

TEXTE

76/2025

Urease- und Nitrifikationsinhibitoren für Klima- und Umweltschutz: Chance oder Risiko?

von:

Anne Biewald, Urs Dippon-Deißler, Sondra Klitzke,
Lisa Noll
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Andreas Pacholski
Thünen-Institut, Braunschweig

Unter Mitarbeit von Gesa Amelung, Franziska Kaßner,
Ivo Schliebner, Frauke Stock
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Herausgeber:

Umweltbundesamt

Urease- und Nitrifikationsinhibitoren für Klima- und Umweltschutz: Chance oder Risiko?

von

Anne Biewald, Urs Dippon-Deißler, Sonda Klitzke,
Lisa Noll
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Andreas Pacholski
Thünen-Institut, Braunschweig

Unter Mitarbeit von Gesa Amelung, Franziska Kaßner,
Ivo Schliebner, Frauke Stock
Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau

Abschlussdatum:

Februar 2025

Redaktion:

Fachgebiet I 1.4 Wirtschafts- und sozialwissenschaftliche Umweltfragen, sozial-ökologischer
Strukturwandel, nachhaltiger Konsum
Anne Biewald

DOI:

<https://doi.org/10.60810/openumwelt-7771>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Juni 2025

Kurzbeschreibung: Urease- und Nitrifikationsinhibitoren für Klima- und Umweltschutz: Chance oder Risiko?

Urease und Nitrifikationsinhibitoren werden inzwischen immer häufiger in der Landwirtschaft eingesetzt, um die Entstehung von Ammoniak- und Lachgasemissionen sowie die Auswaschung von Nitrat bei der Ausbringung von Düngern zu reduzieren. Ihre Anwendung wird voraussichtlich nach dem Jahr 2030 noch stärker an Bedeutung gewinnen, wenn auch der Landwirtschaftssektor einen signifikanten Beitrag zu den ambitionierten europäischen und nationalen Klimazielen leisten muss. Unsere theoretischen Berechnungen zu einem umfassenden Einsatz in der EU zeigen, dass die Inhibitoren landwirtschaftliche Ammoniakemissionen um bis zu neun Prozent und Treibhausgasemissionen um bis zu fünf Prozent reduzieren könnten.

Allerdings sind die möglichen Risiken einer großflächigen Ausbringung der Inhibitoren für die menschliche Gesundheit und die Umwelt bislang unzureichend untersucht und verstanden. Auch die spezifische Wirksamkeit unterschiedlicher Urease- und Nitrifikationsinhibitoren, zum Beispiel auf verschiedenen Standorten oder über längere Zeiträume, ist noch nicht ausreichend geklärt. Zudem ist die Datenlage zum Verbleib der Stoffe in der Umwelt lückenhaft und teilweise widersprüchlich. Diesen Unsicherheiten wird in den gesetzlichen Regelungen auf EU- und nationaler Ebene bislang nur teilweise Rechnung getragen. Dies zeigt sich zum Beispiel daran, dass fünf der elf auf dem deutschen Markt erhältlichen Inhibitorenwirkstoffe auf Grund ihres grundsätzlichen Toxizitätsprofils sehr wahrscheinlich nicht genehmigungsfähig wären, wenn sie mit den Anforderungen der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung geprüft würden. Das weist auf eine Regelungslücke hin, denn die Art der Ausbringung in die offene Umwelt, die angewandten Mengen sowie teilweise das Wirkungsziel sind bei Inhibitoren und Pflanzenschutzmitteln identisch. Darüber hinaus können die Wirkstoffe über zwei unterschiedliche und teilweise sehr intransparente gesetzliche Regelungen in Verkehr gebracht werden. Ein Verständnis der Öffentlichkeit bezüglich des Risikos des Einsatzes der Inhibitoren wird dadurch erschwert.

Ein großflächiger Einsatz von Inhibitoren kann deshalb vom Umweltbundesamt (UBA) nur empfohlen werden, wenn eine einheitliche europäische Regelung zur Genehmigung sicherstellt, dass der dauerhafte Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt erfüllt ist und damit das im Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union verankerte Vorsorgeprinzip erfüllt ist. Eine naheliegende Lösung dafür wäre die Schaffung einer EU-Verordnung mit einem Genehmigungs- und Zulassungsverfahren ähnlich dem der EU-Pflanzenschutzverordnung oder die Integration der Inhibitoren in die EU-Pflanzenschutzverordnung.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	7
Tabellenverzeichnis	7
1 Zielsetzung.....	8
2 Relevanz und technisches Potenzial der Inhibitoren zum Erreichen von Umwelt- und Klimazielen	11
3 Wirkungsweise von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren	14
4 Aktueller Wissensstand zur Wirksamkeit von Inhibitoren	16
5 Wirkstoffe und eingesetzte Mengen in der EU und in Deutschland	19
6 Gesetzliche Regelungen zum Inverkehrbringen in der EU und in Deutschland.....	22
7 Eintragspfade, Mobilität und Persistenz in Luft, Oberflächen- und Grundwasser	34
8 Risiken für menschliche Gesundheit und Umwelt	37
9 UBA-Empfehlungen	46
10 Literatur	51
11 Appendix.....	62

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Konzept der Wirkungsweise von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren im Boden.....	15
--------------	---	----

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	In Deutschland nach DüMV genehmigte Wirkstoffe (Quelle: DüMV und Beisecker et al. 2023)	19
Tabelle 2:	Verkaufte Mengen an mineralischen Stickstoffdüngern mit Urease (UI)- und Nitrifikationsinhibitoren (NI) von 2016 bis 2021 in Westeuropa (Quelle: IFA (2023)).....	20
Tabelle 3:	Übersicht über die REACH-Mengenkategorien, die in REACH vorhandenen terrestrischen Testergebnisse und die in REACH vorhandenen Risikobewertungen für die aktuell genehmigten Inhibitorenwirkstoffe (Quelle: ECHA 2023)..	24
Tabelle 4:	Überblick über die in der EU erhältlichen Produkte, deren Wirkstoffe und Stoffeigenschaften	41
Tabelle 5:	Überblick über Prüfanforderungen für die Wirkung auf terrestrische Organismen unter REACH entsprechend der Stoffeigenschaften (Quelle: ECHA 2015)	62
Tabelle 6:	Ausführliche chemische Bezeichnung sowie EC und CAS-Nummern zur eindeutigen Identifikation der Stoffe sowie Zusammenfassung der vorhandenen terrestrischen Tests (Quelle: ECHA 2023)	63

1 Zielsetzung

Lachgas und Ammoniak entstehen in der Landwirtschaft beim Einsatz von mineralischen und organischen Stickstoffdüngemitteln wie Gülle, Festmist und Gärresten sowie bei der Lagerung von organischem Dünger, im Stall sowie auf Weideflächen (LfU 2018, UBA 2023a). Aktuell verursacht die Landwirtschaft 75 Prozent der EU-weiten und 78 Prozent der deutschen Lachgasemissionen¹ (EEA 2023, UBA 2023b, UBA 2023c) sowie 90 Prozent der europäischen und 95 Prozent der deutschen Ammoniakemissionen (EEA 2019, UBA 2023a). Hohe Nitratkonzentrationen in Grund- und Oberflächengewässern sind hauptsächlich eine Folge von düngedingen, hohen Stickstoffüberschüssen. Weder die EU noch Deutschland erfüllen das Ziel der EU-Nitratrictlinie (EU-RL 91/676/EWG), Nitratgehalte im Grundwasser flächendeckend auf unter 50 Milligramm pro Liter zu senken.

Eine deutliche Reduktion der Lachgas- und Ammoniakemissionen, der Nitratauswaschung sowie der Stickstoffüberschüsse ist dringend notwendig, um die europäischen und nationalen Klima- und Umweltziele zu erreichen. Diese Notwendigkeit wird sich bis zum Jahre 2030 und darüber hinaus noch deutlich verschärfen, wenn dann die ambitionierten langfristigen europäischen und nationalen Umwelt- und Klimaschutzziele, wie beispielsweise in den Klimaschutzgesetzen (EU-VO 2021/1119, KSG 2019) oder in der NEC-Richtlinie (Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, EU-RL 2016/2284) verankert, umgesetzt werden müssen. Der Einsatz von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren (im Folgenden gemeinsam adressiert als „Inhibitoren“) hat das Potenzial, den Eintrag von Lachgas und Ammoniak in die Atmosphäre und von Nitrat in das Grund- und Oberflächenwasser zu reduzieren und damit einen Beitrag zur Erreichung der aktuellen sowie zukünftigen Umwelt- und Klimaschutzziele zu leisten. Der Fokus bei der Betrachtung des Einsatzes von Inhibitoren im Rahmen dieses Papiers sowie in der aktuellen Diskussion liegt bei der Reduktion von Spurengasemissionen. Die mögliche Verringerung der Nitratauswaschung und eine potenzielle Erhöhung der Stickstoffeffizienz werden deswegen nur indirekt mit Bezug auf diese Emissionen betrachtet.

Damit der Einsatz von Inhibitoren² in der Landwirtschaft einen signifikanten Beitrag zum Erreichen dieser Ziele leisten kann, müssten die Inhibitoren zusammen mit mineralischem und organischem Stickstoffdünger auf einem Großteil der konventionell³ bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen in der EU und in Deutschland ausgebracht werden. Dies entspräche in Deutschland 45 Prozent (UBA 2023d und UBA 2023e) und in der EU circa 35 Prozent der gesamten Landfläche (Eurostat 2024). Wenn man die in der deutschen Düngemittelverordnung (DüVM 2012) vorgeschriebenen zugesetzten Mindestmengen zu mineralischen Düngemitteln annimmt, würden beispielsweise jährlich bei Anwendung nur eines Wirkstoffs auf die gesamte berechnungsrelevante Düngermenge (kein Wirkstoffmix) jeweils 63.000 Tonnen des Nitrifikationsinhibitors DCD (Dicyandiamid), 5.100 Tonnen des Nitrifikationsinhibitors DMPP (3,4-Dimethylpyrazolosphat) oder 100 Tonnen des Ureaseinhibitors 2-NPT (N-(2- Nitrophenyl)phosphorsäuretriamid) in Deutschland ausgebracht

¹ Für die EU sind hier die Treibhausgas-Zahlen für 2020 angegeben, für Deutschland Zahlen aus den Vorjahresschätzungen für 2022.

² Inhibitoren können in vielen Bereichen, zum Beispiel auch in der Medizin, eingesetzt werden. In diesem Artikel wird der Begriff Inhibitor aber nur für Urease- und Nitrifikationsinhibitoren, welche zusammen mit Stickstoffdüngern ausgebracht werden, verwendet.

³ Nach der EU-Öko-Basisverordnung (EU-VO 2018/848) ist die Anwendung von chemisch-synthetischen Erzeugnissen und Stoffen strikt auf Fälle beschränkt, in denen die Verwendung von externen Produktionsmitteln zu unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt beitragen würde. Dabei sind mit den externen Produktionsmitteln laut Paragraph 5 der VO die nicht chemisch-synthetischen Produktionsmittel gemeint, die im ökologischen Landbau grundsätzlich angewendet werden sollen. Für die Anwendung von Inhibitoren könnte dieser Paragraph theoretisch greifen, da eine Nichtanwendung von Inhibitoren zu unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt führen könnte. Dies wird aber in der Praxis nach aktuellem Stand so nicht umgesetzt.

werden⁴. In der EU wären das entsprechend 123.000 Tonnen des Nitrifikationsinhibitor DCD, 43.800 Tonnen des Nitrifikationsinhibitor DMPP oder 1.000 Tonnen des Ureaseinhibitors 2-NPT^{5,6}.

Eine Ausbringung von Chemikalien in die Umwelt in dieser Größenordnung, deren Risiko für die menschliche Gesundheit und Umwelt⁷ noch nicht umfassend untersucht und bestimmt ist, sollte vom Gesetzgeber besonders gut geregelt werden. Auch das in Artikel 191 des Vertrags über die Arbeitsweise der Europäischen Union (AEUV) verankerte Vorsorgeprinzip legt fest, dass eine Politik oder Maßnahme nicht durchgeführt werden darf, wenn sie der Allgemeinheit oder der Umwelt Schaden zufügen kann, also ein potenzielles Risiko vorhanden ist und weiterhin kein wissenschaftlicher Konsens besteht (EUR-Lex 2023)⁸.

Aber nicht nur die Wirkungen eines Inhibitoreinsatzes auf Gesundheit und Umwelt müssen umfassend verstanden werden, auch die Wirksamkeit der Inhibitoren muss gesichert sein. Denn nur so können die entstehenden wirtschaftlichen Kosten der Anwendung, mögliche unvermeidbare Risiken für die Umwelt und die menschliche Gesundheit und der Gesamtnutzen eines Einsatzes gegeneinander abgewogen werden.

