

DIE WIRKUNG VON AGRARUMWELTMAßNAHMEN AUF
BETRIEBLICHE STICKSTOFFBILANZEN

-

EMPIRISCHE ERGEBNISSE AUS NORDRHEIN-WESTFALEN

Wolfgang Roggendorf und Stefan Schwarze

wolfgang.roggendorf@thuenen.de

stefan.schwarze@thuenen.de

Thünen-Institut für Ländliche Räume, Bundesallee 64

38116 Braunschweig



2020

***Vortrag anlässlich der 60. Jahrestagung der GEWISOLA
(Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V.)***

***„Herausforderungen für die ländliche Entwicklung – Wirtschafts- und
sozialwissenschaftliche Perspektiven, Halle (Saale), 23. bis 25. September
2020***

DIE WIRKUNG VON AGRARUMWELTMAßNAHMEN AUF BETRIEBLICHE STICKSTOFFBILANZEN – EMPIRISCHE ERGEBNISSE AUS NORDRHEIN-WESTFALEN

Zusammenfassung

Agrarumweltmaßnahmen (AUM) stellen ein wichtiges Mittel zur Reduzierung von Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft in das Grundwasser bzw. in Gewässer dar. Trotz des langen Bestehens dieser Maßnahmen gibt es wenig empirische Evidenz zu ihrer Wirkung, da betriebliche Daten kaum verfügbar sind und die Analyse durch die potentielle Stichprobenverzerrung („selection bias“) erschwert wird. Ziel dieser Studie ist es nun, durch die Anwendung von Matching-Verfahren die Wirkung der Teilnahme an AUM auf die einzelbetriebliche Stickstoffbilanz zu schätzen. Dabei konnten wir auf Daten aus Nährstoffvergleichen laut Düngeverordnung zurückgreifen, die im Rahmen der Fachrechtskontrollen der Landwirtschaftskammer Nordrhein-Westfalen erhoben wurden. Unter den verschiedenen AUM betrachten wir den ökologischen Landbau, die extensive Grünlandnutzung, den Vertragsnaturschutz sowie den Zwischenfruchtanbau. Signifikante Unterschiede in den N-Bilanzen konnten für den Ökologischer Landbau, die extensive Grünlandnutzung und mit Einschränkungen auch für den Vertragsnaturschutz und den Zwischenfruchtanbau festgestellt werden. Die geschätzten Unterschiede in den N-Bilanzsalden liegen tendenziell in Größenordnungen, die auch in der Literatur als Ergebnis von Feldversuchen zu finden sind. Für die extensive Grünlandnutzung fallen sie sogar höher aus als in dieser Literatur dargestellt.

Keywords

Wirkungsanalyse, Agrarumweltmaßnahmen, betriebliche Stickstoffbilanzen, Matching, Nordrhein-Westfalen

1 Einleitung

In vielen Gebieten Deutschlands finden sich erhöhte Nitratwerte im Grundwasser, die zu einem beträchtlichen Teil aus Stickstoffüberschüssen der Landwirtschaft stammen. Zur Minderung solcher Umweltbelastungen führte die EU bereits im Zuge der Mac-Sharry-Reform von 1992 sogenannte Agrarumweltmaßnahmen (AUM) ein. Landwirte, die sich zur Teilnahme entschließen, bekommen dabei für eine Änderung ihrer Bewirtschaftung, die über die gute landwirtschaftliche Praxis hinaus geht, Ausgleichszahlungen. Trotz des langen Bestehens dieser Maßnahmen gibt es wenig empirische Evidenz zu ihrer Wirkung (Yoder et al., 2019).

Die Hauptgründe für die geringe Zahl an empirischen Studien sind zum einen die eingeschränkte Verfügbarkeit betrieblicher Daten und zum anderen die potentielle Stichprobenverzerrung („selection bias“) bei der Analyse dieser Daten (D’Alberto et al., 2018). Da die Teilnahme an AUM freiwillig ist, entscheidet jeder Betrieb, ob er teilnehmen soll oder nicht. Somit unterscheiden sich teilnehmende und nicht-teilnehmende Betriebe in ihren Charakteristika (Lastra-Brava et al., 2015) und ein einfacher Vergleich kann nicht die Wirkung der Maßnahmen identifizieren. Populäre statistische Verfahren zur Reduzierung der Stichprobenverzerrung sind der Differenz-von-Differenzen-Ansatz (DvD-Ansatz), Matching-Verfahren sowie eine Kombination beider Methoden. Im Zusammenhang mit der Analyse von AUM nutzten diese Methoden Uhleke et al. (2019) und Pufahl und Weiss (2009) für Deutschland, Chabe-Ferret und Subervie (2013) für Frankreich und Arata und Scokoi (2016) für Spanien, Großbritannien, Italien, Frankreich und Deutschland. Allerdings standen allen genannten Studien nur Daten zur Verfügung, die keinen direkten Rückschluss auf die Wasserschutzwirkung zu lassen, sondern mit dieser lediglich mehr oder weniger stark korreliert sind (zum Beispiel Ausgaben für Düngemittel und Landnutzungsänderungen). In dieser Studie können wir auf

Daten aus Nährstoffvergleichen laut Düngeverordnung aus Nordrhein-Westfalen (NRW) zurückgreifen. Diese einzelbetrieblichen Nährstoffbilanzen erlauben eine bessere Abschätzung der Grundwasserschutzwirkung als Düngemittelausgaben oder Landnutzungsparameter. Außerdem nutzt auch die Europäische Kommission schon seit längerem Stickstoffbilanzen als Wirkungsindikator für die Evaluierung.

Zusätzlich zu den Nährstoffbilanzen enthält der Datensatz auch Daten zur Teilnahme an AUM, wodurch auch ein Vergleich zwischen den Maßnahmen möglich ist, sowie Landnutzungsdaten, die wir für das Matching nutzen konnten.

Ziel dieser Studie ist es, durch die Anwendung von Matching-Verfahren die Wirkung der Teilnahme an AUM auf die einzelbetriebliche Stickstoffbilanz zu schätzen. Unter den verschiedenen im ELER-Förderprogramm von NRW angebotenen AUM betrachten wir den ökologischen Landbau, die extensive Grünlandnutzung, den Vertragsnaturschutz auf Grünland sowie den Zwischenfruchtanbau. Somit trägt unsere Studie dazu bei, die Wasserschutzwirkung dieser AUM besser quantifizieren zu können.

