

Einfluss von kombinierter organisch-mineralischer Düngung im Wechselgrünland auf die $\delta^{15}\text{N}$ Werte im Oberboden nach kurzer Etablierungszeit

F. Sieve¹, W. Klahsen¹, J. Isselstein¹, M. Kayser^{1,2}

¹ Georg-August Universität Göttingen, Department für Nutzpflanzenwissenschaften, Abteilung Graslandwissenschaft, Von-Siebold-Str. 8, 37075 Göttingen,

friederike.sieve@uni-goettingen.de

² Universität Vechta, Fakultät II, Driverstraße 22, 49377 Vechta

Einleitung und Problemstellung

Bei der Identifizierung und Verfolgung von Stickstoff-Verlustpfaden wird die Tatsache genutzt, dass Stickstoff in der Natur in Form von zwei stabilen Isotopen (^{14}N und ^{15}N) vorkommt. Unterschiedliche Düngerformen variieren in ihrem $\delta^{15}\text{N}$ Gehalt, wobei Dünger tierischen Ursprungs wie Gülle oder Festmist im Vergleich zu mineralischen Düngern in ^{15}N angereichert sind (Dittert et al., 1998). Zudem haben Prozesse des N-Kreislaufs (z.B. Nitrifikation, Denitrifikation, Ammoniakverflüchtigung) durch Fraktionierung und Diskriminierung einen Einfluss auf den $\delta^{15}\text{N}$ Gehalt in Substrat und Produkt (Högberg, 1997).

Eine Anwendung der Methode in langjährigen Produktions- und Ökosystemen ist etabliert (Bedard-Haughn et al., 2003; Watzka et al., 2006) und auch über die kurzfristige Veränderung (Tage bis Monate) von isotopischen Signalen im Aufwuchs von Grünland gibt es Untersuchungen (Tonn et al., 2019).

Generell ist aber die zeitliche Reaktion von isotopischen Signalen in unterschiedlich gedüngten Grünlandsystemen noch nicht ausreichend bekannt. Daher sollte in einem Feldversuch mit Wechselgrünland untersucht werden, ob die Anwendung unterschiedlicher Stickstoffaufwandmengen organischer und organisch-mineralischer Dünger in einem Zeitraum von ein bis drei Jahren zu einer Veränderung der isotopischen Signatur von ^{15}N im Oberboden führt. Dabei wird besonders auf den Zusammenhang von Etablierungszeit, Düngung und wetterbedingten Stickstoffüberschüssen im Boden eingegangen.

Material und Methoden

Die Versuchsanlage befindet sich in Nordwestdeutschland im nördlichen Kreis Cloppenburg auf einem leicht anmoorigen Sandboden (666 mm Niederschlag, 10,3°C Jahresmitteltemperatur). Über drei Jahre (2016–2018) wurden auf einem Wechselgrünland (5-jährig) mit Schnittnutzung verschiedene Düngungsvarianten mit organischer Düngung (Rin-

dergülle) und der Kombination aus organischer und mineralischer Düngung (Kalkammonsalpeter) auf Ertrag, N-Effizienz und N-Auswaschung in einer randomisierten Blockanlage mit vier Wiederholungen geprüft (Tab. 1). Die Varianten wurden im Frühjahr 2016 in einem dann zweijährigen Bestand auf Basis einer Dauergrünlandmischung angelegt. Die Parzellen wurden viermal im Jahr beerntet. Gedüngt wurden auf allen Parzellen außer der Kontrolle 120 kg N/ha mit Rindergülle im Frühjahr und mit entsprechenden Folgegaben von jeweils 60 kg N/ha in Form von Gülle und/oder Kalkammonsalpeter nach dem ersten und zweiten Schnitt.

Tab. 1: Düngebehandlungen mit unterschiedlichen Stickstoffgaben, organische Düngung in Form von Rindergülle, mineralische Düngung in Form von Kalkammonsalpeter.

	Gesamt N [kg/ha]	N organisch [kg/ha]	N mineralisch [kg/ha]
Kontrolle	0	0	0
SLR120	120	120	0
SLR240	240	240	0
SLM240	240	120	120
SLM360	360	240	120

Die Probennahme des Oberbodens (0–10 cm) fand jeweils im Herbst statt, 2016 und 2017 im Oktober, 2018 aufgrund des sehr späten vierten Schnittes im Dezember. Diese Proben wurden nach Trocknung und Vermahlung mithilfe eines Massenspektrometers auf ihre isotopische ^{15}N Signatur untersucht. Zusätzlich wurde im Winterhalbjahr mittels einer stationären Saugkerzenanlage das Sickerwasser beprobt und analysiert.