Dieses Papier will einen Beitrag zur Beantwortung der Frage leisten, ob Inhibitoren in der Landwirtschaft zum Erreichen von Umwelt- und Klimazielen eingesetzt werden sollten und wenn ja, unter welchen Voraussetzungen. Dafür werden folgende entscheidungsrelevante Punkte untersucht:

1. Welches technische Potenzial haben Inhibitoren zur Erreichung von Umwelt- und Klimazielen? (Kapitel 2)
2. Wie wirken die Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren? (Kapitel 3)
3. Was sind die offenen Fragen zur Wirkeffizienz? (Kapitel 4)
4. Welche Wirkstoffe und welche Mengen an Inhibitoren werden in der EU und Deutschland aktuell eingesetzt? (Kapitel 5)
5. Was sind die gesetzlichen Regelungen zum Inverkehrbringen und inwieweit können sie Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt wirkungsvoll begrenzen? (Kapitel 6)

⁴ Die International Fertilization Organisation gibt für das Jahr 2022 für Deutschland einen Inlandsabsatz von 1.034.000 Tonnen mineralischem Stickstoff an. Die Düngemittelverordnung (DüMV) gibt Mindestgehalte für fast alle Nitrifikationsinhibitoren, bezogen auf den ammoniakalischen Stickstoffgehalt (Ammonium und Harnstoff), vor. Diese Mindestgehalte befinden sich in einer Spanne von 0,05 bis 10 Prozent. Dabei hat DCD einen Mindestgehalt von 10 Prozent und DMPP einen Mindestgehalt von 0,8 Prozent. In der EU betrug nach der alten Düngemittelverordnung (VO (EG) 2003/2003) die Mindestaufwandmenge für DCD 2,25 Prozent. Der Ureaseinhibitor 2-NPT wird mit einer Mindestaufwandmenge von 0,04% des Harnstoffgehaltes zuaddiert. Die Gesamtmenge an abgesetztem Stickstoff multipliziert mit dem Mindestgehalt gibt die Menge an Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren an, die mindestens ausgebracht werden würde, wenn man den gesamten ammoniakalischen Stickstoff mit Inhibitoren versetzt. Dabei sind die Wirtschaftsdünger noch nicht enthalten. Für alle synthetischen Dünger außer Harnstoff (100% Anteil) und AHL wird konservativ ein Ammoniumanteil von 50% angenommen. Für AHL wird ein Harnstoffanteil von 50% (Ureaseinhibitor) und von 75% ammoniakalisches N (Nitrifikationsinhibitor) zu Grunde gelegt.

⁵ Die International Fertilization Organisation gibt für die EU 27 (ohne UK) und das Jahr 2022 einen Absatz von 8.39 Millionen Tonnen N (IFA 2025) an, davon 987 kt AHL und 2076 kt Harnstoff.

⁶ Diese Zahlen sind nur eine grobe Schätzung. Auf der einen Seite ist es unsicher, ob wirklich der komplette Mineraldünger in Zukunft mit Inhibitoren versetzt werden wird. Auf der anderen Seite können auch organischen Düngern Nitrifikationsinhibitoren zugesetzt werden, was wir bei unserer Schätzung nicht berücksichtigen.

⁷ Wir beziehen uns hier und im Folgenden auf den Schutz der menschlichen Gesundheit und das Risiko für die Umwelt. Damit meinen wir abiotische Schutzgüter (Boden, Wasser, Luft/Klima) und biotische Schutzgüter (Mensch, Pflanzen, Tiere, Biotope und Biozönosen). Diese Formulierung wird auch in der Zielsetzung der REACH-Verordnung verwendet: "ist eine Verordnung der Europäischen Union, die erlassen wurde, um den Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt vor den Risiken, die durch Chemikalien entstehen können, zu verbessern" (EG-VO 1907/2006).

⁸ Dieses Konzept der Vorsorge wurde in einer Mitteilung der Kommission von 2000 folgendermaßen konkretisiert: „So ist es (das Vorsorgeprinzip) in konkreten Fällen anwendbar, in denen die wissenschaftlichen Beweise nicht ausreichen, keine eindeutigen Schlüsse zulassen oder unklar sind, in denen jedoch aufgrund einer vorläufigen und objektiven wissenschaftlichen Risikobewertung begründeter Anlass zu der Besorgnis besteht, dass die möglicherweise gefährlichen Folgen für die Umwelt und die Gesundheit von Menschen, Tieren und Pflanzen mit dem hohen Schutzniveau der Gemeinschaft unvereinbar sein könnten“ (EU KOM 2020).

6. Wie ist der Verbleib der Inhibitoren und deren Abbauprodukten in Boden und Wasser? (Kapitel 7)
7. Welche Risiken birgt der Einsatz der Inhibitoren für die menschliche Gesundheit und die Umwelt? (Kapitel 8)

Zum Schluss gibt das Papier Empfehlungen zur Verbesserung bestehender gesetzlicher Regelungen sowie zur Schließung von relevanten Wissenslücken (Kapitel 9).

2 Relevanz und technisches Potenzial der Inhibitoren zum Erreichen von Umwelt- und Klimazielen

Zahlreiche wissenschaftliche Veröffentlichungen und landwirtschaftsbezogene Stellungnahmen empfehlen den Einsatz von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren als Beitrag zur Erreichung von Umwelt- und Klimazielen. Der sechste Sachstandbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimaänderungen (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) empfiehlt zum Beispiel Nitrifikationsinhibitoren als Zusatz zu Düngemitteln, um Lachgasemissionen zu mindern sowie Ureaseinhibitoren als Zusatz für Wirtschaftsdünger, in Stallanlagen und bei der Lagerung, um Ammoniakemissionen zu reduzieren (IPCC 2022). Ein von der EU-Kommission veröffentlichter Bericht zur Integration der Landwirtschaft in den europäischen Emissionshandel listet den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren als eine wichtige Maßnahme zur Minderung von Klimagasen mit geringen Kosten (Trinomics, 2023). Die aktuelle Leitlinie zur Genfer Luftreinhaltekonvention (Convention on long-range transboundary air pollution, CLRTAP) empfiehlt den Einsatz von Inhibitoren zur Verminderung von Stickstoffeinträgen (insbesondere Ammoniak) in die Umwelt (Sutton et al., 2022). Wissenschaftler sprechen sich für den Zusatz von Ureaseinhibitoren zu Harnstoff und harnstoffhaltigen Düngemitteln aus, um EU-weit die Ammoniakemissionen zu senken und die Reduktionsverpflichtungen einzuhalten (Hu and Schmidhalter, 2021, 2024) oder fordern den Einsatz von Inhibitoren als global anwendbare Strategie zur Minderung von Emissionen (Kanter und Searchinger, 2018). Die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung empfiehlt in ihren „Zwölf Tipps für effizienteres Düngen“ den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren bei Gülle und Mineraldünger (Klages et al. 2018). Lam et al. (2022) sehen Dünger mit zugesetzten Inhibitoren als eine wirksame Maßnahme, den Eintrag von schädlichen Stickstoffüberschüssen in die Umwelt zu reduzieren. Die deutsche Akademie der Technikwissenschaften schätzt die Gesamtwirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf die Umwelt grundsätzlich positiv ein und empfiehlt, Nitrifikationsinhibitoren in den Katalog der förderfähigen Öko-Regelungen⁹ der Gemeinsamen Agrarpolitik aufzunehmen (Acatech 2023). Auch die Zukunftskommission Landwirtschaft (ZKL) sieht im Einsatz von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren eine Möglichkeit, natürliche Ressourcen beim Pflanzenbau zu schonen, Emissionen von Ammoniak und Lachgas zu verringern und damit wesentlich zur „Minderung von Treibhausgas- und Nährstoffemissionen“ in der Landwirtschaft beizutragen (ZKL 2021). Der Firma Corteva wurde 2016 von der US-Umweltschutzbehörde ein Umweltpreis dafür verliehen, dass der Einsatz des von der Firma verkauften Nitrifikationsinhibitors zu einer Verringerung der Nitratauswaschung und der atmosphärischen Lachgasemissionen in den Vereinigten Staaten geführt hat (EPA 2023). In der Schweiz wurde die Anwendung von bestimmten Nitrifikationsinhibitoren bei der Düngung unter den Kompensationsmechanismus des Schweizer CO₂-Gesetzes geprüft und wird seit 2016 auch so berücksichtigt (Schweizer VO über die Reduktion der CO₂-Emissionen, Kap.1, Abschnitt 5, First Climate 2024).

In Deutschland ist die Verwendung von Ureaseinhibitoren in Harnstoffdüngern bereits in die Gesetzgebung integriert. Seit Anfang 2020 ist vorgeschrieben, dass bei der Düngung mit Harnstoff Ureaseinhibitoren zugesetzt, beziehungsweise mit Ureaseinhibitoren behandelte Dünger verwendet werden müssen, sofern der Harnstoff nicht innerhalb von vier Stunden nach Ausbringung eingearbeitet wird (§ 6 Abs. 2, DüV). Die deutsche Akademie der Technikwissenschaften empfiehlt die aktuellen Regelungen der deutschen Düngeverordnung zum Einsatz von Ureaseinhibitoren noch auszuweiten und auch auf Düngermischungen mit weniger als 44 Prozent Harnstoffanteil anzuwenden (Acatech 2023).

⁹ Öko-Regelungen sind ein Teil der Direktzahlungen und dienen dem Ziel, bereits bei einjähriger Anwendung, den Beitrag der Landwirtschaft zum Umwelt-, Natur- und Klimaschutz zu verbessern.

Um abschätzen zu können, ob ein umfassender Einsatz der Nitrifikations- sowie Ureaseinhibitoren tatsächlich maßgeblich zum Erreichen der Umwelt- und Klimaschutzziele beitragen kann, ist es nötig, deren technisches Minderungspotenzial zu kennen. Im Folgenden wird dazu auf Grundlage von Minderungspotenzialen aus bisher veröffentlichten Übersichtsartikeln eine überschlägige Abschätzung des technischen Reduktionspotenzials vorgenommen. Aspekte der Wirtschaftlichkeit, der Spannbreite und Unsicherheit der Wirkeffizienz sowie möglicher Anwendungsbeschränkungen bei der praktischen Umsetzung wurden nicht berücksichtigt. Bei den Berechnungen wurden auch keine indirekten Reduktionswirkungen durch eine Erhöhung der Düngungseffizienz (Erhöhung der Erträge oder ein verminderter Düngereinsatz bei gleichen Erträgen) in Betracht gezogen.

Grund dafür ist, dass es bisher nicht eindeutig geklärt ist, inwieweit der Einsatz von Inhibitoren im europäischen Kontext tatsächlich zu einem verringerten Düngereinsatz führen kann (Fan et al. 2022, Lit et al. 2018). Auch die Minderung indirekter Lachgasemissionen sowohl durch die Verringerung der Stickstoffdeposition durch die Anwendung von Ureaseinhibitoren als auch durch eine mögliche reduzierte Nitratauswaschung durch Nitrifikationsinhibitoren wurde in dieser Potenzialschätzung nicht berücksichtigt.

Nitrifikationsinhibitoren dürfen laut EU-Düngeproduktverordnung (EU-VO 2019/1009) nur eingesetzt werden, wenn der verwendete Stickstoffdünger einen Ammonium- beziehungsweise Harnstoffanteil von mindestens 50 Prozent des mineralischen Stickstoffanteils besitzt¹⁰. Dies ist in Deutschland und in der EU für nahezu alle im Ackerbau eingesetzten Dünger der Fall. Allerdings existiert nicht für jede Stickstoffdüngerform ein Inhibitor der stabil und anwendbar ist. Während für alle mineralischen Dünger sowie Gülle die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren technisch umsetzbar ist, werden bei der Ausbringung von anderen organischen Düngern, wie zum Beispiel Festmist oder Kompost, Nitrifikationsinhibitoren nicht angewendet. Deshalb wurde zur Abschätzung des technischen Treibhausgasreduktionspotenzials vereinfachend angenommen, dass allen mineralischen und flüssigen organischen Düngern Nitrifikationsinhibitoren zugesetzt werden. Als Minderungswirkung für Lachgas wurde ein Wert von 40 Prozent angenommen (siehe Kapitel 4 für Erläuterungen zur Ableitung dieses Werts). Für die Berechnungen des Potenzials in Deutschland wurde die ausgebrachte Stickstoffmenge des Jahres 2021 von 2.367 Kilotonnen¹¹ (Rösemann et al. 2023) und die daraus resultierenden Lachgasemissionen von 6,11 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten zu Grunde gelegt¹². Bei einer Minderungswirkung von 40 Prozent ergibt sich daraus dann eine potenzielle Emissionsminderung von 2,44 Millionen Tonnen CO₂-Äquivalenten oder 4,5 Prozent der deutschen landwirtschaftlichen Treibhausgasemission.

Für die Berechnung des Minderungspotenzials von Nitrifikationsinhibitoren in der EU und Großbritannien wurden die verwendeten Düngermengen des Jahres 2017¹³ und Angaben aus der Literatur zum Anteil von Güllestickstoff (50 Prozent) am organischen Düngerstickstoff in der EU zu Grunde gelegt (IFA 2023, Köninger et al. 2021, Oenema et al. 2007). Als Emissionsfaktor wurde der IPCC) default Emissionsfaktor von 0,01 verwendet (IPCC 2019). Für die EU und Großbritannien ergibt sich dann ein Potenzial an Treibhausgaseinsparungen von 26,9 Millionen

¹⁰ EU-Düngeproduktverordnung, Teil II.

¹¹ Düngermenge von 1.301 Kilotonnen mineralische Stickstoff, von 767 Kilotonnen Stickstoff aus Gülle und von 299 Kilotonnen Stickstoff aus pflanzlichem Anteil der Gärreste.

¹² Die Lachgasemissionen wurden mit dem deutschland-spezifischen Emissionsfaktor von 0,0062 gerechnet, der so auch im Nationalen Emissionsinventar verwendet wird (Mathivanan et al. 2021).

¹³ Düngermenge von 10.896 Kilotonnen mineralischem Stickstoff und 5.250 Kilotonnen Güllestickstoff (50 Prozent des anfallenden Stickstoffs aus organischen Düngern).

Tonnen CO₂-Äquivalenten, was 5,2 Prozent der gesamten Landwirtschaftsemissionen entspricht (EEA 2023).