2 Daten und Methoden

2.1 Daten

Betriebliche Daten standen aus Nährstoffvergleichen laut Düngeverordnung zur Verfügung, die im Rahmen der Fachrechtskontrollen der Landwirtschaftskammer NRW erhoben worden sind. Für die Evaluierung der AUM wurden die Daten pseudonymisiert geliefert. Dadurch ist eine Verknüpfung mit anderen Datenquellen nicht möglich, wodurch die Analyse auf die im Datensatz enthaltenen Parameter beschränkt ist. Die Kontrolldaten stammen aus den Düngejahren 2014/2015 und 2015/2016. Gemäß den Vorgaben der zu diesem Zeitpunkt gültigen Düngeverordnung ist der Bilanzierungsansatz der Nährstoffvergleiche als Feld-Stall-Bilanz einzuordnen. Der Bilanzsaldo für Stickstoff (N) wird im Datensatz einmal für das entsprechende Düngejahr angegeben und zusätzlich unter Einbeziehung zurückliegender Jahre als gleitendes mehrjähriges Mittel. Neben den Salden wurden die meisten der laut Kammervorgaben zu erstellenden Bilanzparameter mitgeliefert. Einige Parameter fehlen jedoch (z.B. die N-Bindung durch Leguminosen, Nährstoffe aus eigenen nachwachsenden Rohstoffen, vor allem aber die in Anrechnung gebrachten Ausbringungsverluste), sodass die Bilanzsalden nicht vollständig nachvollzogen werden können. Neben den Bilanzparametern wurde der Datensatz durch die Kammer um Informationen zur Teilnahme an AUM, Angaben zur Kreiszugehörigkeit eines Betriebes, Angaben zu Tierhaltung (Anzahl Stallplätze für die Haupttierarten, Wirtschaftsdüngerform) sowie wenige betriebsstrukturelle Parameter (die Betriebsgröße (LF) und die Acker-, Grünland- und Dauerkulturfläche) ergänzt.

Vor Beginn der eigentlichen Analyse wurden die Daten bereinigt und soweit möglich auf Plausibilität geprüft. Datensätze mit fehlenden Werten und wenig plausiblen Angaben bzw. Extremwerten (aktuelle Bilanz <-500 und >500 kg/ha, negative N-Abfuhr über die Ernte) wurden bei der Auswertung ausgeschlossen. Außerdem wurden Betriebe, die sich auf Sonderkulturen spezialisiert haben, nicht für die Analyse verwendet. Für das spätere Matching blieben zudem Betriebe unberücksichtigt, die in früheren Jahren an einer Maßnahme teilnahmen, diese aber in den analysierten Düngejahren nicht mehr in Anspruch nahmen. Zur Frage der generellen Verwendbarkeit des Datensamples konnten in einer früheren Studie mit vergleichbaren Daten Plausibilitätsanalysen für Teilnehmer an AUM durch Verknüpfung mit Daten zu Anbauflächen und Tierzahlen aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem (InVeKoS) durchgeführt werden (vgl. Roggendorf 2015). Für Nichtteilnehmer waren Plausibilitätsanalysen nicht möglich.

In der Stichprobe sind nach Bereinigung Datensätze von insgesamt 3015 Betrieben enthalten, von denen 993 an AUM teilnahmen. 2022 Betriebe nahmen an keinerlei AUM teil und stehen

somit als potentielle Vergleichsgruppe für das Matching zur Verfügung. Von den 3015 Betrieben wurden 22% nach Zufall ausgewählt bzw. haben ihre Daten freiwillig für wissenschaftliche Zwecke zur Verfügung gestellt. Der Rest wurde nach Risikoaspekten (viehstarke Regionen, Wasserschutzgebiete, Abgabe Wirtschaftsdünger) für die Stichprobenziehung vorselektiert. Die durchschnittliche Betriebsgröße im Datensample beträgt 68 ha bei einem Ackerflächenanteil von 76%. Damit unterscheidet sich die Stichprobe erheblich von der Grundgesamtheit aller Betriebe in Nordrhein-Westfalen, die 2016 eine mittlere Betriebsgröße von 36 ha und einen Ackerflächenanteil von 53 % aufweist. Folglich sind die Betriebe in der Stichprobe zwar landesweit verteilt, aber nur eingeschränkt repräsentativ. Bemerkenswert ist, dass sich der aktuelle N-Bilanzüberschuss aller Betriebe in der Stichprobe mit durchschnittlich 6,6 kg N/ha auf einem sehr niedrigen Niveau befindet. Das fünfjährige Mittel liegt etwas höher bei 7,5 kg N/ha. Vergleichbare Datensätze aus anderen Bundesländern (z.B. aus Niedersachsen) weisen z. T. ein deutlich höheres Durchschnittsniveau auf, was teilweise auch auf die von den Düngebehörden der Länder vorgegebenen Bilanzierungsverfahren zurückzuführen ist (vgl. auch Machmüller und Sundrum 2014). Auch das LANUV (2017) weist auf den starken Einfluss der vorgegebenen Methodik der Nährstoffvergleiche nach Düngeverordnung hin, der insbesondere durch Überschätzung bei den Grünlanderträgen und bei Abzügen für gasförmige Stickstoffverluste zu unrealistisch niedrigen Bilanzsalden führen kann.

2.2 Methoden

Wie bereits erwähnt werden zur Schätzung der Wirkung der Agrarumweltmaßnahmen Matching-Verfahren verwendet. Dabei werden für Betriebe, die an einer Maßnahme teilnehmen (die sogenannte Treatmentgruppe), Betriebe, die in allen relevanten Faktoren außer der Programmteilnahme identisch sind (Vergleichsgruppe), gesucht. Letztere stellen somit die Situation ohne Teilnahme für die teilnehmenden Betriebe dar (kontrafaktische Situation). Bei den vorliegenden Daten ist kein direkter Vergleich von Teilnehmern und Nicht-Teilnehmern sinnvoll, da sich die Gruppen in Parametern unterscheiden, die auch einen Einfluss auf die untersuchten Zielgrößen haben. Es wird daher versucht, über Matching-Verfahren zu den maßnahmenbezogenen Teilnehmern anhand spezifischer Auswahlvariablen im Datensample möglichst ähnliche Betriebe zu selektieren, die nicht an AUM teilnehmen. Aufgrund der geringen Anzahl an Variablen im Datensatz stehen zur Bildung der Vergleichsgruppe nur wenige Parameter zur Verfügung. Die Auswahlvariablen werden aus dem bestimmenden Wirkungsansatz der Maßnahme abgeleitet. Bei Maßnahmen, die z.B. darauf abzielen, den Mineraldüngereinsatz zu senken, wird das Nährstoffaufkommen über Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung neben Betriebsgrößenvariablen (LF sowie der Anteil der Ackerfläche an der LF) für die Selektion vergleichbarer Betriebe herangezogen. Diese Parameter sind stark mit den übrigen im Datensatz enthaltenen Variablen korreliert, so dass deren Einbeziehung als Auswahlvariablen nicht nötig ist. Weitere Details zur Datenaufbereitung und den verwendeten Auswahlvariablen sind in den Abschnitten zu den Ergebnissen der einzelnen Maßnahmen zu finden.