Bei der Untersuchung von natürlichem Vorkommen von ^{15}N wird das Verhältnis $^{14}\text{N}:^{15}\text{N}$ mit $\delta\text{‰}^{15}\text{N}$ als Einheit gewählt, welches den relativen Unterschied zum Standard (atmosphärisches N_2 ; 0 ‰ ^{15}N (Mariotti, 1984)) wiedergibt. Ein höherer Wert bedeutet dementsprechend eine relative Anreicherung von ^{15}N zu ^{14}N .

Zur statistischen Auswertung wurden gemischte lineare Modelle mit Behandlung * Jahr als feste Effekte und Block als zufälligem Effekt gewählt. Für die separate Untersuchung der einzelnen Jahre wurde ein gemischtes lineares Modell mit der Behandlung als festem Effekt und dem Block als zufälligem Effekt genutzt. Zum paarweisen Vergleich der Mittelwerte wurde jeweils der Tukey HSD Test ($\alpha = 0,05$) angewandt.

Ergebnisse und Diskussion

Der $\delta^{15}\text{N}$ Wert im Oberboden wird in diesem Versuch (2016–2018) sowohl von der Düngebehandlung ($p < 0,001$), als auch vom Probenjahr ($p < 0,01$) und ebenfalls durch die Interaktion dieser beiden Faktoren ($p < 0,01$) beeinflusst. Festzustellen ist, dass sich bei der Betrachtung der Wechselwirkung Behandlung * Jahr im ersten Versuchsjahr 2016 noch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Behandlungen zeigen (Tab. 2). Im zweiten Jahr unterschieden sich die Kontrolle und SLM240 von der Behandlung mit der höchsten rein organischen Düngegabe (SLR240). Auch im letzten Versuchsjahr 2018 unterscheidet sich die Kontrolle signifikant von den beiden Varianten mit der höchsten organischen Düngegabe (SLR240 und SLM360). Dünger tierischen Ursprungs (hier Rindergülle) sind im Vergleich zu mineralischem Dünger in ihrem ^{15}N Gehalt angereichert. Gründe dafür

sind neben der Anreicherung von ^{15}N durch die Verdauung von pflanzlichem Material durch die Tiere besonders Ammoniakverflüchtigungen (NH_3) und mikrobielle Prozesse (Högberg, 1997; Kerley und Jarvis, 1996). Dies ist eine mögliche Erklärung für die erhöhten $\delta^{15}\text{N}$ Werte in Behandlungen mit einer Güllegabe von 240 kg N/ha (SLR240 2017; SLR240 und SLM360 2018). Betrachtet man die beiden Behandlungen SLM240 und SLR240 im Jahr 2017 (Tab. 2), so zeigt sich ein signifikanter Unterschied zwischen der Behandlung mit dem rein organischen N und dem organisch-mineralischem Gemisch, obwohl die ausgebrachte Gesamtmenge an Stickstoff identisch ist. Nach der ersten Güllegabe im Frühjahr wird die Folgedüngung bei SLM240 in Höhe von weiteren 120 kg N/ha in Form von KAS ausgebracht, dabei sind NH_3 Verluste zu vernachlässigen. Zudem enthält der mineralische Dünger kein ^{15}N (0 ‰ ^{15}N , SLM240) und hat keinen organischen Anteil, ist also weitgehend sofort pflanzenverfügbar. Damit kann der mineralische Dünger nach dem ersten und zweiten Schnitt effizienter genutzt werden.

Tab. 2: $\delta^{15}\text{N}$ Werte für die Behandlungen in den drei Versuchsjahren (Wechselwirkung Behandlung * Jahr) (SLR120 = 120 kg N/ha organisch; SLR240 = 240 kg N/ha organisch; SLM240 = 120 kg N/ha organisch und 120 kg N/ha mineralisch; SLM360 = 240 kg N/ha organisch und 120 kg N/ha mineralisch). Mittelwerte mit identischen Kleinbuchstaben sind nicht signifikant verschieden ($p < 0,05$).