Ureaseinhibitoren werden eingesetzt, um Ammoniakemissionen aus der Anwendung von Harnstoff und harnstoffhaltigen Düngern zu reduzieren. Da dies, wie oben beschrieben, in Deutschland bereits in der Düngeverordnung verankert ist und Harnstoff in der landwirtschaftlichen Praxis auch weitestgehend nicht mehr ohne Inhibitor erhältlich ist (siehe auch Kapitel 5), ist dieses Minderungspotenzial bereits realisiert. Seit Einführung der entsprechenden Regelungen sanken die Ammoniakemissionen laut Emissionsinventar aus der Anwendung von mineralischen Stickstoffdüngern von 90 Kilotonnen in 2017 auf 35 Kilotonnen in 2021 (Rösemann et al. 2023). Das ergibt eine Minderung der landwirtschaftlichen Ammoniakemissionen über diese Zeit von 9,5 Prozent. Erreicht wurde diese Minderung allerdings nicht nur durch die Anwendung von Ureaseinhibitoren sondern auch durch eine Halbierung des Einsatzes von Harnstoff.

In 2017 wurden in der EU und Großbritannien 1.500 Kilotonnen Stickstoff als Ammoniumnitratharnstofflösung (AHL) und 2.500 Kilotonnen als Harnstoff ausgebracht. Unter der Annahme, dass das Minderungspotenzial der Ureaseinhibitoren für Ammoniak 60 Prozent ist¹⁴ (siehe Kapitel 4 für die Ableitung dieses Potenzials), liegt das theoretische Reduktionspotenzial in der EU bei 325 Kilotonnen Ammoniak beziehungsweise 8,9 Prozent der Ammoniakgesamtemissionen.

¹⁴ Für die Berechnung wurden die gültigen EMEP Emissionsfaktoren (European Monitoring and Evaluation Programme; EEA 2013) für die relevanten Mineraldünger und das relevante Bezugsjahr genutzt.

3 Wirkungsweise von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren

Sowohl Urease- als auch Nitrifikationsinhibitoren werden grundsätzlich zusammen mit den Düngemitteln auf den Boden aufgebracht. Bei mineralischen Düngern wird der Inhibitor dem Dünger meist vor dem Verkauf zugesetzt. Für flüssige organische Dünger gibt es Formulierungen von Nitrifikationsinhibitoren, die direkt eingemischt werden können. Eine separate Ausbringung des Wirkstoffes komplett ohne Düngemittel ist in Deutschland und der EU nicht zugelassen. Die Nitrifikation des Ammoniumanteils des Düngers und damit verbundene Lachgasemissionen und Nitratauswaschung (Einsatzgebiet der Nitrifikationsinhibitoren) erfolgen über mehrere Wochen nach der Düngung, während sich Ammoniakemissionen (Einsatzgebiet Ureaseinhibitoren) grundsätzlich innerhalb weniger Tage bis Wochen nach Düngung vollziehen. Dementsprechend müssen Nitrifikationsinhibitoren deutlich länger im Boden verbleiben als Ureaseinhibitoren, um eine relevante Wirkung zu erzielen.

Urease- und Nitrifikationsinhibitoren besitzen grundsätzlich unterschiedliche Wirkungsweisen. Bodenbürtige Lachgasemissionen entstehen vor allem bei der Umwandlung von Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) und der Umwandlung von Nitrat zu elementarem Luftstickstoff (Denitrifikation). Der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren kann diese Prozesse für ammonium- und harnstoffhaltige Dünger durch die Inaktivierung des für die bakterielle Stickstoffumwandlung verantwortlichen Enzyms (Ammoniakoxidation) direkt durch Verringerung der Nitrifikation reduzieren. Zusätzlich führt die geringere Nitrifikation zu weniger Nitrat und damit zu reduzierten Lachgasemissionen aus der mikrobiellen Denitrifikation. Dadurch werden direkte und indirekte Lachgasemissionen reduziert. Über die Stabilisierung des Stickstoffs in der Ammoniumform können Nitrifikationsinhibitoren darüber hinaus den Austrag von Nitrat mit dem Sickerwasser verringern (Abbildung 1). Ursache dafür ist, dass Ammonium gut an Tonmineralen und Humus im Boden gebunden wird und deshalb mit dem Sickerwasserstrom weniger in tiefere Bodenschichten Richtung Grundwasser transportiert wird. Zudem wird durch die geringeren Nitratmengen im Boden und die damit verringerte Nitratauswaschung die indirekte Bildung von Lachgasemission reduziert. Da die Stabilisierung der Ammoniumform zu einem längeren Verbleib des gedüngten Ammoniumstickstoffs in den obersten Zentimetern des Bodens führt, können durch den Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren Ammoniakemissionen erhöht werden (siehe Kapitel 4).

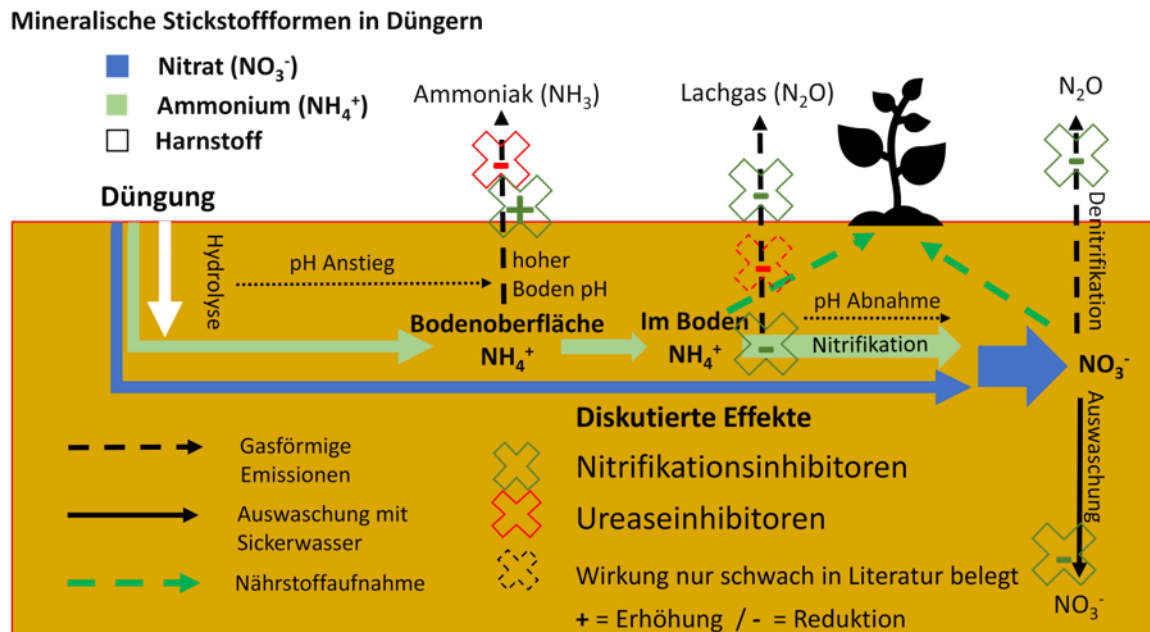
Während die Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf der Hemmung von nitrifizierenden Bodenbakterien beruht, wirken Ureaseinhibitoren indirekt über mehrere, biochemische Faktoren. Bei der Umwandlung von Harnstoff zu pflanzenverfügbarem Ammonium durch das im Boden vorhandene Enzym Urease wird der pH-Wert in der Umgebung des Düngers erhöht. Ein höherer pH-Wert führt zu einer höheren Ausgasung von Ammoniak. Der Ureaseinhibitor blockiert die Urease und reduziert dadurch den Anstieg des pH-Werts und damit die Freisetzung von Ammoniak aus dem gebildeten Ammonium (Abbildung 1). Hinzu kommt, dass durch die verlangsamte Umwandlung von Harnstoff zu Ammonium als Folge des Inhibitoreneinsatzes eine geringere Ammoniakmenge emittiert wird, weil der Harnstoff besser im Boden verteilt wird und damit einem geringeren Emissionsrisiko unterliegt. Ureaseinhibitoren können vor allem bei der Düngung mit mineralischem Harnstoff die Emissionen von Ammoniak verringern. Sie wirken aber auch bei den harnstoffhaltigen Ausscheidungen von Tieren in Ställen oder bei der Lagerung von Gülle. Im Jahr 2024 wurde erstmals ein Produkt dafür zugelassen¹⁵. Über die Wirkung der Emissionsreduktion im Praxisfall liegen auf Grund der kurzen Anwendungsdauer noch keine Informationen vor. Da Ammoniakemissionen über Stickstoffdeposition zu erhöhten indirekten

¹⁵ <https://atmowell.de/>

Lachgasemissionen führen, wird über eine Reduzierung der Ammoniakemissionen auch der Lachgaseintrag in die Atmosphäre verringert.

Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren haben nicht nur das Potenzial Emissionen zu reduzieren, sondern können auch zu einer erhöhten Düngereffizienz führen, da Stickstoff für die Pflanzen länger verfügbar bleibt.

Abbildung 1: Konzept der Wirkungsweise von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren im Boden



Kreuzsymbole geben an, welche Prozesse und Emissionen von den Inhibitoren beeinflusst beziehungsweise verringert werden. Ureaseinhibitoren beeinflussen die Umsetzung von Harnstoff und nachgelagerte Prozesse; Nitrifikationsinhibitoren die Umsetzung von Ammonium (NH_4^+) und nachgelagerte Prozesse. Die mineralische Stickstoffform Ammonium ist auch in organischen Düngern (zum Beispiel Gülle und Mist) enthalten, Harnstoff auch in tierischen Ausscheidungen im Stall und – in sehr geringem Umfang – im Güllelager. Quelle: eigene Darstellung

4 Aktueller Wissensstand zur Wirksamkeit von Inhibitoren

Die Reduktion von Ammoniakemissionen durch Ureaseinhibitoren konnte in unterschiedlichen Studien nachgewiesen werden. Durch die Zugabe des Ureaseinhibitors NBPT¹⁶ zu harnstoffhaltigen Düngern konnten Ammoniakemissionen im Schnitt um circa 60 Prozent reduziert werden (Pan et al. 2016, Li et al. 2018, Fan et al. 2022). Der Mittelwert der Werte aus den Übersichtsstudien liegt hier mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 Prozent in einem Intervall von 55 bis 65 Prozent (Fan et al. 2022).

Übersichtsstudien auf global erhobener Datenbasis (zum Beispiel Akiyama et al. 2010, Abalos et al. 2014, Ruser et al. 2015, Gilsanz et al. 2016, Li et al. 2018, Kanter und Searchinger 2018) zeigen, dass Düngemittel mit zugesetzten Nitrifikationsinhibitoren bei den vorausgesetzten Bedingungen (u.a. Messung der Emissionsminderung nur in der Vegetationsperiode) dungebedingte Lachgasemissionen um durchschnittlich 40 Prozent¹⁷ reduzieren können. Der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren wird von Grados et al. (2022) als eine vergleichsweise sichere Maßnahme zur Reduktion von Lachgasemissionen beschrieben, auch wenn die ermittelte Spanne der Emissionsminderungen in den verschiedenen Studien sehr breit ist. Entscheidend ist hier aber, dass die Übersichtsstudien zeigen, dass der Mittelwert der Emissionsminderungswerte in der Spanne 35 bis 45 Prozent mit einer Sicherheit von 95 Prozent geschätzt wurde (95-Prozent-Konfidenzintervall). Bei Verwendung der Daten-Informationen liegt die Spanne vorhergesagter Emissionsminderung mit 95 prozentiger Wahrscheinlichkeit in einer Spannweite von 27 bis 63 Prozent (Grados et al. 2022; 95 Prozent Vorhersageintervall).

In welchem Umfang pflanzliche Erträge durch den Einsatz von Inhibitoren gesteigert werden können, ist bisher noch unsicher und zum Teil wirkstoff- (Fan et al. 2022) und standortabhängig (Ertragsvorteil auf sandigen Böden, Pasda et al 2001). Studien zeigen aber, dass Ertragssteigerungen im Bereich von circa fünf Prozent gegenüber der Düngung ohne Inhibitoren möglich sind (Abalos et al. 2014, Yang et al. 2016, Li et al. 2018, Fan et al. 2022). Die erhöhte Düngeeffizienz und die damit verbundene Verringerung von Düngermengen kann zu geringeren Stickstoffüberschüssen und damit zu geringeren Lachgas- und Ammoniakemissionen führen.

Darüber wurde in verschiedenen wissenschaftlichen Studien gezeigt, dass der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren auch zu einer direkten Reduktion der Nitratauswaschung führt (Li et al. 2018). Die Datenlage aus Freilandversuchen ist in dieser Übersichtsarbeit aber unsicher und die Zahl der Studien und die Variation der Versuchsbedingungen¹⁸ ist geringer als die für gasförmige Verluste und Ertragseffekte.

Allerdings können auf Grundlage der bisher veröffentlichten wissenschaftlichen Studien keine abschließenden Aussagen zur Wirksamkeit von Inhibitoren bezüglich anrechenbarer Emissionsreduktionen getroffen werden. Dafür gibt es verschiedene Gründe, die wir im Folgenden erläutern.

In den Übersichtsstudien zur Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf die Reduktion von Lachgasemissionen (zum Beispiel Akiyama et al. 2010, Ruser and Schulz 2015) werden vorrangig Publikationen ausgewertet, die Emissionen nur während der Vegetationsperiode, also nur in einem Zeitraum von rund 160 Tagen, gemessen haben. Dieser Messzeitraum ist aber zu kurz, weil ein deutlicher Teil der jährlichen Lachgasemissionen außerhalb der Vegetationszeit stattfinden. In Deutschland sind dies zum Beispiel im Schnitt 50 Prozent (Flessa et al. 1995,

¹⁶ Im Text verwenden wir nur die Kurzformen der Wirkstoffe. In Tabelle 1 sind alle Wirkstoffe mit ihren ausführlichen chemischen Namen aufgelistet.

