reaktiven Stickstoffen und erleidet kleinere Ertragseinbußen durch die beschleunigte Bildung von bodennahem Ozon durch Stickoxide.

Ausgehend von den zunächst auf Europa bezogenen Daten erfolgt eine Übertragung auf Deutschland (nach Van Grinsven et al. 2013, SI). Es ergeben sich aggregierte Kosten für die menschliche Gesundheit (10,76 Milliarden Euro), für Ökosysteme (9,22 Milliarden Euro) sowie für das Klima (0,26 Milliarden Euro). Für die Landwirtschaft resultiert ein Nutzen in Höhe von 8,71 Milliarden Euro. Saldiert ergeben sich hieraus Folgekosten in Höhe von 11,53 Milliarden Euro.

Lebensmittelpreisaufschläge – aber differenziert!

Da diese Folgekosten aktuell nicht verursachergerecht in die Bepreisung von Lebensmitteln eingehen, wird ein Vorschlag vorgestellt, wie diese Kosten internalisiert werden können. Zunächst erscheint eine Differenzierung zwischen verschiedenen landwirtschaftlichen Produktionsmethoden sinnvoll: zum einen zwischen biologischen und konventionellen Anbauverfahren, zum anderen zwischen tierischen und pflanzlichen Agrarprodukten. Daraus lässt sich ein Preisaufschlagsmodell für diese Lebensmittelkategorien entwickeln.

Um differenzierte Preisaufschläge zu erhalten, ist der überschüssige reaktive Stickstoff zunächst anteilig den Kategorien zuzuordnen. Aus dem biologischen Landbau resultierende Stickstoffüberschüsse betragen im Mittel etwa 32 Prozent derjenigen des konventionellen Landbaus (Osterburg und Runge 2007, Kolbe 2000). Allerdings werden im ökologischen Landbau im Durchschnitt lediglich etwa 76 Prozent des konventionellen Ertrags generiert (De Ponti 2012, Witzke und Noleppa 2011, Ponisio et al. 2015, Seufert et al. 2012, Mäder et al. 2002, Lotter 2003). Aus der gleichzeitigen Betrachtung beider Faktoren sowie einer Normierung ergeben sich ein Bio-Stickstofffaktor von 29,66 Prozent und ein Konventionell-Stickstofffaktor von 70,34 Prozent. Der durchschnittliche Stickstofffußabdruck pflanzlicher Produkte beträgt in etwa ein Neuntel des Stickstofffußabdrucks, der aus tierischen Produkten resul-

tiert. In diesen ist der Bedarf an Futtermitteln zur Produktion tierischer Lebensmittel eingerechnet (Leip et al. 2014). Es resultieren kategoriespezifische Stickstoffüberschüsse von 10,51 Prozent für pflanzliche beziehungsweise 89,49 Prozent für tierische Lebensmittel.

Unter Annahme stochastischer Unabhängigkeit der beiden Dimensionen ergeben sich prozentuale Stickstoff-Schadensfaktoren von 3,12 für bio/pflanzlich, 7,39 für konventionell/pflanzlich, 26,55 für tierisch/bio und 62,95 für tierisch/konventionell. Die Schadensfaktoren sind mit den jeweiligen Produktionsgrößen gewichtet, wobei vereinfachend angenommen wird, dass die innerdeutsche Nahrungsmittelproduktion dem Konsum entspricht. Auf Grundlage von Destatis (2013) und BÖLW (2016) legen wir folgende Gewichtung der Produktionsanteile zugrunde: 1,90 Prozent für bio/pflanzlich, 54,05 Prozent für konventionell/pflanzlich, 1,50 Prozent für bio/tierisch und 42,55 Prozent für konventionell/tierisch.