Die „Ähnlichkeit“ der Betriebe wird über eine gewichtete Funktion der oben genannten Auswahlvariablen für jeden Betrieb bestimmt. Zur Messung der „Ähnlichkeit“ der Betriebe wird der Mahalanobis-Abstand verwendet. Im Unterschied zur euklidischen Distanz, bei der die einzelnen Datenpunkte nicht gewichtet werden, werden beim Mahalanobis-Abstand die Daten mit der inversen Varianz-Kovarianz-Matrix gewichtet (siehe StataCorp 2019). Jedem teilnehmenden Betrieb wird anschließend der am wenigsten entfernte Betrieb aus der Gruppe der Nichtteilnehmer zugeordnet. Dieser Vorgang wird allgemein als Matching bezeichnet. Zur Vermeidung von Verzerrungen in der Schätzung des Effektes können Betriebe aus der Vergleichsgruppe mehreren teilnehmenden Betrieben zugewiesen werden. Zur Überprüfung der Güte des Matchings werden der Unterschied in den standardisierten Mittelwerten und das Varianzverhältnis nach dem Matching herangezogen. Die beiden Gruppen stimmen vollkommen überein, wenn der Unterschied in den standardisierten Mittelwerten null und das Va-

rianzverhältnis gleich eins ist. Es gibt keinen formalen Test für diese Statistiken und es können daher keine formalen Rückschlüsse gezogen werden. Es gibt in der Literatur auch keinen Konsens über die Höhe der Abweichungen, die noch als akzeptabel gelten. In den folgenden Analysen wird davon ausgegangen, dass eine Abweichung von weniger als 10% auf gut vergleichbare Gruppen schließen lässt (siehe Normand et al. 2001). Abschließend wird der Effekt einer Maßnahme als durchschnittliche Differenz der Zielgrößen (N-Bilanz und mineralische Stickstoffdüngermenge) von Teilnehmern und den jeweils zugeordneten Betrieben aus der Vergleichsgruppe berechnet. Für die Datenanalyse wurde Stata 15 und speziell der Befehl „teffects nnmatch“ bzw. „teffects psmatch“ benutzt.

3 Ergebnisse

3.1 Ökolandbau

Der Ökologische Landbau unterscheidet sich im Hinblick auf Nährstoffflüsse völlig von der konventionellen Wirtschaftsweise. Systembedingt zeichnet er sich durch wesentlich geringere Inputs pro Flächeneinheit und entsprechend geringere Nährstoffoutputs über pflanzliche und tierische Produkte aus. Um dies nachzuweisen, kommen folglich nur wenige der Variablen im Datensample für die Bildung einer Vergleichsgruppe in Frage. Zum Beispiel wurde auf eine Einbeziehung des Nährstoffaufkommens über Wirtschaftsdünger aus der eigenen Tierhaltung als Auswahlvariable verzichtet, da dieser Parameter im Vergleich zu konventionell wirtschaftenden Betrieben systembedingt niedriger ausfallen muss. Als Auswahlvariablen werden daher neben dem Düngejahr nur die Betriebsgröße (LF) und der Grünland-Anteil genutzt. Außerdem wurde im Matching festgelegt, dass nur tierhaltende Betriebe bzw. nicht-tierhaltende Betriebe sowie Betriebe einer Region zusammengeführt werden dürfen. Für die regionale Zuordnung bedeutet dies, dass den Teilnehmern nur Kontrollbetriebe aus dem gleichen Kreis oder aus Nachbarkreisen zugeordnet wurden.

Nach der Bereinigung befinden sich 48 ökologisch wirtschaftende Betriebe in der Stichprobe, von denen 26 Betriebe auch an anderen Fördermaßnahmen teilnehmen. Um den Effekt des Ökolandbaus von den Effekten anderer Maßnahmen zu isolieren, wurden in der folgenden Analyse 14 Betriebe, die auch am Vertragsnaturschutz oder dem Zwischenfruchtanbau teilnehmen, herausgenommen. Unter den ökologisch wirtschaftenden Betrieben befinden sich außerdem 4 Betriebe mit einer LF von mehr als 120 ha, für die kein geeigneter Partner aus der Kontrollgruppe zu finden war. Nach dem Matchen der verbliebenen 30 Betriebe ist die Abweichung in den standardisierten Mittelwerten und im Varianzverhältnis unter 10%, sodass von gut vergleichbaren Gruppen ausgegangen werden kann (siehe Tabelle 1).

Die verbliebenen 30 Teilnehmer haben einen Ackerflächenanteil von 46,8 % bei einer mittleren Betriebsgröße von 51,6 ha. Der Stickstoffanfall aus der eigenen Tierhaltung liegt im Schnitt bei 79 kg N/ha. Damit unterscheiden sich diese Betriebe hinsichtlich der LF und des Ackerflächenanteils deutlich von der Grundgesamtheit aller im Jahr 2016 geförderten Ökoberetriebe, die nicht am Vertragsnaturschutz bzw. Zwischenfruchtanbau teilnehmen und deren LF unter 120 ha beträgt. Der Ackerlandanteil dieser Betriebe liegt bei 27,5 % mit einer durchschnittlichen LF von 29,4 ha.