¹⁷ Diese Zahl ist über verschiedene Inhibitorenprodukte und global verfügbare Studien gemittelt.

¹⁸ 80 Prozent der Studien wurden auf Grünland durchgeführt.

Kaiser und Ruser 2000). Eine aktuelle Studie, basierend auf einer Analyse global verfügbarer Datensätze, kommt auf eine Differenz von 10-20 Prozent in Abhängigkeit von angebauter Kultur und Klimabedingungen (Shang et al. 2020). Wissenschaftliche Studien zur Messung der Wirksamkeit von Inhibitoren empfehlen deshalb einem Messzeitraum von mindestens einem Vegetationszyklus (erste Düngung bis erste Düngung Folgekultur), was in den mittleren Breiten in der Regel einem Jahr entspricht (Shang et al. 2020, IPCC 2019, Hutchings et al. 2024). Bei Berücksichtigung auch dieser Emissionen würde die gemessene Emissionsminderung durch Nitrifikationsinhibitoren voraussichtlich herabgesetzt.

Die beobachteten mittleren Effekte der einzelnen Studien lassen sich nicht einfach auf andere Standorte übertragen, da die Wirksamkeit von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren von Boden- (Textur, Kohlenstoffgehalte, pH-Werte) und Witterungsbedingungen (Temperatur, Niederschlag) abhängt (Li et al. 2018, Fan et al. 2022). Eine Emissionsminderung durch den Einsatz eines untersuchten Inhibitorwirkstoffs kann also an anderen Standorten, aber auch in anderen Jahren, durchaus höher oder niedriger ausfallen oder auch gar nicht gegeben sein. Die bisherigen Ergebnisse reichen nicht aus, um die Wirkungen in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften, Witterungsbedingungen, Düngerform, Ausbringungstechnik und Hemmstoffformulierung regional spezifisch zu differenzieren.

Der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren zur Reduktion von Lachgasemission ist nur sinnvoll, wenn die Emissionsreduktion auch nach mehrjähriger Anwendung am selben Standort und in vergleichbarer Höhe gegeben ist. Dafür muss aber sichergestellt sein, dass eine Anpassung der Bodenorganismen an die Wirkmechanismen der Inhibitoren die Wirksamkeit der Wirkstoffe nicht reduziert. Die Dauerhaftigkeit der Wirkung über mehrere Jahre wurde bisher aber kaum betrachtet (Ausnahmen davon sind Dong et al. 2013 und Duff et al. 2022, die keine abnehmende Wirkung über die Zeit beobachteten, siehe auch Kapitel 8 dazu).

Häufig wird in den Studien nur die direkte Reduktionswirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf Lachgasemissionen untersucht. Allerdings zeigten einige umfassendere Studien, dass die Anwendung von Nitrifikationsinhibitoren Lachgasemissionen zwar verringert, gleichzeitig aber Ammoniakemissionen, vor allem bei Gülle- oder Harnstoffdüngung, erhöhen kann. Dieser Effekt wird auch „pollution swapping“ genannt. Da ein Teil der Ammoniakemissionen nach einer induzierten Stickstoffdeposition wieder in Lachgasemissionen umgewandelt werden, kann dieser Effekt die positiven Klimawirkungen verringern oder im Extremfall zunichtemachen (Wu et al. 2022, Lam et al. 2017).

Für eine korrekte Ermittlung der Emissionswirkung von Nitrifikationsinhibitoren¹⁹ ist es wichtig, auch die Emissionen von Vergleichsflächen zu messen, die nicht gedüngt wurden (IPCC 2019, Hutchings et al. 2024). Nur so ist es möglich, Lachgasemissionen, die im Bilanzierungsjahr aus dem ungedüngten Boden stammen, von Emissionen, die aus der Düngung kommen, zu unterscheiden. Die Subtraktion der direkten Bodenemissionen von jenen der gedüngten Flächen wurde in vielen der in den Metaanalysen verwendeten Studien nicht durchgeführt, was dazu führen kann, dass die Minderung der düngedingten Emissionen durch Nitrifikationsinhibitoren dort unterschätzt wurde.

Darüber hinaus wurden in der internationalen wissenschaftlichen Literatur hauptsächlich die Nitrifikationsinhibitoren DMPP, DCD, Nitrapyrin und der Ureaseinhibitor NBPT untersucht. Vor allem in Deutschland sind aber noch weitere Wirkstoffe im Einsatz, wie die Nitrifikationsinhibitoren 3-MP, MPA und DMPSA oder die Ureaseinhibitoren 2-NPT und das

¹⁹ Für Ureaseinhibitoren ist diese Herangehensweise auch relevant und wird in den meisten Studien auch entsprechend umgesetzt.

Gemisch NBPT/NPPT. Zu diesen gibt es weitaus weniger veröffentlichte Studien (siehe auch Kübeck et al. 2022, Matse et al. 2024)²⁰.

Eine weitere Schwachstelle bisher publizierter Studien ist die Nichtberücksichtigung der Dosis-Wirkungsbeziehungen. In den meisten Studien werden kommerzielle Düngeprodukte verwendet, in denen Wirkstoffmengen gemäß Wirkstoffzulassung und betriebseigener Rezeptur zugesetzt sind. Diese Mengen werden aber auf den Verpackungen nicht angegeben und sind den Autorinnen und Autoren deswegen häufig nicht bekannt. Wenn in Zukunft Wirkstoffdosierungen auf Grund der neuen EU-Düngemittelverordnung geändert werden (siehe Kapitel 6), kann nicht ausgeschlossen werden, dass schon veröffentlichte Bewertungen von Inhibitorenwirkstoffen nicht mehr aussagekräftig sind.

Schlussfolgerung

Die wissenschaftliche Literatur ist aktuell unzureichend, um die Wirksamkeit der bislang untersuchten Inhibitoren abschließend bewerten zu können. Dies gilt unabhängig von der Tatsache, dass die Erkenntnisse zu den einzelnen Ureaseinhibitoren sicherer sind als die zu den Nitrifikationsinhibitoren, und, dass die Zielwirkungen von Inhibitoren (wie Minderung der Lachgasemissionen und Nitratauswaschungen bei Nitrifikationsinhibitoren) unterschiedlich umfangreich untersucht sind. Zu dem kommt, dass von den auf dem Markt erhältlichen Inhibitorenwirkstoffen nur wenige in international publizierten Studien umfangreich untersucht wurden. Außerdem werden die oben genannten wissenschaftlichen Bewertungsstandards in der Literatur nur teilweise berücksichtigt. Dabei ist insbesondere die Wirksamkeit der Inhibitoren unter verschiedenen Bedingungen und über längere Zeiträume noch unzureichend erforscht.

Vor dem Hintergrund der dargestellten Zusammenhänge wird klar, dass es nicht sachgerecht und zielführend ist, eine mittlere Umweltschutzwirksamkeit gemittelt über alle Wirkstoffe und alle Standorte auszuweisen. Bewertungen müssen spezifisch für einen Wirkstoff, beziehungsweise ein Wirkstoffgemisch sein und zusätzlich Standorteigenschaften wie Witterung oder Boden berücksichtigen. Auch bei zukünftigen Studien werden die Wirksamkeiten Unsicherheiten unterliegen. Aber durch eine Vereinheitlichung der Messprotokolle und eine Ausweitung der Anzahl der untersuchten Wirkstoffe lassen sich die Unsicherheiten bei den ermittelten Wirksamkeiten besser eingrenzen und die Wirkweisen der einzelnen Wirkstoffe differenzieren.

²⁰ Kübeck et al. 2022 geben in Tabelle 6, S.18 einen Überblick über relevante Wirkstoffe und der Häufigkeit, mit der sie in wissenschaftlichen Studien ausgewertet werden.

5 Wirkstoffe und eingesetzte Mengen in der EU und in Deutschland

Urease- und Nitrifikationsinhibitoren sind schon seit Jahrzehnten bekannt als Stoffe, die Stickstoff für Pflanzen länger verfügbar machen. Subbarao et al. (2006) listen in ihrer Publikation zu Anwendungsbereichen und zur Regulierung von Nitrifikation 64 bekannte synthetische Nitrifikationsinhibitoren auf. Aber nur einige dieser Stoffe sind wissenschaftlich intensiver untersucht und ein noch kleinerer Teil wird in größerem Maßstab eingesetzt. Seit den 90er Jahren werden in den USA Nitrapyrin sowie in Europa und Asien/Pazifik DCD und DMPP (Subbarao 2006, Singh und Verma 2007, Woodward et al. 2021) in größerem Maßstab und hauptsächlich zur Reduktion von Nitratauswaschung und Erhöhung der Düngeneffizienz eingesetzt. In Indien ist es gesetzlich vorgeschrieben, dass der relativ schwach wirkende Ureaseinhibitor Neem-Öl dem Harnstoffdünger zugesetzt wird (Ramappa et al. 2022). Allerdings hat diese Maßnahme eher die Funktion sicherzustellen, dass der von der indischen Regierung stark subventionierte Harnstoff nicht außerhalb des landwirtschaftlichen Bereichs verwendet wird.

Nach der deutschen Düngemittelverordnung (DüMV) sind in Deutschland elf Inhibitoren beziehungsweise Inhibitorengemische als Anwendungshilfsmittel für Düngemittel zugelassen, davon zwei Ureaseinhibitoren und neun Nitrifikationsinhibitoren (Tabelle 1). Seit 2015 sind vier neue Wirkstoffe hinzugekommen. In der seit 2022 geltenden EU-Düngemittelverordnung gibt es noch keine explizite Auflistung einzelner Inhibitoren, da Wirkstoffe hier erneut genehmigt werden müssen²¹.

Tabelle 1: In Deutschland nach DüMV genehmigte Wirkstoffe (Quelle: DüMV und Beisecker et al. 2023)

	Wirkstoff	Kurzform ²²	Zulassung gemäß DüMV
Nitrifikationsinhibitoren			
1.	Dicyandiamid	DCD	vor 2003
2.	Gemisch aus Dicyandiamid und Ammoniumthiosulfat	-	2003
3.	Gemisch aus Dicyandiamid und 3-Methylpyrazol	DCD, 3-MP	vor 2003
4.	Gemisch aus Dicyandiamid und 1H-1,2,4-Triazol	DCD, Triazol	2003
5.	3,4-Dimethylpyrazolphosphat	DMPP	2003
6.	Gemisch aus 1H-1,2,4-Triazol und 3-Methylpyrazol	Triazol, 3-MP	2003
7.	N-((3(5)-Methyl-1H-pyrazol-1-yl)methyl)acetamid	MPA	2015
8.	Nitrapyrin [2-chloro-6-(trichloromethyl)pyridin]	Nitrapyrin	2015

²¹ Im Gegensatz zur aktuell gültigen EU-VO Nr. 2019/1009 gab es in der bis 2022 gültigen EU-Verordnung EG Nr. 2003/2003 eine Liste mit genehmigten Stoffen. Hier waren die unter der deutschen Düngemittelverordnung genehmigten Wirkstoffe MPA, Nitrapyrin, und Gemische aus DCD und 3-MP beziehungsweise DCD nicht enthalten. Der Inhibitor NPBT war nur in der EU-VO explizit zugelassen und in der DüMV nur als Gemisch mit NPPT.

²² Im folgenden Text verwenden wir diese Kurzformen der Wirkstoffe und beziehen uns damit auf die Stoffe aus dieser Tabelle. Mit Triazol ist dann zum Beispiel immer 1,2,4 – Triazol gemeint.

	Wirkstoff	Kurzform ²²	Zulassung gemäß DüMV
9.	Isomerengemisch aus 2-(4,5-Dimethyl-1H-pyrazol-1-yl)bernsteinsäure und 2-(3,4-Dimethyl-1H-pyrazol-1-yl)bernsteinsäure	DMPSA	2019

Ureaseinhibitoren

10.	N-(2- Nitrophenyl)phosphorsäuretriamid	2-NPT	2008
11.	Gemisch aus N-Butyl-thiophosphortriamid und N-Propylthiophosphortriamid	NBPT, NPPT	2015

Weder für Deutschland noch für die EU gibt es ein Behördenregister (wie zum Beispiel für Pflanzenschutzmittel), in welchem Produktionsmengen, beziehungsweise eingesetzte Mengen von Inhibitoren, veröffentlicht werden. Auch die Hersteller selber veröffentlichen ihre Produktionsmengen in der Regel nicht. Genauere Angaben zu den Einsatzmengen von Inhibitoren sind daher nicht möglich. Eine Recherche der Wirkstoffe ergab, dass aktuell, wenn auch in sehr unterschiedlichem Umfang, alle in Deutschland und der EU genehmigten Wirkstoffe in unterschiedlichen Produkten eingesetzt werden und auf dem EU-Markt erhältlich sind (Tabelle 4 im Kapitel 8).

Tabelle 2: Verkaufte Mengen an mineralischen Stickstoffdüngern mit Urease (UI)- und Nitrifikationsinhibitoren (NI) von 2016 bis 2021 in Westeuropa (Quelle: IFA (2023)).