Behandlung	$\delta^{15}\text{N}$		
	2016	2017	2018
Kontrolle	4,73 bc	4,26 ab	3,67 a
SLR120	5,11 bc	4,57 abc	4,23 ab
SLR240	4,74 bc	5,32 c	4,82 bc
SLM240	4,67 bc	4,33 ab	4,27 ab
SLM360	4,50 abc	4,50 abc	4,66 bc

Da das Probenjahr neben den Behandlungen einen signifikanten Effekt ($p < 0,01$) auf den $\delta^{15}\text{N}$ Wert des Bodens hat und insbesondere 2018 klimatisch ein besonderes Jahr war, wurden die Jahre ebenfalls separat voneinander untersucht. In 2018 zeigt sich die deutlichste Ausdifferenzierung der verschiedenen Behandlungen (Abb.1).

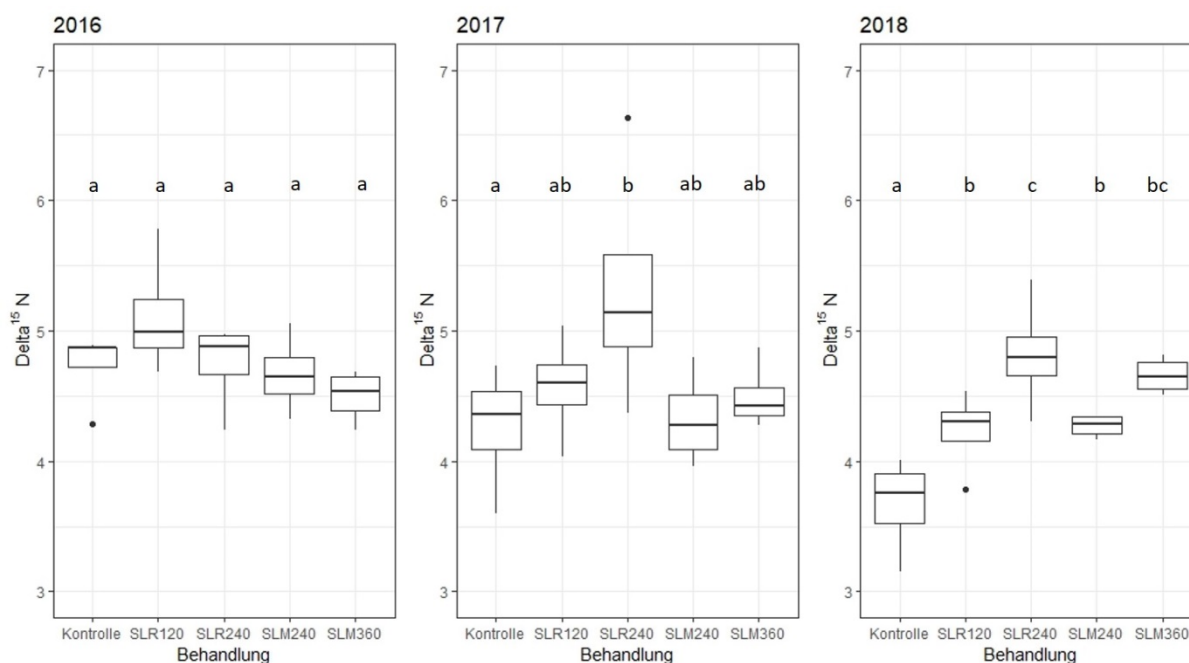


Abb. 1: $\delta^{15}\text{N}$ Werte für die unterschiedlichen Düngebehandlungen (SLR120 = 120 kg N/ha organisch; SLR240 = 240 kg N/ha organisch; SLM240 = 120 kg N/ha organisch und 120 kg N/ha mineralisch; SLM360 = 240 kg N/ha organisch und 120 kg N/ha mineralisch) für die separaten Versuchsjahre. Mittelwerte mit identischen Kleinbuchstaben sind nicht signifikant verschieden ($p < 0,05$).