Tabelle 1: Unterschiede in den Auswahlvariablen zwischen Teilnehmern am Ökolandbau und der Kontrollgruppe vor und nach dem Matching

Parameter	Standardisierte Mittelwerte		Varianzverhältnis	
	Vorher	Nachher	Vorher	Nachher
LF (ha)	0,01	-0,01	1,19	0,97
Anteil der Ackerfläche an der LF (%)	-0,86	0,01	1,74	0,98
Düngejahr (0=2014/2015, 1= 2015/2016)	0,23	0,0	-	-
Tierhaltung (0=nein, 1=ja)	0,17	0,0	-	-

Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=30 und in der Kontrollgruppe=1.867

Quelle: Eigene Berechnungen

Durch die ökologische Wirtschaftsweise fällt die N-Bilanz um 41 kg N/ha niedriger aus (siehe Tabelle 2). Das 95%-Konfidenzintervall für diesen geschätzten Effekt liegt zwischen -64 und -19 kg N/ha. Die Teilnehmer am Ökolandbau weisen somit in der Feld-Stall-Bilanz deutlich negativere Werte auf als konventionelle Vergleichsbetriebe. Die Unterschiede in der N-Bilanz ergeben sich durch einen wesentlich geringeren N-Input im Ökolandbau. Neben der kaum durchgeführten N-Mineraldüngung weisen ökologisch wirtschaftende Betriebe erwartungsgemäß einen geringeren Anfall von N aus der eigenen Tierhaltung auf. Auf der anderen Seite fällt auch die N Abfuhr über die Ernte im ökologischen Landbau mit im Mittel 154 kg N/ha geringer aus als auf den Vergleichsbetrieben (203 kg N/ha). Zudem sind die Im- und Exporte von organischem Stickstoff auf den ökologisch wirtschaftenden Betrieben geringer. Dabei können die geringeren Abfuhr die geringeren Zufuhren nicht ausgleichen, wodurch sich die deutlich negativen Bilanzsalden von durchschnittlich - 56 kg N/ha ergeben. Insgesamt ist aber die N-Effizienz pro Hektar (Verhältnis Output zu Input) im Ökolandbau deutlich besser.

Tabelle 2: Effekte der Teilnahme am Ökolandbau auf die Stickstoffbilanz und die Stickstoffdüngermenge der teilnehmenden Betriebe

	Effektgröße	Signifikanz	95%-Konfidenzintervall	
Stickstoffbilanz (kg N/ha)	-41,4	***	-63,5	-19,3
Stickstoffdüngermenge (kg N/ha)	-82,1	***	-100,0	-64,3

Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=30 und in der Kontrollgruppe=1.867

*p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001

Quelle: Eigene Berechnungen

Damit liegt der mittlere Bilanzsaldo der Ökobetriebe in der Stichprobe zwar im Bereich der untersten 15% aller Betriebe im Datensatz, er fällt aber weniger extrem aus als bei Teilnehmern der extensiven Grünlandnutzung (s. Kap 3.2). Bemerkenswert ist die große Spannweite

der Salden bei den teilnehmenden Betrieben. Wie hoch der Saldo ausfällt, ist dabei von der Produktionsweise abhängig. Als bestimmende Einflussgröße konnte dabei der Grünlandanteil ermittelt werden. Ökobetriebe mit einem Grünlandanteil von > 80% weisen einen mittleren Saldo von -95 kg/ha N auf, also 40 kg N/ha niedriger als das Stichprobenmittel. Die Differenz zum Saldo der Kontrollgruppe steigt in dieser Gruppe auf 62 kg N/ha. Hingegen liegt bei Betrieben mit einem Grünlandflächenanteil von < 50 % der aktuelle N-Bilanzsaldo bei -23,5 kg N/ha, die Differenz zum Saldo der Kontrollgruppe beträgt 42 kg N/ha.

Der berechnete Unterschied im Bilanzsaldo ist wie erwähnt Ergebnis einer Feld-Stallbilanz. Er ist damit nur begrenzt vergleichbar mit Ergebnissen aus der Literatur, wo zumeist Hoftorbilanzen dargestellt sind, z.B. von Bach et al. (2012) oder Hülsbergen und Rahmann (2013). Es ist davon auszugehen, dass Unterschiede von Ökobetrieben und Vergleichsbetrieben in Hoftorbilanzsalden weit höher ausfallen als bei Feld-Stallbilanzen, wodurch die hier geschätzten Effekte plausibel erscheinen.

3.2 Extensive Grünlandnutzung

Bei der extensiven Grünlandnutzung interessiert, in welchem Umfang der Mineraldüngerverzicht auf die Nährstoffbilanz des Betriebes insgesamt wirkt. Letztlich steht dahinter die Frage nach dem Extensivierungsniveau geförderter Betriebe unterhalb des Referenzsystems der guten landwirtschaftlichen Praxis. Daher wurde wie bei der Analyse des Ökolandbaus auf eine Einbeziehung des Nährstoffaufkommens über Wirtschaftsdünger aus der eigenen Tierhaltung als Auswahlvariable verzichtet. Als Auswahlvariablen werden somit neben dem Düngejahr nur die Betriebsgröße (LF) und der Grünland-Anteil genutzt.

In der Stichprobe befinden sich nach der Bereinigung 37 Betriebe, die an der betrieblichen Grünlandextensivierung teilnehmen. Von diesen Betrieben nehmen 17 allerdings auch an anderen Fördermaßnahmen teil, sodass die Analyse auf die verbliebenen 20 Betriebe beschränkt wurde, was statistisch gerade noch als vertretbar gilt. Unter den verbliebenen Betrieben sind 17 Rinderhalter. Nach dem Matching lag die Abweichung in den standardisierten Mittelwerten und im Varianzverhältnis unter 10 % und man kann von gut vergleichbaren Gruppen ausgehen (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Unterschiede in den Auswahlvariablen zwischen Teilnehmern an der extensiven Grünlandnutzung und der Kontrollgruppe vor und nach dem Matching

Parameter	Standardisierte Mittelwerte		Varianzverhältnis	
	Vorher	Nachher	Vorher	Nachher
LF (ha)	-0,35	0,02	0,35	1,01
Anteil der Ackerfläche an der LF (%)	-2,26	0,03	0,32	0,97
Düngejahr (0=2014/2015, 1= 2015/2016)	-0,29	0,0	-	-

Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=20 und in der Kontrollgruppe=1.240

Quelle: Eigene Berechnungen

Die Teilnehmer haben einen Ackerflächenanteil von 14% und eine mittlere Betriebsgröße von 49 ha. Damit unterscheiden sie sich von der Grundgesamtheit aller Betriebe, die an der Grün-

landextensivierung teilnehmen. Diese Betriebe sind im Durchschnitt etwas kleiner (LF von 45 ha) und haben einen geringeren Ackerflächenanteil (8 %).