Düngertyp	2016	2017	2018	2019	2020	2021
	In 1.000 Tonnen Stickstoffdünger Jahr					
Stickstoffdünger mit zugesetztem UI sowie doppelinhibierte Dünger mit UI und NI	482	k.A.	560	548	814	811 ²³
Stickstoffdünger nur mit zugesetztem NI	437	k.A.	469	483	461	484
Gesamtmenge Stickstoffdünger mit zugesetzten Inhibitoren	919	k.A.	1.029	1.031	1.275	1.295
	In Prozent					
Mengenanteil von Düngern mit zugesetzten Inhibitoren an allen reinen Stickstoffdüngern	9	k.A.	11	11	14	k.A.
Mengenanteil von Dünger mit zugesetzten Inhibitoren an allen Düngern (reiner Stickstoff- und Mehrnährstoffdünger ²⁴)	8	k.A.	9	9	12	k.A.

Doppelinhibierung bedeutet, dass dem Dünger Urease- und Nitrifikationsinhibitoren gemeinsam zugesetzt werden.

Daten der International Fertilizer Association (IFA) für West- und Mitteleuropa (entspricht EU, UK, Schweiz und Balkanländer) zeigen, dass in 2020 14 Prozent der verkauften reinen Stickstoffdünger (ohne den Zusatz von anderen Nährstoffen) mit Inhibitoren versetzt waren. Bei der Gesamtmenge an Stickstoffdüngern, also den reinen Stickstoffdüngern sowie den

²³ Davon sind 200.000 – 250.000 Tonnen pro Jahr doppelt inhibiert.

²⁴ Mehrnährstoffdünger sind Dünger, die neben Stickstoff auch andere wichtige Pflanzennährstoffe enthalten, zum Beispiel Phosphor und Kalium.

Mehrnährstoffdüngern, waren zwölf Prozent der Dünger Inhibitoren zugesetzt. Dabei war die Gesamtmenge an Dünger mit Ureaseinhibitoren fast doppelt so hoch wie die Menge der Dünger mit Nitrifikationsinhibitoren (siehe Tabelle 2). Die Zunahme von Düngern mit Ureaseinhibitoren seit 2020 kann nach Einschätzung der IFA in großen Teilen auf die Neuregelung der deutschen Düngeverordnung und die dort verankerte Vorgabe Harnstoff mit Ureaseinhibitoren zu versetzen, zurückgeführt werden (persönliche Kommunikation IFA, siehe auch Kapitel 2). Für organische Dünger wie Gülle, die mit Nitrifikationsinhibitoren versetzt werden, existieren keine Marktzahlen.

In den USA ist der Einsatz von Inhibitoren weiterverbreitet als in Europa. Dort wurden Schätzungen zufolge in 2017 fast einem Viertel aller Dünger effizienzsteigernde Zusatzstoffe wie Inhibitoren oder ähnliche Stoffe zugesetzt (Woodward et al. 2021).

Schlussfolgerung

Die fehlenden Daten über produzierte beziehungsweise eingesetzte Wirkstoffmengen und entsprechender Ausbringungsflächen auf EU-Ebene und in Deutschland erschweren eine Bewertung des Risikos für die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Denn ohne zu wissen wo und in welchen Mengen diese Stoffe ausgebracht werden, ist kein zielgerichtetes Umweltmonitoring möglich. Allerdings sind Angaben zu Absatzmengen durch die Firmen nicht unproblematisch, da sichergestellt werden sollte, dass die Betriebsgeheimnisse der produzierenden Firmen nicht gefährdet werden. Die gesetzlich verpflichtende Bereitstellung von Düngemittelverkaufsdaten (allerdings ohne den genauen Anteil inhibierter Dünger) an das statistische Bundesamt zur Abschätzung von Emissionen durch das Thünen-Institut zeigt aber, dass so eine Informationsweitergabe über eine Anonymisierung der Wirkstoffnamen möglich ist (Rösemann et al. 2021, S. 342). Auch bei Pflanzenschutzmitteln geben Hersteller Produktinformationen an das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit weiter, die nur in aggregierter und anonymisierter Form veröffentlicht werden.

6 Gesetzliche Regelungen zum Inverkehrbringen in der EU und in Deutschland

Für das Inverkehrbringen von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren gibt es weder auf nationaler noch auf EU-Ebene einen eigenständigen rechtlichen Rahmen, der nur Inhibitoren reguliert. Sie werden als Bestandteil von mineralischen Düngemitteln oder Zusatz von organischen Düngern in den entsprechenden Verordnungen geregelt. Die Hersteller können entscheiden, ob sie Ihre Produkte auf nationalem Weg oder über die EU-Düngeprodukteverordnung im Rahmen einer Konformitätsprüfung genehmigen lassen.

Jede Chemikalie, die in der EU in einer Menge von mehr als einer Tonne im Jahr hergestellt oder importiert wird und die über keine andere Gesetzgebung geregelt ist, muss nach der REACH-Verordnung (EG-VO 1907/2006)²⁵ bei der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA)²⁶ registriert und bewertet werden. Dies trifft auch auf die hier diskutierten Inhibitoren zu. Im Folgenden gehen wir auf die Registrierung unter REACH, die Konformitätsprüfung über die EU-Düngeproduktverordnung sowie das nationale deutsche Zulassungsverfahren näher ein.

Registrierung unter REACH

Hersteller und Importeure von Chemikalien in der EU sind verpflichtet die Stoffeigenschaften von Chemikalien zu prüfen und eine Stoffsicherheitsbeurteilung zu erstellen. Der Umfang dieser Prüfungen hängt dabei von der Menge der Chemikalie ab, die ein einzelnes Unternehmen in den Europäischen Wirtschaftsraum importiert beziehungsweise in der EU herstellt.

Laut EU-Düngeprodukteverordnung müssen alle Inhibitorenwirkstoffe mindestens die REACH-Datenanforderungen für produzierte beziehungsweise importierte Mengen in der Kategorie 10 bis 100 Tonnen pro Jahr erfüllen, auch wenn der Stoff in einer geringeren Menge produziert beziehungsweise importiert wird²⁷. Stoffe in höheren Mengenkategorien müssen die Prüfungsanforderungen der entsprechenden Kategorie erfüllen. Folgende Prüfungen sind dabei in den für die Inhibitoren relevanten Kategorien erforderlich:

1. In der Mengenkategorie 10–100 Tonnen pro Jahr sind Basisinformationen zur Bewertung der Stoffsicherheit verpflichtend. Diese umfassen die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Stoffes sowie Tests, die eine Bewertung der schädlichen Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die aquatische Umwelt auf Screening-Niveau ermöglichen.
2. In der Mengenkategorie 100-1.000 Tonnen sind für unkritische Stoffe zusätzlich einfache ökotoxikologische Tests für die Wirkung auf terrestrische Bodenlebewesen vorgesehen. Für Stoffe mit kritischen Stoffeigenschaften²⁸, muss mindestens einer der unter REACH möglichen akuten terrestrischen Tests (an Wirbellosen oder Pflanzen) und ein Mikroorganismtoxizitätstest durchgeführt werden (Tabelle 5 im Appendix für die verpflichtenden Prüfanforderungen entsprechend der Stoffeigenschaften).

²⁵ REACH steht für Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals.

²⁶ <https://echa.europa.eu/de/about-us>

²⁷ EU-Düngeproduktverordnung, Anhang II, Teil II, CMC 1 (1.b) sowie Präambel (26).

²⁸ Das bedeutet, dass die Stoffe in Boden, Wasser und Luft vermutlich (sehr) adsorptiv, (sehr) persistent oder toxisch für Organismen sind.

3. Ab 1.000 Tonnen pro Jahr sind längerfristige Prüfungen für Bodenökosysteme (Wirbellose und Pflanzen) gefordert. Auch hier hängen die Prüfanforderungen von den in Tabelle 5 (Appendix) beschriebenen Kriterien ab.

Tabelle 3 zeigt für die einzelnen Inhibitorenwirkstoffe in welcher Mengenkategorie sie unter REACH registriert sind und welche Testergebnisse für terrestrische Organismen in der ECHA-Datenbank vorhandenen sind. Da Hersteller und Importeure gemäß REACH-Verordnung dazu verpflichtet sind, alle ihnen zur Verfügung stehenden Informationen zu den Eigenschaften der Stoffe der ECHA zu übermitteln²⁹, können Prüfergebnisse in der Datenbank über die geforderten Prüfungen hinausgehen. Für einige der hier diskutierten Inhibitorenwirkstoffe ist dies der Fall. Ein Grund für das Vorhandensein von diesen zusätzlichen Prüfergebnissen könnten höhere Prüfanforderungen in nationalen Genehmigungsverfahren sein.

Eine Zusammenfassung der Informationen, welche für die Bewertung bestimmter Stoffeigenschaften genutzt worden sind, werden in der ECHA-Datenbank veröffentlicht³⁰ (ECHA 2023). Inwieweit die in der ECHA-Datenbank veröffentlichten Bewertungen aber den rechtlichen Vorgaben entsprechen, wird nur stichprobenartig geprüft. Im Zeitraum von 2009 bis 2023 hat die ECHA nur bei circa zwanzig Prozent der zur Registrierung eingereichten Stoffe eine Überprüfung der formalen Datenanforderungen der REACH-Anhänge durchgeführt (ECHA 2024). Entsprechend kommt eine Untersuchung im Auftrag des UBA zu der Schlussfolgerung, dass ein Viertel der REACH-Registrierungsdossiers nicht vollständig waren und nicht den gesetzlich geforderten Informationen entsprachen (Oertel et al. 2020).

Für einen Teil der registrierten Stoffe gibt es eine Verpflichtung zur Durchführung einer Expositions- und Risikobewertung. Dies ist ein weiterer wichtiger Bewertungsschritt. Hier wird das sich aus dem Lebenszyklus der Stoffe ergebende Risiko für die menschliche Gesundheit und die Umwelt ermittelt. Konkret wird dafür in Bezug auf die Umwelt die konzentrationsabhängige toxische Wirkung des Stoffes mit der zu erwarteten Konzentration der Stoffe in Böden und Gewässern verglichen. In Bezug auf die menschliche Gesundheit erfolgt dieses unter Berücksichtigung des Umfangs in welchem Menschen mit dem Stoff in Kontakt kommen. Hierbei werden nur Stoffkonzentrationen berücksichtigt, die aus der Herstellung beziehungsweise den vorgesehenen Anwendungen des Stoffes resultieren. Eine missbräuchliche Nutzung des Stoffes ist ebenso wenig Teil der Risikobewertung wie die Abfallphase des Stoffes oder die Freisetzung in Folge von Störfällen.

Eine Verpflichtung zur Expositions- und Risikobewertung³¹ besteht für Stoffe, die entweder eine bestimmte kritische Stoffeigenschaft³² besitzen oder in eine Gefahrenklasse nach Einstufungs- und Kennzeichnungsverordnung CLP (EU-VO 1272/2008)³³ eingestuft werden. In der Einstufungs- und Kennzeichnungsverordnung existiert allerdings keine Gefahrenklasse, die eine Gefährdung der Bodenökosysteme abbildet, auch wenn der Boden von der Ausbringung der Inhibitoren am meisten betroffen ist (Karges et al. 2023, S. 25). Tabelle 3 gibt einen Überblick darüber für welche Stoffe eine Risikobewertung vorhanden ist. Allerdings sind die Ergebnisse der Risikobewertung nicht öffentlich und können darum hier nicht ausgewertet werden.

²⁹ REACH-Verordnung, Artikel 12, Absatz 1.

³⁰ <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals>

³¹ Der Begriff Risiko („risk“) umfasst das Produkt aus Ausmaß und Eintrittswahrscheinlichkeit eines Schadens. Grundlage für die Ermittlung der Eintrittswahrscheinlichkeit bilden Expositionsdaten.“ (BfR 2010). Damit unterscheidet sich diese Definition vom umgangssprachlichen Verständnis von Risiko.

³² Konkret ist die Risikobewertung verpflichtend für PBT/vPvB-Stoffe. Das heißt für Stoffe die persistent (P), bioakkumulierend (B), toxisch (T), sehr persistent (vP) oder sehr bioakkumulierend (vB) sind.

³³ REACH-Verordnung, Artikel 14 (4).

Tabelle 3: Übersicht über die REACH-Mengenkategorien, die in REACH vorhandenen terrestrischen Testergebnisse und die in REACH vorhandenen Risikobewertungen für die aktuell genehmigten Inhibitorenwirkstoffe (Quelle: ECHA 2023).

Die in der ECHA-Datenbank vorhandenen Studienergebnisse können sich von den Verpflichtungen, die sich aus der REACH-Verordnung sowie aus der EU-Düngeproduktverordnung ergeben, unterscheiden. DMPSA und Triazol sind mit weniger als 10 Tonnen registriert, müssen aber als Inhibitor laut EU-Düngeproduktverordnung mindestens die Prüfanforderungen der 10-100 Tonnen-Kategorie erfüllen.