Werden die Jahre separat für sich betrachtet (Abb. 1), dann hat die Düngebehandlung im ersten Jahr keinen Effekt (2016; $p = 0,191$). Im zweiten Jahr zeigt sich bereits ein signifikanter Einfluss der Behandlung auf den $\delta^{15}\text{N}$ Wert des Oberbodens (2017, $p = 0,043$). Die Behandlung SLR240 mit der höchsten rein organischen Düngegabe hat einen signifikant höheren $\delta^{15}\text{N}$ Wert im Boden als die ungedüngte Kontrolle. Im dritten Jahr 2018 ist der Einfluss hoch signifikant ($p < 0,001$). Die ungedüngte Kontrolle weist weiterhin die niedrigsten $\delta^{15}\text{N}$ Werte im Boden auf, wovon sich alle anderen Behandlungen signifikant unterscheiden. Die Behandlung SLR240 zeigt hier ebenfalls den höchsten $\delta^{15}\text{N}$ Wert und unterscheidet sich damit zusätzlich signifikant von den anderen Düngebehandlungen. Auch hier beeinflussen verschiedene Mechanismen das Ergebnis: Zum einen war 2018 ein sehr trockenes und warmes Jahr, in dem von Mai bis Oktober nur durchschnittlich 54% des langjährigen Mittels an Niederschlag gefallen ist und die Temperaturen im Schnitt 12% über den Werten des langjährigen Mittels lagen (DWD, 2019). Diese Bedingungen begünstigen hohe NH_3 Verluste (Mikkelsen, 2009). In erster Linie bezieht sich dies auf die ersten Stunden bis drei Tage nach der Ausbringung der Gülle (Bronson et al., 1999), doch ist bei den allgemeinen Wetterverhältnissen in 2018 davon auszugehen, dass das Risiko der Ammoniakverflüchtigungen insgesamt erhöht war. Zudem ist zu beachten, dass der Ertrag im Jahr 2018 knapp 70% unter dem von 2016 lag, sodass weniger N von den Pflanzen aufgenommen und zu Biomasse verwertet wurde. Die Abfuhr an Stickstoff war dementsprechend geringer und mehr (schweres ^{15}N) N ist im Boden verblieben bzw. im darauffolgenden Winter ausgewaschen worden. Dies spiegelt sich auch in den Ergebnissen der Sickerwasserbeprobung im Winter wider. Hier lagen die NO_3 Verluste im Winter 2018/2019 im Schnitt aller Behandlungen 443% über denen von 2016/2017.

Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich im dritten Jahr dieses Versuchs deutliche Effekte der Düngebehandlungen auf den $\delta^{15}\text{N}$ Wert des Oberbodens abzeichnen. Dies aber ausschließlich der Zeitdauer seit Etablierung der unterschiedlichen Behandlungen zuzuordnen, ist fraglich. Dazu erscheint der Einfluss der sehr trockenen Bedingungen im dritten Jahr mit den entsprechend höheren gasförmigen Verlusten, der geringeren N-Aufnahme, dem verminderten Aufbau in Biomasse und den entsprechend hohen N-Verlusten über das Sickerwasser als zu maßgeblich.

Literatur

- Bedard-Haughn, A., van Groenigen, J.W., van Kessel, C., 2003. Tracing ^{15}N through landscapes: potential uses and precautions. *J. Hydrol.* 272, 175–190.
- Bronson, K.F., Sparling, G.P., Fillery, I.R.P., 1999. Short-term N dynamics following application of ^{15}N -labeled urine to a sandy soil in summer. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1049–1057.
- Dittert, K., Goerges, T., Sattelmacher, B., 1998. Nitrogen turnover in soil after application of animal manure and slurry as studied by the stable isotope ^{15}N : A review. *Z. Für Pflanzenernähr. Bodenkd.* 161, 453–463.
- Högberg, P., 1997. ^{15}N natural abundance in soil-plant systems. *New Phytologist* 179–203.
- Kerley, S.J., Jarvis, S.C., 1996. Preliminary studies of the impact of excreted N on cycling and uptake of N in pasture systems using natural abundance stable isotopic discrimination. *Plant Soil* 178, 287–294.
- Mariotti, A., 1984. Natural ^{15}N abundance measurements and atmospheric nitrogen standard calibration. *Nature* 311, 251–252.
- Mikkelsen, R., 2009. Ammonia emissions from agricultural operations: Fertilizer. *Better Crops* 93, 9–11.
- Tonn, B., Porath, I., Lattanzi, F.A., Isselstein, J., 2019. Urine effects on grass and legume nitrogen isotopic composition: Pronounced short-term dynamics of $\delta^{15}\text{N}$. *PLOS ONE* 14, e0210623.
- Watzka, M., Buchgraber, K., Wanek, W., 2006. Natural ^{15}N abundance of plants and soils under different management practices in a montane grassland. *Soil Biol. Biochem.* 38, 1564–1576.