Die Teilnahme an der extensiven Grünlandbewirtschaftung senkt die aktuelle N-Bilanz im Schnitt um 60 kg N/ha (95%-Konfidenzintervall zwischen -95 und -24 kg N/ha) (siehe Tabelle 4). Ein Grund für diese Ergebnisse ist zum einen der auflagenbedingt verringerte Einsatz an mineralischem Stickstoffdünger, welcher um 55 kg N/ha niedriger ausfällt. Das 95%-Konfidenzintervall für diesen Effekt liegt zwischen -78 und -32 kg N/ha. Wie erwartet ist auch der Tierbesatz und das damit verbundene Aufkommen betriebseigener Wirtschaftsdünger mit 66 kg N/ha erheblich niedriger als in der Kontrollgruppe. Zusammengefasst liegt der N-Input um knapp 100 kg N/ha unter dem von Betrieben vergleichbarer Flächenausstattung.

Tabelle 4: Effekte der Teilnahme an der Grünlandextensivierung auf die Stickstoffbilanz und die Stickstoffdüngermenge der teilnehmenden Betriebe

	Effektgröße	Signifikanz	95%-Konfidenzintervall	
Stickstoffbilanz (kg N/ha)	-59,8	***	-95,1	-24,4
Stickstoffdüngermenge (kg N/ha)	-55,0	***	-78,4	-31,6

Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=20 und in der Kontrollgruppe=1.240

*p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001

Quelle: Eigene Berechnungen

Auffällig ist, dass die Teilnehmer an der extensiven Grünlandnutzung insgesamt extrem negative N-Bilanzsalden aufweisen. Der Mittelwert der Teilnehmer im Datensample liegt bei fast -70 kg N/ha und fällt damit sogar deutlich unter die Grenze der untersten Quantils (-62 kg N/ha). Die Teilnehmer gehören damit zu den besonders extensiv wirtschaftenden Betrieben. Die zum Gruppenvergleich ausgewählten 20 teilnehmenden Betriebe liegen mit einem N-Saldo von im Mittel -80 kg N/ha im Übrigen noch deutlich darunter.

3.3 Vertragsnaturschutz

Der Vertragsnaturschutz ist neben dem primären Biodiversitätsziel ebenfalls mit einem Watterschutzziel verbunden. Es handelt sich aber um eine Maßnahme mit sehr heterogener Teilnehmerstruktur und sehr unterschiedlichen Auflagenniveaus in den diversen Teilmaßnahmen. Die Formulierung einer geeigneten Prüfhypothese und damit verbunden die Auswahl geeigneter Variablen zur Vergleichsgruppenbildung für das gesamte Maßnahmenbündel sind daher schwierig. Da die Maßnahme überwiegend auf Schutzgebiete konzentriert ist, wären als Referenz Betriebe heranzuziehen, die in dieser Kulisse wirtschaften und nicht an der Förderung teilnehmen. Es fehlen aber die entsprechenden Angaben, um solche Betriebe aus der Kontrollgruppe auswählen zu können. Daher werden die im Abschnitt 2.2 genannten Auswahlvariablen verwendet.

In der Stichprobe befinden sich 273 Betriebe, die am Vertragsnaturschutz teilnehmen. Von diesen nehmen 107 Betriebe allerdings auch an anderen Fördermaßnahmen teil. Die Analyse wurde wieder auf die Betriebe, die an keiner anderen Maßnahme teilnehmen, beschränkt (N=166). Nach dem Matchen kann von gut vergleichbaren Gruppen ausgegangen werden, da die Abweichung in den standardisierten Mittelwerten und im Varianzverhältnis unter 10 % liegt (siehe Tabelle 5).

Tabelle 5: Unterschiede in den Auswahlvariablen zwischen Teilnehmern am Vertragsnaturschutz und der Kontrollgruppe vor und nach dem Matching

Parameter	Standardisierte Mittelwerte		Varianzverhältnis	
	Vorher	Nachher	Vorher	Nachher
LF (ha)	0,44	0,00	2,83	0,96
Anteil der Ackerfläche an der LF (%)	-0,61	-0,01	1,07	0,98
Düngejahr (0=2014/2015, 1= 2015/2016)	-0,00	0,0	-	-

Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=166 und in der Kontrollgruppe=2.022

Quelle: Eigene Berechnungen

Die teilnehmenden Betriebe haben einen Ackerflächenanteil von 58 % bei einer mittleren Betriebsgröße von 86 ha. Sie bewirtschaften somit deutlich mehr Fläche und einen höheren Ackerflächenanteil als die zuvor besprochenen Teilnehmer am Ökolandbau und der betrieblichen Grünlandextensivierung. Zudem unterscheiden sich diese Betriebe hinsichtlich LF und Ackerflächenanteil deutlich von der Grundgesamtheit aller im Jahr 2016 am Vertragsnaturschutz teilnehmenden Betriebe, die an keinen weiteren AUM und nicht am Ökolandbau teilnehmen. Der Ackerlandanteil der Betriebe dieser Grundgesamtheit liegt im Mittel bei 32% mit einer durchschnittlichen LF von 42 ha. Auch beim Anteil der Vertragsfläche an der Betriebsfläche (LF) weicht die Stichprobe mit im Mittel 8% sehr deutlich von der Grundgesamtheit ab, bei der dieser Anteil bei etwa 33% liegt. Um die Wirkung des Vertragsnaturschutzes besser im gesamtbetrieblichen Saldo ablesen zu können, wird daher in einem zweiten Schritt die Treatmentgruppe auf Betriebe mit einem Anteil der Maßnahmenfläche an der LF von über 10% eingengt. Es verbleiben dann 47 Teilnehmer mit einer mittleren LF von 57 ha, einem Ackerflächenanteil von 52% und einem Vertragsflächenanteil von durchschnittlich 20%.