.Wirkstoff ³⁴	Bei der ECHA registrierte Menge in Tonnen	In der ECHA-Datenbank vorhandene Tests zur Überprüfung der Schädlichkeit für terrestrische Organismen	Risikobewertung vorhanden ³⁵
DCD	Über 1.000	Akuter Regenwurmtest, Pflanzentest, Bodenmikroorganismtoxizitätstest	Nein (keine kritische Stoffeigenschaft)
3-MP	100-1.000	Akuter Regenwurmtest, Pflanzentest, Bodenmikroorganismtoxizitätstest	Ja
Triazol	Unter 10	Akuter und längerfristiger Regenwurmtest, Bodenmikroorganismtoxizitätstest	Ja
DMPP	100-1.000	Akuter Regenwurm- und Pflanzentest	Ja
MPA	100-1.000	Akuter und längerfristiger Regenwurmtest, Pflanzentest, Bodenmikroorganismtoxizitätstest	Ja
Nitrapyrin	100-1.000	Längerfristiger Regenwurmtest, Pflanzentest, Bodenmikroorganismtoxizitätstest sowie Tests an Vögeln (aus Publikationen)	Ja
DMPSA	100-1.000	Zwei längerfristige Tests an Bodenorganismen (Regenwurm und Collembolen), Bodenmikroorganismtoxizitätstest	Ja
2-NPT	100-1.000	Längerfristiger Test an Bodenorganismen (Pflanzen), akuter Regenwurmtest, Bodenmikroorganismtoxizitätstest	Ja
NBPT	über 1.000	Zwei längerfristige Tests an Bodenorganismen (Wirbellose und Pflanzen), Bodenmikroorganismtoxizitätstest	Ja
NPPT	100-1.000	Zwei längerfristige Tests an Bodenorganismen (Wirbellose und Pflanzen), Bodenmikroorganismtoxizitätstest	Ja

Vergleich von REACH-Registrierung und Zulassung unter der Pflanzenschutzmittel-VO

Die REACH-Verordnung gilt nicht (oder nur zum Teil) für Chemikalien, die in anderen Verordnungen wie der EU-Pflanzenschutzmittel- (EU-VO 1107/2009) oder der EU-Biozidverordnung (EU-VO 528/2012) geregelt sind. Statt einer REACH Registrierung müssen

³⁴ CAS und EC Nummer sowie Link zum ECHA-Factsheet siehe Tabelle 6 im Appendix

³⁵ Ergebnisse nicht öffentlich zugänglich.

diese Stoffe nach der jeweiligen EU-Verordnung genehmigt und im Rahmen eines nationalen Zulassungsverfahrens umfassend geprüft und behördlich zugelassen werden.

Die in der Pflanzenschutzmittelverordnung geregelten Produktgruppen werden wie Urease- und Nitrifikationsinhibitoren großflächig in die Umwelt ausgebracht. Sie haben zudem teilweise ein ähnliches Wirkungsziel, denn Pflanzenschutzmittel sind Wirkstoffe, die eingesetzt werden, um unerwünschte Organismen abzutöten und Nitrifikationsinhibitoren wirken über die gezielte Deaktivierung von Bakterien (siehe Kapitel 8). Aus diesem Grund kann ein Vergleich der unter der EU-Düngeproduktverordnung geforderten REACH-Prüfungen mit den Anforderungen der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung helfen, zu verstehen, inwieweit über die REACH-Bewertung der Inhibitoren ein angemessener Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt gewährleistet ist.

Nach der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung müssen, im Gegensatz zu REACH, alle zur Genehmigung eingereichten Wirkstoffe, unabhängig von den Produktions- oder Importmengen, grundsätzlich die gleichen Datenanforderungen³⁶ erfüllen. Es gibt also keine geringeren Prüfanforderungen für geringere Mengen.

Die Pflanzenschutzmittelverordnung hat hohe Prüfanforderungen für das Risiko gegenüber Lebewesen. Im Rahmen der Genehmigung für Pflanzenschutzmittel muss zum Beispiel jeder Wirkstoff auf seine Wirkung auf Bienen und Arthropoden geprüft werden und es müssen chronische und akute Tests an Vögeln durchgeführt werden. Diese Art von Prüfungen sind unter REACH nicht vorgesehen. Die für Pflanzenschutzmittelwirkstoffe verpflichtenden Prüfungen der langfristigen Wirkung auf die repräsentativen Bodenorganismen Regenwürmer, Springschwänze und Milben sowie auf Pflanzen sind unter REACH nur für Stoffe in der Mengenkategorie ab 1.000 Tonnen sowie für kritische Stoffe (Tabelle 5) in den Mengenkategorien 100 – 1.000 Tonnen vorgesehen. Auch Karges et al. (2023, S. 26) kommen zu dem Schluss, dass insbesondere die Prüfanforderungen in REACH an Stoffe in den Mengenkategorien 100-1.000 Tonnen sowie 10-100 Tonnen weit unter den Prüfanforderungen der Pflanzenschutzmittelverordnung liegen.

Ein weiterer wichtiger Unterschied zwischen Pflanzenschutzmittelverordnung und der Registrierung unter REACH ist die oben beschriebene Risikobewertung. Eine Risikobewertung muss für Pflanzenschutzmittel immer vorgenommen werden. Unter REACH muss eine Bewertung nur unter bestimmten Bedingungen erfolgen^{37,38}. Zusätzlich ist die Risikobewertung der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung aussagekräftiger als die Risikobewertung unter REACH. Das liegt daran, dass das Konzept zur Ermittlung der zu erwartenden Konzentrationen unter REACH nicht dafür vorgesehen ist, Stoffe zu untersuchen, die gezielt in die Umwelt ausgebracht werden. Aus diesem Grund sind die Datenanforderungen für die Abschätzung der Wirkung der Stoffe in der Pflanzenschutzmittelverordnung umfangreicher. Außerdem wird in REACH die Konzentration der Stoffe für die Risikobewertung unter der Annahme berechnet, dass der Stoff an Orten ausgebracht wird, die an Sammelsysteme von Niederschlags- beziehungsweise Abwasser angeschlossen sind. Deswegen wird in der Risikoberechnung unter REACH der Eintrag in den Boden geringer angesetzt. Die Berechnungsgrundlage der Risikobewertung unter REACH nimmt weiterhin an, dass die Verwendung des jeweiligen Stoffes bei Industrieanlagen gleichmäßig verteilt über das gesamte Jahr stattfindet. Für Inhibitoren ist diese Annahme allerdings falsch, denn sie werden nur in bestimmten Zeiten der Vegetationsperiode

³⁶ Diese Tests werden im Pflanzenschutzrecht entsprechend den Datenanforderungen der EU-Verordnung 283/2013 und 284/2013 gefordert.

³⁷ Vergl. Artikel 14 (4) der REACH-VO.

³⁸ Die Bewertungen für die Stoffe in Tabelle 3 wurden größtenteils vorgenommen, obwohl keine entsprechende Verpflichtung vorlag.

ausgebracht. In der Pflanzenschutzmittelverordnung wird aus diesem Grund die zielgerichtete Ausbringung an wenigen Tagen im Jahr berücksichtigt. Damit wäre in einem vergleichbaren Ausbringungsfall die zu erwartende berechnete Konzentration eines Stoffes bei der Berechnung nach Pflanzenschutzmittelverordnung deutlich höher als bei der Berechnung unter REACH.

Auch die Veröffentlichungsprozesse zu den Risikobewertungen unterschieden sich deutlich zwischen REACH und EU-Pflanzenschutzverordnung. Unter REACH werden weder die Ergebnisse von durchgeführten Berechnungen zu den freigesetzten Stoffmengen der Stoffe noch die Ergebnisse der dazugehörigen Risikobewertung öffentlich zugänglich gemacht. Lediglich die Maßnahmen, die für eine "sichere" Verwendung notwendig sind, müssen entlang der Lieferkette kommuniziert werden. Bei Pflanzenschutzmitteln wird im Rahmen des EU-weiten Genehmigungsprozesses der Risikobewertungsbericht der Wirkstoffe der Öffentlichkeit zugänglich gemacht und kann kommentiert werden. Das abschließende Prüfergebnis wird dann veröffentlicht. Bei der Zulassung der Pflanzenschutzmittelprodukte auf nationaler Ebene werden die gesamten umfassenden Bewertungsberichte veröffentlicht.

Pflanzenschutzmittelwirkstoffe – und die daraus bestehenden Produkte werden in der Regel zehn Jahre nach der ersten Genehmigung und anschließend alle 15 Jahre nach der Erneuerung der Genehmigung neu bewertet. Ein Stoff unter REACH muss nur einmalig registriert werden.

Des Weiteren ist die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln von EU-Klimazonen abhängig, weil klimatische Gegebenheiten die Wirkung der Stoffe beeinflussen. Diese Prüfung ist in REACH in keiner Kategorie vorgesehen, obwohl gerade die Wirksamkeit der Inhibitoren abhängig von Standort und Klimazonen ist.

Unter REACH gibt es keine strukturierten Anforderungen an die Prüfung von Abbauprodukten der Stoffe. Das ist aber wichtig, denn Abbauprodukte von Inhibitoren können unter Umständen genauso oder sogar problematischer sein als der Wirkstoff selbst (siehe Kapitel 8). In der Pflanzenschutzmittelverordnung ist deswegen geregelt, dass auch die Wirkung von Abbauprodukten geprüft werden muss, wenn der gebildete Anteil einer Mindestmenge³⁹ des ausgebrachten Stoffes entspricht.

Ein weiterer entscheidender Unterschied zwischen den Regelungen sind die Konsequenzen, die aus der Bewertung der Stoffe folgen. In der Pflanzenschutzmittelverordnung wird ein Stoff als Folge von sehr problematischen Stoffeigenschaften⁴⁰ in der Regel nicht genehmigt (siehe auch Absatz zu *Vergleich von Wirkstoffen unter unterschiedlichen Regelungen* in diesem Kapitel), während in REACH der über das regulatorische Verfahren etablierte Nachweis problematischer Stoffeigenschaften⁴¹ nur zu einem Ausschluss von Verwendungen führt, wenn eine verantwortliche Behörde aktiv wird.

EU-Düngeprodukteverordnung

Das Inverkehrbringen von Düngemitteln auf europäischer Ebene ist seit dem Jahr 2019 in der EU-Düngeprodukteverordnung geregelt (welche nach einer 3-jährigen Übergangsfrist 2022 in Kraft getreten ist). Inhibitoren werden hier als Düngeprodukte definiert, da sie zur Verbesserung der Ernährungseffizienz der Pflanzen führen können. Die Verordnung schreibt

³⁹ Abbauprodukten müssen genauer untersucht werden, wenn eines der folgenden drei Kriterien zutrifft: Bildungsrate an mindestens einem Messzeitpunkt größer oder gleich 10 Prozent, Bildungsrate an zwei aufeinander folgenden Messzeitpunkten größer oder gleich 5 Prozent, Bildungsrate am Ende des Versuchs größer als fünf Prozent.

⁴⁰ Pflanzenschutzmittelverordnung Anhang II.

⁴¹ Definiert in Artikel 57, REACH-Verordnung, z.B. persistent (P), bioakkumulierend (B), toxisch (T); sehr persistent (vP) oder sehr bioakkumulierend (vB).

fest, dass EU-Düngeprodukte ausreichend wirksam sein müssen und kein Risiko für die Gesundheit von Mensch, Tier oder Pflanze, für die Sicherheit oder für die Umwelt bergen dürfen⁴². In der Verordnung werden einheitliche Anforderungen für die Komponentenmaterialkategorien und Produktfunktionskategorien⁴³ der Düngeprodukte formuliert:

1. Bei den Anforderungen zur Sicherheit werden Grenzwerte für Krankheitserreger und schädliche Schwer- bzw. Halbmetalle⁴⁴ festgelegt. Zudem müssen Informationen über durchgeführte Prüfungen gemäß der REACH-Verordnung vorliegen, die mindestens der Mengenkategorie von 10 - 100 Tonnen pro Jahr entsprechen (siehe oben).
2. Bei den Anforderungen zur Qualität wird der Mindestwirkungsgrad der Stoffe geregelt. Bei Nitrifikationsinhibitoren bedeutet dies, dass sie den Prozess der Nitrifikation nach einem Zeitraum von 14 Tagen immer noch um mindestens 20 Prozent verringern müssen. Bei Ureaseinhibitoren muss nach der gleichen Zeit eine Reduktion der Hydrolysegeschwindigkeit des Harnstoffs um mindestens 20 Prozent erreicht werden. Die Wirksamkeiten der Inhibitoren müssen in Labortests ermittelt werden. Die Standardisierung dieser Labortests (CEN⁴⁵-Tests) befindet sich zurzeit noch in der Entwicklung (Stand 2024).
3. Bei den Anforderungen zur Kennzeichnung regelt die Verordnung, welche Informationen auf der Verpackung angegeben sein müssen.

Bei der Umsetzung der Anforderung zum Mindestwirkungsgrad können sich allerdings neue Probleme ergeben. Wenn die Wirkstoffdosierung von gängigen Produkten geändert wird, um den neuen Anforderungen zu entsprechen, gelten die bekannten Effekte auf gasförmige Emissionen und die Düngeneffizienz dieser Produkte unter Umständen nicht für die neuen Produkte.

Die Erfüllung der oben genannten Anforderungen wird in einer sogenannten Konformitätsbewertung geprüft. Für die Prüfung der Konformität sind sogenannte Konformitätsbewertungsstellen verantwortlich. In der EU gab es in 2023 fünf Stellen, die gezielt Inhibitoren bewerten (keine in Deutschland). Dabei ist die Umsetzung der Anforderungen für die Bewertung in verschiedenen Modulen im Appendix der EU-Düngeproduktverordnung festgelegt⁴⁶. Bei einer erfolgreichen Prüfung der entsprechenden Konformität kann der Inhibitor als EU-Düngeprodukt auf dem EU-Binnenmarkt gehandelt werden und der Hersteller ist berechtigt, ein CE-Zeichen⁴⁷ auf dem Produkt anzubringen.

In den Modulen ist allerdings nicht genau geregelt, wie die Konformitätsbewertung umgesetzt werden muss. Beispielweise gibt es in der Verordnung keine Vorgaben zu der im Modul B unter technischen Unterlagen vorgeschriebenen „geeigneten Risikoanalyse und -bewertung“. Es ist also nicht klar, ob hier die Risikobewertung aus REACH umgesetzt werden muss, oder ob eine Risikoanalyse und -bewertung überhaupt zwingend notwendig ist. Die Verordnung definiert auch nicht, ob- und wenn ja wie die Konformitätsbewertungsstelle prüfen soll, ob die Einstufung der Stoffe in entsprechende Gefährdungsklassen richtig ist. Und sie macht auch keine Vorgaben

⁴² EU-Düngeproduktverordnung, Präambel (53).