Gewichtet mit den Stickstoff-Schadensfaktoren sind prozentuale Schadensanteile in Höhe von 0,19 für bio/pflanzlich, 12,79 für konventionell/pflanzlich, 1,27 für bio/tierisch und 85,75 für konventionell/tierisch ableitbar. Die Zuschlüsselung der gesamten externen Kosten induziert Folgekosten in Höhe von etwa 22 Millionen Euro für die Kategorie bio/pflanzlich, 1,474 Milliarden Euro für konventionell/pflanzlich, 147 Millionen Euro für bio/tierisch und 9,885 Milliarden Euro für die Kategorie konventionell/tierisch.

Um diese externen Kosten – im Folgenden – exemplarisch in den Nahrungsmittelpreis zu internalisieren, werden die gesamtdeutschen Lebensmittelausgaben für jede Kategorie ermittelt. Die kategoriespezifischen externen Kosten werden ins Verhältnis zu den jeweiligen Nahrungsmittelausgaben gesetzt, woraus folgende Preisaufschläge resultieren: etwa 0,5 Prozent bei pflanzlichen Bio-Lebensmitteln, etwa 1,1 Prozent für die Kategorie konventionell/pflanzlich, etwa 4,1 Prozent für Bio-Lebensmittel tierischen Ursprungs, etwa 9,7 Prozent für die Kategorie konventionell/tierisch. Diese kategoriespezifischen Preisaufschläge wären nötig, um die aus den

Stickstoffüberschüssen des Agrarsektors resultierenden externen Kosten verursachergerecht zu internalisieren. Es wird deutlich, dass gegenwärtig insbesondere tierisch-konventionelle Produkte einer Unterbepreisung unterliegen und für ihre gesundheitlichen sowie ihre umweltbezogenen Folgekosten nur unzureichend verantwortlich gemacht werden.

Literatur

- Bach, M. 2010. *Zeitreihe Stickstoffindikator. Vereinheitlichte Methodik zur Berechnung von Stickstoff-Bilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland*. Gießen: Justus-Liebig-Universität. BÖLW (Bund Ökologische Lebensmittelwirtschaft). 2016. *Die Bio-Branche 2016*. Berlin: BÖLW.
- Bundesregierung. 2017. *Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie*. Berlin: Bundesregierung.
- De Ponti, T., B. Rijk, M. van Ittersum. 2012. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108: 1–9.
- Destatis (Statistisches Bundesamt). 2013. *Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen*. Fachserie 18, 1.5. Wiesbaden: Destatis.
- Kolbe, H. 2000. *Landnutzung und Wasserschutz*. Leipzig: WLV Wissenschaftliches Lektorat & Verlag.
- Leip, A., F. Weiss, J. P. Lesschen, H. Westhoek. 2014. The nitrogen footprint of food products in the European Union. *Journal of Agricultural Science* 152: 20–33.
- Lotter, D. 2003. Organic agriculture. *Journal of Sustainable Agriculture* 21/4: 59–128.
- Mäder, P., A. Fließbach, D. Dubois, L. Gunts, P. Fried, U. Niggli. 2002. Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296/5573: 1694–1697.
- Osterburg, B., T. Runge (Hrsg.). 2007. *Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer*. Braunschweig: Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft.
- Ponisio, L., L. M'Gonigle, K. Mace, J. Palomino, P. de Valpine, C. Kremen. 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B* 282/1799. doi: 10.1098/rspb.2014.1396.
- Seufert, V., N. Ramankutty, J. Foley. 2012. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature* 485: 229–232.
- UBA (Umweltbundesamt). 2014. *Reaktiver Stickstoff in Deutschland*. Dessau: UBA.
- UN (United Nations). 2015. *Paris agreement*. Paris: UN.
- Van Grinsven, H. J. et al. 2013. Costs and benefits of nitrogen for Europe and implications for mitigation. *Environmental Science and Technology* 47/8: 3571–3579.
- Witzke, H., S. Noleppa. 2011. *Der gesamtgesellschaftliche Nutzen von Pflanzenschutz in Deutschland*. Studie. Berlin. https://www.agrar.hu-berlin.de/de/institut/departments/dao/bk/ihe/Veroeff/psm_markeffekte_final.pdf (abgerufen 24.05.2017).