Tabelle 6: Effekte der Teilnahme am Vertragsnaturschutz auf die Stickstoffbilanz und die Stickstoffdüngermenge der teilnehmenden Betriebe

	Effektgröße	Signifikanz	95%-Konfidenzintervall	
Stickstoffbilanz (kg N/ha)	-9,3		-19,1	0,5
Stickstoffdüngermenge (kg N/ha)	-7,8		-17,4	1,7

Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=166 und in der Kontrollgruppe=2.022

*p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001

Quelle: Eigene Berechnungen

Bei Teilnahme am Vertragsnaturschutz sinkt die N-Bilanz um gut 9 kg N/ha (siehe Tabelle 6). Das 95%-Konfidenzintervall für diesen geschätzten Effekt liegt zwischen -19 und 0,5 kg N/ha. Da kein signifikanter Einfluss auf die N-Mineraldüngung festgestellt wurde, ergeben sich die Unterschiede in der N-Bilanz ähnlich wie bei der gesamtbetrieblichen Grünlandextensivierung durch den Einfluss der maßnahmenbezogenen Auflagen auf den Tierbesatz und

damit auf das Aufkommen betriebseigener Wirtschaftsdünger. Der Stickstoffanfall aus der eigenen Tierhaltung liegt auf teilnehmenden Betrieben im Schnitt bei 143 kg N/ha und damit um rund 21 kg N/ha unter dem der Kontrollgruppe. Zusammen ergibt dies einen geringeren N-Input von rund 27 kg N/ha auf Betrieben mit Vertragsnaturschutz. Da gleichzeitig die N-Abfuhr über die Ernte nur um 8 kg N/ha geringer ausfällt, ist auch bei den Teilnehmern am Vertragsnaturschutz eine bessere N-Effizienz als in der Kontrollgruppe gegeben.

Die Effekte des Vertragsnaturschutzes auf die Stickstoffbilanz werden verstärkt, wenn die Gruppe der Teilnehmer – wie oben beschrieben - auf Betriebe mit einem Anteil der Maßnahmenfläche an der LF von über 10 % eingeeengt wird (siehe Tabelle 7). Diese Betriebe haben im Schnitt ein um 22 kg N/ha niedrigeres Bilanzsaldo (95%-Konfidenzintervall zwischen -41 und -3 kg N/ha). Der Einsatz von mineralischem N-Dünger sinkt im Schnitt um 18 kg N/ha (95%-Konfidenzintervall zwischen -33 und -3 kg N/ha). Der N-Anfall aus der eigenen Tierhaltung liegt um 51 kg N/ha und der N-Input insgesamt sogar um 66 kg N/ha niedriger als in der Kontrollgruppe.

Tabelle 7: Effekte der Teilnahme am Vertragsnaturschutz auf die Stickstoffbilanz und die Stickstoffdüngermenge der teilnehmenden Betriebe mit einem Anteil der Maßnahmenfläche an der LF > 10%

	Effektgröße	Signifikanz	95%-Konfidenzintervall	
Stickstoffbilanz (kg N/ha)	-21,9	**	-41,1	-2,7
Stickstoffdüngermenge (kg N/ha)	-18,3	**	-33,3	-3,3

Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=47 und in der Kontrollgruppe=2.022

*p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001

Quelle: Eigene Berechnungen

Geht man davon aus, dass der gesamtbetrieblich festgestellte Effekt in den N-Bilanzen nur auf die Auflagen für die Vertragsflächen zurückzuführen sind, kann über eine Verhältnisrechnung der Effekt theoretisch auf den Hektar Förderfläche umgerechnet werden. Daraus resultieren mit 100-110 kg N/ha beim N-Saldo und 320-330 kg N/ha beim N-Input Werte, die weit über den Schätzungen liegen, die für eine extensive Grünlandbewirtschaftung in der Literatur zu finden sind (vgl. Osterburg und Runge 2007 mit einer Synopse der Literatur, die überwiegend auf Feldversuchen basiert). Es sei aber an dieser Stelle erneut angemerkt, dass das Referenzsystem für einen echten Mit-Ohne-Vergleich fehlt, da die Kontrollbetriebe in den meisten Fällen keine Flächen in Schutzgebieten bewirtschaften dürften. Die Ergebnisse sind also nur eingeschränkt als Effekt der Fördermaßnahmen zu interpretieren. Viel eher stellen sich hier wohl Unterschiede der Grünlandwirtschaft in Schutzgebieten und außerhalb dar, die neben Bewirtschaftungsauflagen teilweise auch auf Standortunterschiede zurückzuführen sind.

3.4 Zwischenfruchtanbau

Im Datensatz befinden sich 206 Betriebe, die am Zwischenfruchtanbau teilnehmen. Von diesen nehmen 94 Betriebe allerdings auch an anderen Fördermaßnahmen teil und die folgende Analyse wurde wieder auf die Betriebe, die an keiner anderen Maßnahme teilnehmen, beschränkt (N=112). Damit die Abweichung in den standardisierten Mittelwerten und im Varianzverhältnis unter 10% liegt (siehe Tabelle 8), wurden Betriebe mit einer LF größer 300 ha ausgeschlossen. Dadurch ergibt sich eine Treatmentgruppe von 111 Betrieben. Diese Betriebe

haben einen Ackerflächenanteil von 87% bei einer mittleren Betriebsgröße von 62 ha. Der Anteil der Maßnahmenfläche an der LF beträgt gut 30 %. Damit stimmt die Stichprobe sehr gut mit der Grundgesamtheit aller Teilnehmer an der Förderung des Zwischenfruchtanbaus überein. Der Stickstoffanfall aus der eigenen Tierhaltung liegt im Schnitt bei 178 kg N/ha. Um analysieren zu können, ob Betriebe den über den Zwischenfruchtanbau gebundenen Stickstoff in der Düngeplanung anrechnen, wurde zur Bildung der Vergleichsgruppe das N-Aufkommen aus der eigenen Tierhaltung kontrolliert. Dabei wird angenommen, dass Änderungen in der Düngeplanung am ehesten beim Mineraldüngereinsatz abzulesen sind.

Tabelle 8: Unterschiede in den Auswahlvariablen zwischen Teilnehmern am Zwischenfruchtanbau und der Kontrollgruppe vor und nach dem Matching

Parameter	Standardisierte Mittelwerte		Varianzverhältnis	
	Vorher	Nachher	Vorher	Nachher
LF (ha)	0,059	-0,006	0,895	0,985
Anteil der Ackerfläche an der LF (%)	0,500	-0,027	0,357	1,036
Düngejahr (0=2014/2015, 1= 2015/2016)	-0,426	0,0	-	-
N aus eigener Tierhaltung (kg/ha)	0,111	-0,009	0,780	1,011

Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=111 und in der Kontrollgruppe=2.018

Quelle: Eigene Berechnungen

In einem zweiten Schritt wird die Treatmentgruppe auf Betriebe mit einem Anteil der Maßnahmenfläche an der LF von > 30% eingengt, um die Wirkung des Zwischenfruchtanbaus noch besser im gesamtbetrieblichen Saldo ablesen zu können. Es verbleiben dann 46 Teilnehmer mit einer mittleren LF von 52 ha und einem Ackerflächenanteil von 90 %, bei denen der Zwischenfruchtanbau im Mittel auf 41,5 % der LF durchgeführt wird.