⁴³ Das bedeutet, dass die Stoffe entsprechend ihrer Ausgangsstoffe beziehungsweise Produkteigenschaften kategorisiert werden.

⁴⁴ Cadmium, Chrom, Quecksilber, Nickel, Blei und Arsen.

⁴⁵ Die Abkürzung steht für Europäisches Komitee für Normung.

⁴⁶ Für die Inhibitoren sind die Module B gefolgt von C sowie D 1 relevant, da sie der Produktfunktionskategorie PFC 5 und der Komponentenmaterialienkategorie CMC 1 zugeordnet werden (Appendix EU-Düngeproduktverordnung).

⁴⁷ Mit dem CE-Zeichen erklärt der Hersteller, dass das Produkt vom Hersteller geprüft wurde und dass es allen EU-weiten Anforderungen an Sicherheit, Gesundheitsschutz und Umweltschutz entspricht.

dazu wie und ob geprüft werden soll ob die Datenanforderungen unter REACH erfüllt und die durchgeführten REACH-Prüfungen vollständig sind. In diesen und anderen Fällen haben die Konformitätsbewertungsstellen einen Umsetzungsspielraum. Dies ist problematisch, denn auf Grund der voraussichtlichen Unterschiede im Prüfvorgang zwischen verschiedenen Bewertungsstellen, kann es für die Hersteller von Inhibitorenwirkstoffen einen Anreiz geben, die Stoffe an der Stelle und in dem Land bewerten zu lassen, wo die Anforderungen sowie die Kosten für die Konformitätsbewertung besonders gering sind. Allerdings ist die Prüfpraxis der Konformitätsstellen noch in der Entwicklung, da die EU-Düngeproduktverordnung erst 2022 in Kraft getreten ist.

Über die Konformitätsbewertung werden Produkte genehmigt. Unter der REACH-Verordnung werden aber nur die einzelnen Stoffe geprüft. Das bedeutet, dass die Wirkung von Stoffgemischen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt, beispielsweise bei doppelt inhibierten Düngern, hier nicht untersucht wird. Das ist problematisch, denn kombinierte Wirkstoffe können andere Auswirkungen haben als die Einzelwirkstoffe. Aus diesem Grund wird bei den Pflanzenschutzmitteln nicht nur der Wirkstoff geprüft, sondern auch das Produkt.

Deutsche Düngemittelverordnung

Alternativ zur EU-Düngeproduktverordnung können Düngeprodukte auch auf nationalem Weg über die deutsche Düngemittelverordnung (DüMV) in Verkehr gebracht werden. Dort werden nicht die Produkte genehmigt, sondern die einzelnen Bestandteile des Düngeproduktes. Düngemittel mit zugesetzten Inhibitoren oder Inhibitorenprodukte dürfen dann in Verkehr gebracht werden, wenn sie in der Verordnung aufgelistet sind⁴⁸ (DüMV, LfU 2023). Möchte ein Hersteller ein Produkt mit einem neuen Inhibitorenwirkstoff in Verkehr bringen, muss er eine Anfrage an das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) richten (BMEL 2023b, Bundestag 2017). Das BMEL lässt sich vom Wissenschaftlichen Beirat für Düngungsfragen (WBD) für die Beurteilung dieser Anfrage beraten. Die Mitglieder des Beirats sind interdisziplinär zusammengesetzt, arbeiten ehrenamtlich und werden durch das BMEL berufen (BMEL 2023a). Außer der Beratung zu Inhibitoren hat der Beirat auch andere Aufgaben, zum Beispiel das Erstellen von Stellungnahmen zu düngerechtlichen Regelungsvorhaben auf nationaler und europäischer Ebene. Wenn der Wirkstoff vom WBD zur Aufnahme in die DüMV empfohlen wird und das BMEL dem zustimmt, wird die DüMV nach Zustimmung des Bundesrates entsprechend geändert.

Auch die nationale Düngemittelverordnung bestimmt, dass in Verkehr gebrachte Düngemittel „die Gesundheit von Menschen, Tieren und Nutzpflanzen nicht schädigen und den Naturhaushalt nicht gefährden“ dürfen⁴⁹. Als Grundlage für die Bewertung der hygienischen, toxikologischen und ökotoxikologischen Unbedenklichkeit der Stoffe dienen die dem Beirat gemäß REACH-Registrierung vorgelegten Herstellerdaten. Allerdings gelten für die Zulassung auf nationaler Ebene nicht die Mindestanforderungen an REACH-Prüfungen wie unter der EU-Düngemittelverordnung (siehe oben). Entsprechende Stoffe könnten unter REACH also auch nur in der Mengenkategorie 1-10 Tonnen pro Jahr geprüft worden sein. Ergeben sich, aus Sicht des WBD, bei der Prüfung der Herstellerdaten zulassungsrelevante Lücken in der Bewertung, werden die Antragsteller aufgefordert, weitere Informationen vorzulegen.

⁴⁸ Der Düngemitteltyp muss in Anlage 1, Abschnitt 1 und der Inhibitor (Anwendungshilfsmittel) in Anlage 2, Tabelle 2 der DüMV gelistet sein.

⁴⁹ Paragraph 3 Düngemittelverordnung.

Umweltauswirkungen müssen im Rahmen der Prüfung durch den WBD erst seit 2008 systematisch berücksichtigt werden (Beisecker et al. 2023). Das bedeutet, dass Inhibitoren, die vor diesem Zeitpunkt in die DüMV aufgenommen wurden, gehandelt und in Verkehr gebracht werden können, selbst wenn sie eine Prüfung zum jetzigen Zeitpunkt nicht bestehen würden (siehe auch Beisecker et al. 2023). Sechs von den neun in der DüMV zugelassenen Nitrifikationsinhibitoren wurden vor 2008 genehmigt (Tabelle 1). Problematisch ist auch, dass die Stoffe in der DüMV zeitlich unbefristet zugelassen werden. Dies steht im Gegensatz zur Genehmigungspraxis von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen. Hier muss die Genehmigung für jeden Wirkstoff unter Berücksichtigung des aktuellen Standes von Wissenschaft und Technik regelmäßig erneuert werden.

Da der WBD in der Vergangenheit weitere Prüfberichte zusätzlich zu den Anforderungen der REACH-Registrierung angefordert hat, kann davon ausgegangen werden, dass die Prüfungen detaillierter sind. Trotzdem sind in der Liste der in Deutschland zugelassenen Inhibitoren drei Wirkstoffe und ein Gemisch gelistet, welche in der Liste der bis 2022 gültigen EU-Verordnung EG Nr. 2003/2003 nicht zu finden sind. Grund dafür ist möglicherweise, dass diese Stoffe nur für den deutschen Markt bestimmt waren und deswegen nur über die deutsche Düngemittelverordnung in Verkehr gebracht wurden.

Auf jeden Fall kritisch zu sehen ist die Tatsache, dass die vom WBD geforderten Prüfungen für die Wirkung der Inhibitoren auf Umwelt und Naturhaushalt nicht veröffentlicht und nicht standardisiert sind (Karges et al. 2023, S. 21). Damit ist es für die Öffentlichkeit nicht möglich nachzuvollziehen nach welchen Kriterien geprüft wurde.

Vergleich von Wirkstoffen unter verschiedenen Regelungen

Einige der Stoffe, die in der EU als Inhibitoren gehandelt und angewendet werden, wären mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit nicht genehmigungsfähig, wenn sie ein Zulassungsverfahren durchlaufen müssten, dass bezüglich der Anforderungen mit denen der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung vergleichbar wäre. Dies trifft auf die Stoffe Triazol, 2-NPT, MPA und 3-MP⁵⁰ zu. Diese Wirkstoffe sind nach der CLP-Verordnung (EU-VO 1272/2008) als wahrscheinlich schädigend für die Fruchtbarkeit und das ungeborene Leben (reproduktionstoxisch, Kategorie 1B) eingestuft. Damit würden sie die Genehmigungskriterien der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung nicht erfüllen, die besagt, dass „ein Wirkstoff, ... nur dann zugelassen (wird), wenn er ... nicht als reproduktionstoxische Substanz der Kategorie 1A oder 1B eingestuft wird oder einzustufen ist“⁵¹. Die Verordnung lässt zwar Ausnahmen zu, wenn die „Exposition von Menschen gegenüber diesem Wirkstoff ... unter realistisch anzunehmenden Verwendungsbedingungen vernachlässigbar ist, d. h. das Mittel wird in geschlossenen Systemen verwendet oder unter anderen Bedingungen, bei denen der Kontakt mit Menschen ausgeschlossen ist ...“⁵². Diese Ausnahme würde aber bei der notwendigen großflächigen Ausbringung der Inhibitoren nicht zutreffen. Zudem wird die Ausnahme in der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung streng gehandhabt. Eine Ausnahme wäre weiterhin möglich, wenn der Stoff „zur Bekämpfung einer ernsten, nicht durch andere verfügbare Mittel ... abzuwehrenden Gefahr für die Pflanzengesundheit notwendig ist“⁵³. Auch hier kann davon

⁵⁰ Zugelassen als Gemisch in der deutschen DüMV.

⁵¹ EG-VO 1107/2009, Anhang II, 3.6.4.

⁵² EG-VO 1107/2009, Anhang II, 3.6.4.

⁵³ EG-VO 1107/2009, Artikel 4(7).

ausgegangen werden, dass das Kriterium bei einem Einsatz von Inhibitorenwirkstoffen nicht erfüllt wäre.

Auch bei dem Nitrifikationsinhibitor Nitrapyrin kann vermutet werden, dass er unter der aktuellen Pflanzenschutzmittelverordnung nicht genehmigungsfähig wäre. Dieser wirkt gleichzeitig als Pflanzenschutzmittel und Nitrifikationsinhibitor, ist aber aktuell in der EU als Pflanzenschutzmittel nicht zugelassen (EU-KOM 2023). Ein weiteres Indiz für die Nichtgenehmigungsfähigkeit von Nitrapyrin ist die Tatsache, dass vor der EU-weiten Harmonisierung der Genehmigung von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen, Nitrapyrin in Österreich in der „Rechtsvorschrift für Verbot bestimmter gefährlicher Pflanzenschutzmittel“ als Pflanzenschutzmittel aktiv verboten wurde (RIS 1992). Grundlage für dieses Verbot war der Paragraph 14 des österreichischen Bundeschemikaliengesetzes, der Verbote und Beschränkungen von Chemikalien regelt, sofern dies zur Vermeidung von Gefahren für das Leben oder die Gesundheit von Menschen oder für die Umwelt erforderlich ist (Österreichisches Chemikaliengesetz 1987).

Der Nitrifikationsinhibitor Triazol ist ebenfalls ein Beispiel für einen Stoff der unterschiedlichen regulatorischen Auflagen unterliegt, obwohl die Anwendungen hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Umwelt vergleichbar sind. Triazol ist nicht nur ein Wirkstoff, es entsteht auch beim Abbau von verschiedenen Pflanzenschutzmittelwirkstoffen aus der Gruppe der Azol-Fungizide. Für Pflanzenschutzmittel, welche Triazol-bildende Azol-Fungizide enthalten, wird in Deutschland über begrenzte Zeiträume ein Grundwassermonitoring gefordert. Grundlage dafür sind die Regelungen in der Pflanzenschutzmittelverordnung, welche die Aufklärung von Risiken in einem „Nachzulassungsmonitoring“ vorsehen (König et al., 2020; Banning et al. 2022). Ferner gibt die Trinkwasserverordnung⁵⁴ Grenzwerte von 0,1 Mikrogramm pro Liter für Pflanzenschutzmittel und toxikologisch relevante Metabolite (Einzelsubstanz) beziehungsweise 0,5 Mikrogramm pro Liter für die Summe der bei der entsprechenden Untersuchung nachgewiesenen und mengenmäßig bestimmten einzelnen Pestizide vor. Die Unterschreitung der Werte soll durch die Bewertung im Rahmen der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln sichergestellt werden. Im Falle von Triazol sind die Hersteller der entsprechenden Pflanzenschutzmittel verpflichtet im Rahmen eines Monitorings unter realistischen Anwendungsbedingungen (zum Beispiel Frucht- und Spritzfolgen verschiedener Azol-Fungizide) Triazol im Grundwasser zu messen, um ein Risiko durch den Eintrag des Abbauproduktes Triazol in das Grundwasser auszuschließen. Für Düngemittel, die Triazol als Nitrifikationsinhibitor enthalten, sind solche Auflagen nicht vorgesehen. UBA-interne Berechnungen weisen allerdings darauf hin, dass die potenziell realistischen Ausbringungsmengen der Verwendung von Triazol als Nitrifikationsinhibitor das Bildungspotenzial von Triazol aus Pflanzenschutzmitteln übersteigen.