Da die Förderung des Zwischenfruchtanbaus im Datensatz wie auch in der Grundgesamtheit häufig in Kombination mit anderen Maßnahmen zu finden ist, wird diese Konstellation in einer dritten Variante zugelassen. Ausgenommen wurden allerdings weiterhin Teilnehmer an Maßnahmen mit gesamtbetrieblichem oder betriebszweigbezogenem Ansatz (Ökolandbau, Vielfältige Kulturen und extensive Grünlandnutzung). Die entsprechende Treatmentgruppe umfasst nun 175 Betriebe mit einer mittleren LF von 66 ha und einem Ackerflächenanteil von rund 89%. Der Anteil der Förderfläche an der LF beträgt im Mittel knapp 30%.

Bei allen drei Varianten bewegt sich der durchschnittliche N-Saldo der Teilnehmer um 14 kg N/ha und damit leicht oberhalb des Medianwertes aller Betriebe im Datensatz.

Die Teilnahme an der Maßnahme Zwischenfruchtanbau hat in den ersten beiden Varianten keinen signifikanten Einfluss auf das aktuelle Bilanzsaldo (siehe Tabelle 9). Bei einer Einschränkung der Treatmentgruppe auf Betriebe mit einem höheren Anteil der Maßnahmenfläche an der LF konnten jedoch signifikante Effekte beim N-Mineraldüngereinsatz festgestellt werden. Diese Betriebe haben einen um 13,4 kg N/ha niedrigeren Stickstoffeinsatz über Mineraldünger (95%-Konfidenzintervall zwischen -26,5 und -0,3 kg N/ha). Bezieht man dieses Ergebnis über eine Verhältnisrechnung allein auf die Förderfläche, würde daraus ein Effekt von gut 32 kg N/ha resultieren, der im oberen Bereich der von Osterburg und Runge (2007)

angegebenen Wirkungsspanne einzuordnen ist. In der dritten Berechnungsvariante schließlich weisen beide Zielparameter signifikante Unterschiede auf.

Tabelle 9: Effekte der Teilnahme am Zwischenfruchtanbau auf die Stickstoffbilanz der teilnehmenden Betriebe

	Effektgröße	Signifikanz	95%-Konfidenzintervall	
1. Variante: ohne Teilnehmer an anderen Maßnahmen				
Stickstoffbilanz (kg N/ha)	-0,5		-13,3	12,3
Stickstoffdüngermenge (kg N/ha)	-4,7		-13,9	4,5
2. Variante: ohne Teilnehmer an anderen Maßnahmen und ohne Betriebe mit einem Anteil der Maßnahmenfläche an der LF von <= 30%				
Stickstoffbilanz (kg N/ha)	-4,6		-24,0	14,8
Stickstoffdüngermenge (kg N/ha)	-13,4	*	-26,5	-0,3
3. Variante: ohne Teilnehmer an Teilnehmer an Maßnahmen mit betriebszweigbezogenem Ansatz (Ökolandbau, Vielfältige Kulturen und betriebliche Grünlandextensivierung)				
Stickstoffbilanz (kg N/ha)	-5,8	*	-18,7	-0,02
Stickstoffdüngermenge (kg N/ha)	-15,5	***	-25,9	-5,1

1. Variante: Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=111 und in der Kontrollgruppe=2.018

2. Variante: Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=46 und in der Kontrollgruppe=2.018

3. Variante: Anzahl an Observationen in der Treatmentgruppe=175 und in der Kontrollgruppe=2.018

*p<0,05, **p<0,01, ***p<0,001

Quelle: Eigene Berechnungen

Bei allen drei Analysen konnte darüber hinaus festgestellt werden, dass die teilnehmenden Betriebe eine höhere Aufnahme an organischem N aufweisen, aber im Schnitt auch mehr organischen N wieder abgeben (in der 3. Variante sogar deutlich mehr als zugeführt wird). Teilnehmer am Zwischenfruchtanbau sind also stärker als Betriebe der Kontrollgruppe bemüht, ihr Nährstoffmanagement durch Im- und Exporte zu optimieren. Damit zeigt sich aber, dass erhebliche Unterschiede zwischen den Vergleichsgruppen bzgl. der jeweiligen betrieblichen Nährstoffflüsse bestehen. Da aber über das Machtingverfahren keine besseren Vergleichsgruppen gebildet werden konnten, liegt der Schluss nahe, dass über den zur Verfügung stehenden Datensatz der erwartete Effekt des Zwischenfruchtanbaus nur unzureichend nachweisbar ist. Problematisch ist in diesem Zusammenhang u.a., dass für die Gruppe der Kontrollbetriebe keine Informationen zur Verfügung stehen, die zeigen, ob diese ggf. Zwischenfrüchte im Rahmen des Greening anbauen oder in der Zielkulisse des Grund- oder Trinkwasserschutzes wirtschaften und entsprechende Beratungsangebote wahrnehmen konnten.

4 Schlussfolgerungen

Durch die Anwendung von Matching-Verfahren wurde in dieser Studie die Wirkung der Teilnahme an AUM auf die einzelbetriebliche Nährstoffbilanz geschätzt. Unter den verschiedenen AUM betrachteten wir den ökologischen Landbau, die extensive Grünlandnutzung als Betriebszweig, den Vertragsnaturschutz sowie den Zwischenfruchtanbau. Im Gegensatz zu vorherigen Studien, die auf Daten basieren, die keinen direkten Rückschluss auf die Wasserschutzwirkung zulassen, konnten wir auf Daten aus Nährstoffvergleichen laut Düngeverordnung zurückgreifen, die im Rahmen der Fachrechtskontrollen der Landwirtschaftskammer NRW erhoben wurden. Signifikante Unterschiede in den N-Bilanzen konnten für den Ökolandbau, die extensive Grünlandnutzung und mit Einschränkungen auch für den Vertragsnaturschutz und den Zwischenfruchtanbau festgestellt werden. Die geschätzten Unterschiede in den Bilanzsalden liegen tendenziell in der Größenordnung, die auch in der Literatur angegeben ist. Für die extensive Grünlandnutzung fallen sie sogar höher aus als in der Literatur dargestellt.

Einschränkend muss erwähnt werden, dass die im Datensatz erfassten Betriebe nur bedingt repräsentativ für die jeweilige Grundgesamtheit der Maßnahmenteilnehmer sind. Dies ist auch dadurch begründet, dass zur Ableitung eindeutiger Maßnahmeneffekte die häufig in der Grundgesamtheit zu findenden Betriebe, die an mehreren Maßnahmen teilnehmen, weitgehend von den Auswertungen ausgeschlossen waren. Daher können die Ergebnisse nur eingeschränkt auf alle Teilnehmer an den AUM im Bundesland übertragen werden.

Teilnehmende Betriebe an den betrieblichen Maßnahmen Ökolandbau und extensive Grünlandnutzung liegen sowohl bezogen auf N-Überschüsse als auch auf den N-Input auf dem untersten Ende der vorzufindenden Wertespanne, sind also als sehr extensiv wirtschaftende Betriebe einzuordnen. Für den VNS trifft dies nur für Betriebe mit hohen Anteilen der Förderflächen an der LF zu. Bei vielen VNS-Teilnehmern wird aber neben den extensiv bewirtschafteten Vertragsflächen oft eine intensive Landwirtschaft mit hohem Nährstoffniveau praktiziert. Teilnehmer aller drei genannten Maßnahmen weisen neben den signifikant geringeren N-Überschüssen gleichzeitig eine bessere N-Effizienz auf. Über den Zwischenfruchtanbau (ggf. auch über die gekoppelte Beratung) sind vor allem Betriebe mit einem überdurchschnittlichen Aufkommen von N aus Wirtschaftsdüngern in der Lage, den innerbetrieblichen Nährstoffeinsatz besser zu steuern und dadurch Überschüsse zu mindern.

Die Auswertungen haben außerdem gezeigt, dass über Kontrolldaten der Düngeverordnung bis 2016 bereits deutliche Unterschiede beim Nährstoffmanagement und beim Nährstoffinput zwischen unterschiedlichen Bewirtschaftungspraktiken und -intensitäten abgeleitet werden konnten. Allerdings bieten die Daten der Nährstoffvergleiche nur unzureichende Informationen über die tatsächlichen betrieblichen Nährstoffflüsse, insbesondere bei tierhaltenden Betrieben. Zukünftig sollten aber aufgrund der im Rahmen der Reform der Düngeverordnung erfolgten Änderungen in den Aufzeichnungspflichten, vor allem in Form der Stoffstrombilanzen, deutlich bessere Daten für betriebliche Vergleiche zur Verfügung stehen.

Literatur

- ARATA, L. UND P. SCKOKAI (2016): The impact of agri-environmental schemes on farm performance in five EU member states: a DID-matching approach. *Land Economics*, 92(1), 167–186.
- BACH, M., MICHL, R. UND B. SCHUCK (2012): Berechnung und Regionalisierung der Stickstoff-Überschüsse einzelbetrieblicher Hof- oder Bilanzen in Hessen. Giessen.
- CHABÉ-FERRET, S. UND J. SUBERVIE (2013): How much green for the buck? Estimating additional and windfall effects of French agro-environmental schemes by DID-matching. *Journal of Environmental Economics and Management*, 65(1), 12–27.

- D'ALBERTO, R., ZAVALLONI, M., RAGGI, M., UND D. VIAGGI (2018): AES Impact Evaluation With Integrated Farm Data: Combining Statistical Matching and Propensity Score Matching. *Sustainability*, 10(11), 4320.
- HÜLSBERGEN, K.-J. UND G. RAHMANN (2013): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. In: *Thünen Report*, H. 8. Weihenstephan / Trenthorst.
http://www.thuenen.de/media/publikationen/thuenen-report/Thuenen_Report_08.pdf.
- LANUV [LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NORDRHEIN-WESTFALEN] (2017): Auswertung von betrieblichen Nährstoffvergleichen.
https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv/landwirtschaft/pdf/Naehrstoffbericht2017_AuswertungNaehrstoffvergleiche.pdf [zitiert am 17.8.2020].
- LASTRA-BRAVO, X.B., HUBBARD, C., GARROD, G. UND A. TOLÓN-BECERRA (2015): What drives farmers' participation in EU agri-environmental schemes? Results from a qualitative meta-analysis. *Environmental Science & Policy*, 54, 1–9.
- MACHMÜLLER, A. UND SUNDRUM, A. (2014): Der Einfluss länderspezifischer Berechnungsverfahren auf den betrieblichen Nährstoffvergleich gemäß Düngeverordnung. *Landbauforschung*, 64 (1), 17-30.
- NORMAND, S.L.T., LANDRUM, M.B., GUADAGNOLI, E., AYANIAN, J.Z., RYAN, T.J., CLEARY, P.D. UND B.J. MCNEIL (2001): Validating recommendations for coronary angiography following an acute myocardial infarction in the elderly: a matched analysis using propensity scores. *Journal of Clinical Epidemiology* 2001; 54:387–398.
- OSTERBURG, B. UND T. RUNGE, HRSG. (2007): Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen in Gewässer - eine wasserschutz-orientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 307*. Braunschweig.
- PUFAHL, A. UND C.R. WEISS (2009): Evaluating the effects of farm programs: Results from propensity score matching. *European Review of Agricultural Economics* 36 (1), 79-101.
- ROGGENDORF, W. (2015): Auswertung betrieblicher Nährstoffbilanzen. In: BORMANN, K., FORSTNER, B., GRAJEWSKI, R., HORLITZ, T. (2015): Bericht 2015 zur laufenden Bewertung des NRW-Programms Ländlicher Raum 2007-2013 im Rahmen der 7-Länder-Bewertung, 57-64.
- StataCorp (2019): *Stata 16 Treatment-Effects Reference Manual*. Stata Press. College Station, TX, USA.
- UEHLEKE, R., PETRICK, M. UND S. HÜTTEL (2019): Agricultural policy evaluation with large-scale observational farm data: The environmental efficacy of agri-environmental schemes. Paper presented at the 172nd EAAE Seminar 'Agricultural policy for the environment or environmental policy for agriculture?', May 28-29, 2019, Brüssel.
- YODER, L., WARD, A., DALRYMPLE, K., SPAK, S., UND R. LAVE (2019): An analysis of conservation practice adoption studies in agricultural human-natural systems. *Journal of Environmental Management*. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.02.009