Kennzeichnung der dem Produkt zugesetzten Mengen

Sowohl die EU als auch die deutsche Düngemittelverordnung sehen vor, dass auf den Produktverpackungen die eingesetzten Wirkstoffe angegeben werden müssen. Es besteht für die Hersteller jedoch keine Pflicht, die eingesetzten Wirkstoffmengen beziehungsweise Ober- oder Untergrenzen der Wirkstoffe anzugeben. Der Mindestgehalt an Wirkstoff für Nitrifikationsinhibitoren, die unter der deutschen Düngemittelverordnung zugelassen sind, kann allerdings aus den Vorgaben der deutschen Verordnung abgeleitet werden, da diese einen Mindestanteil (bezogen auf die Düngermenge) vorschreibt. Für Ureaseinhibitoren gibt die

⁵⁴ Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung vom 20. Juni 2023 (BGBl. 2023 I Nr. 159))

deutsche Düngemittelverordnung Spannen mit Minimum- und Maximumgehalten vor. In der EU-Düngeproduktverordnung sind solche Vorgaben allerdings nicht vorgesehen. Die fehlende Kennzeichnungspflicht erschwert ein Umweltmonitoring, da die tatsächlich eingesetzten Wirkstoffmengen nicht abgeschätzt werden können. Aber auch für Anwenderinnen und Anwender ist eine Bewertung der Wirkung des Produktes erschwert, insbesondere dann, wenn sich die Zusammensetzung eines Produktes ändert. Eine genaue Angabe des Wirkstoffgehalts ist auf Grund der Instabilität einiger Wirkstoffe allerdings nicht möglich. Grundsätzlich könnte aber auf der Verpackung angegeben werden, welche Menge des Wirkstoffes beim Produktionsprozess zugesetzt wurde.

Problematisch ist auch, dass in der deutschen Gesetzgebung Hersteller die Möglichkeit haben, die Wirkstoffinhalte und -mengen eines Produktes zu ändern, den Namen des Produktes aber beizubehalten. Das erschwert die Einschätzung der Umweltrisiken des Produktes und schafft Intransparenz und Unsicherheit für die Verbraucher*innen. Im Rahmen des Forschungsvorhabens INHIBIT konnte so ein Vorgehen von Firmen für verschiedene Produkte registriert werden (Kübeck et al. 2022). Im Rahmen der EU-Düngeproduktverordnung besteht dieses Problem nicht, denn hier werden Produkte genehmigt.

Information der Öffentlichkeit

Wie unter 6.a beschrieben, müssen Importeure und Hersteller bei der Registrierung unter REACH Studienzusammenfassungen⁵⁵ vorlegen. Diese sind öffentlich auf der ECHA-Website zugänglich (ECHA 2023), die Prüfberichte, auf denen die Zusammenfassungen beruhen, aber nicht. Auch die Daten, die im Rahmen der EU-Düngemittelverordnung von den Konformitätsbewertungsstellen verlangt werden sowie die Ergebnisse der Bewertungen und die Art der geforderten Prüfungen im Rahmen des deutschen Zulassungsverfahrens, sind nicht öffentlich verfügbar.

Der Grund für die Nicht-Veröffentlichung der Bewertungsdaten ist der Produktschutz. Aus den Berichten könnten firmeninterne Informationen über die Produkte und die Wirkstoffzusammensetzung an die Öffentlichkeit und damit zu den Mitbewerbenden gelangen. Für eine Bewertung der einzelnen Wirkstoffe durch die Fachöffentlichkeit und nationale und europäische Behörden wäre es aber hilfreich, wenn Informationen zur Bewertung der Stoffe verfügbar gemacht werden. Damit könnten Unsicherheiten in der Wirkstoffbewertung ausgeräumt und Doppelarbeiten bei den Prüfungen vermieden werden. Die Europäische Rechtsprechung (u.a. Europäischer Gerichtshof 2016) und nationale Rechtsprechung (VG Köln, 13.07.2023 - 13 K 5068/18) zur weiten Auslegung des unbestimmten Rechtsbegriffes „Informationen über Emissionen in die Umwelt“ im Sinne der Umweltinformationsverordnung (VO (EG) 1367/2006), der Umweltinformationsrichtlinie (RL 2003/4/EG) und des Umweltinformationsgesetzes (UIG) hat für Pflanzenschutz- und Humanarzneimittel festgestellt, dass nicht nur die Studienzusammenfassungen, sondern auch die vollständigen Studienberichte auf Antrag an jede Person herausgegeben werden müssen, selbst dann, wenn dadurch Betriebs- und Geschäftsgeheimnisse der Hersteller beeinträchtigt würden. Diese Wertung der Rechtslage sollte auch für Inhibitoren gelten, die bei der Düngung gezielt und bestimmungsmäßig in die Umwelt ausgebracht werden.

Neben Informationen zur Wirkstoffbewertung ist für die Öffentlichkeit auch relevant wo und in welchem Umfang Wirkstoffe ausgebracht werden. In Deutschland müssen Anwenderinnen und Anwender ihre Pestizidanwendung dokumentieren, aber es existiert kein öffentliches Register

⁵⁵ In Englisch: study summary.

über diese Anwendungen (Umweltinstitut München 2022). In Dänemark, Litauen, Spanien oder Kroatien wird ein solches digitales Register bereits geführt (Wissenschaftlicher Dienst des Bundestages 2021). Um die Umweltwirkungen eines großflächigen Einsatzes von Inhibitoren wissenschaftlich untersuchen zu können, wäre eine Dokumentationsverpflichtung der Anwenderinnen und Anwender sowie ein öffentliches Register für den Einsatz von Inhibitoren sinnvoll.

Parallele gesetzliche Regelungen

Wenn ein Hersteller oder Importeur entscheidet sein Produkt über ein nationales Verfahren genehmigen zu lassen, kann er dies auf Grundlage der EU-Regelungen zur gegenseitigen Anerkennung von Waren (EU-VO 2019/515) EU-weit vermarkten⁵⁶. Da die Anforderungen an die Umweltprüfung in den nationalen Regelungen unterschiedlich sind, besteht dann die Gefahr, dass Hersteller das nationale Verfahren mit den geringsten Prüfanforderungen wählen. Die verschiedenen Möglichkeiten der Prüfung der Düngeprodukte (EU und national) erschweren es den Anwenderinnen und Anwendern nachzuvollziehen, nach welchen Standards die von ihm gekauften und eingesetzten Inhibitoren geprüft wurden. Beisecker et al. 2023 folgern daher auch, dass die parallelen Regelungen zu einer „Intransparenz der am Markt erhältlichen und eingesetzten Düngeprodukte und Wirkstoffe führen“.

Prüfung der Wirksamkeit im Kontext von gesetzlichen Verpflichtungen

Inhibitoren können in Zukunft für Landwirtinnen und Landwirte eine wichtige Rolle bei der Umsetzung von Umweltzielen spielen. Der Einsatz von Nitrifikationsinhibitoren könnte zum Beispiel im Rahmen eines zukünftigen europäischen landwirtschaftlichen Emissionshandels für die Betriebe den notwendigen Ankauf von kostenpflichtigen Zertifikaten verringern oder im Fall einer Klimasteuer für landwirtschaftliche Emissionen Kosten senken. In so einem Fall muss der Gesetzgeber aber sicherstellen, dass die Wirkung der Inhibitoren auch die versprochene Reduktion erfüllt, damit Umwelt – und Klimaziele auch wirklich erreicht werden. Diese Wirkungsgarantie wird über die bisherigen Genehmigungsverfahren nicht erbracht, da diese die spezifische Reduktionswirkung auf gasförmige Verluste und Sickerwasserausträge nicht in ihrem Regelungsfokus haben. Für den Fall, dass Inhibitoren zur Umsetzung gesetzlicher Vorgaben genutzt werden, müssen daher staatliche Zertifizierungsstandards etabliert werden, die garantieren, dass die versprochene Minderungsleistung auch umgesetzt wird. Diese Standards könnten zum Beispiel analog zu den Standards im EU-Rahmen für die Zertifizierung des Kohlenstoffabbaus gestaltet sein (Europäischer Rat 2024).

Schlussfolgerungen

Die gesetzlichen Regelungen für das Inverkehrbringen von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren sind inkonsistent und werden als unzureichend bewertet. Ein angemessener Schutz der menschlichen Gesundheit und der Umwelt sowie die Einhaltung des EU-Vorsorgeprinzips sind aktuell nicht sichergestellt.

Ursachen hierfür sind:

1. Defizite bei den Informationsanforderungen an die Stoffe

⁵⁶ Es gibt hier allerdings Ausnahmen. In Frankreich können nur Inhibitoren in den Verkehr gebracht werden, die über die nationale oder über die EU-VO geregelt wurden.

Die in der EU-Düngemittelverordnung geforderten Informationen zum Umweltverhalten und zur Ökotoxikologie ermöglichen keine ausreichende Abschätzung der Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt. Dies trifft in besonderem Maße auf neue Wirkstoffe zu, die zunächst nur in kleinerer Menge hergestellt oder importiert werden und von denen dann noch keine Stoffeigenschaften bekannt sind. Denn diese fallen unter REACH in die Kategorie mit den geringeren Prüfanforderungen.

Informationen, die im Rahmen der deutschen Düngemittelverordnung als Grundlage einer Genehmigung vorliegen müssen, sind grundsätzlich umfangreicher. Allerdings ist die Bewertung der Stoffe nicht standardisiert und weder Prüfanforderungen noch Ergebnisse sind öffentlich zugänglich.

2. Defizite bei den Regelungen zum Inverkehrbringen

Die Verfahren auf EU- und nationaler Ebene weisen aktuell Regelungslücken auf. Stoffe, die gemäß der CLP-Verordnung als gefährlich für die menschliche Gesundheit und die Umwelt eingestuft sind und welche unter der Pflanzenschutzmittelverordnung nicht genehmigungsfähig wären, dürfen als Inhibitoren in die Umwelt ausgebracht werden. Diese Genehmigungspraxis steht damit auch im Gegensatz zum erklärten Ziel der EU-Düngeproduktverordnung. Denn hier ist in der Präambel festgelegt, dass die Sicherheit der beabsichtigten Verwendung der Düngeprodukte in vergleichbarer Weise nachgewiesen werden sollte, wie es in der Pflanzenschutzmittelverordnung vorgegeben ist⁵⁷. Auch die ECHA bewertet die EU-Düngeproduktverordnung als nicht ausreichend, um die Gefahren eines Einsatzes von Inhibitoren für Mensch und Umwelt zu adressieren. Konkret schreiben sie in einem Dokument zur Bewertung von Regulierungsanforderungen, dass „die EU-Verordnung keinen Paragraphen enthält, der verhindert, dass Substanzen, die reproduktionstoxisch, hormonaktiv, schwer biologisch abbaubar oder sehr mobil sind in Düngemitteln verwendet werden dürfen“ (ECHA 2021).

⁵⁷ „Enthält ein EU-Düngeprodukt einen Stoff oder ein Gemisch im Sinne der EU-REACH-Verordnung, so sollte die Sicherheit der enthaltenen Stoffe für die beabsichtigte Verwendung durch eine Registrierung nach den Bestimmungen der genannten Verordnung gewährleistet werden. Die Informationsanforderungen sollten gewährleisten, dass die Sicherheit der beabsichtigten Verwendung des EU-Düngeprodukts in einer Weise nachgewiesen wird, die die Vergleichbarkeit mit anderen Regelungen für Produkte ermöglicht, die für die Anwendung auf Ackerböden oder Ernteprodukten bestimmt sind, vor allem den nationalen Düngemittelvorschriften der Mitgliedstaaten und der Pflanzenschutzmittelverordnung“ (EU-Düngeproduktverordnung, Präambel).

7 Eintragspfade, Mobilität und Persistenz in Luft, Oberflächen- und Grundwasser

Beim Einsatz von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren in Düngemitteln besteht die Möglichkeit, dass die Wirkstoffe und deren Abbauprodukte in Oberflächengewässer (zum Beispiel durch Wasser- und Winderosion oder Staubabdrift) sowie in das Grundwasser gelangen und zudem auch länger als notwendig im Boden verbleiben. Um effektiv wirken zu können, müssen Nitrifikationsinhibitoren eine mehrwöchige Stabilität in ihrer aktiven Form im Boden besitzen, also persistent⁵⁸ sein. Allerdings kann bei einer hohen Persistenz der Stoffe die Verweildauer im Boden ansteigen und damit auch das Risiko, dass Wirkstoffe in das Grund- oder Oberflächengewässer gelangen. Dieses Risiko wird durch eine geringe Sorption, das heißt eine geringe Anlagerung der Stoffe an den Boden, noch verstärkt. Durch kleinskalige Verlagerungsversuche im Labor zeigten Marsden et al. (2016), dass die Nitrifikationsinhibitoren DCD und DMPP in tiefere Bodenschichten und damit potenziell in das Grundwasser gelangen können. Da die mikrobielle Aktivität im gesättigten Grundwasserbereich deutlich geringer ist als in Oberböden, werden die Wirkstoffe dort vermutlich nur sehr langsam oder gar nicht abgebaut⁵⁹. Es kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Nitrifikationsinhibitoren im Grundwasser für eine Zeit verbleiben, auch wenn dazu aktuell keine veröffentlichten Studien vorliegen.

Sehr flüchtige Stoffe können sich auch als Schadstoff in der Luft anreichern. Nitrapyrin zum Beispiel muss wegen seiner Flüchtigkeit (Flessa et al. 2014) in den Boden eingearbeitet oder injiziert werden (Trenkel, 2010; Scheurer et al. 2014). In einer österreichischen Studie, die das Ziel hatte, Luftschadstoffe zu messen, war dementsprechend Nitrapyrin eine der am häufigsten in der Luft gefundenen Substanzen (Zaller et al. 2022).

Zu entstehenden Abbauprodukten von Nitrifikationsinhibitoren ist nur wenig bekannt. Redeman et al. (1964) zeigten, dass Nitrapyrin im Boden zu 6-Chlor-Picolinsäure (englisch abgekürzt 6-CPA) abgebaut wird. Dieses Abbauprodukt ist wasserlöslicher als Nitrapyrin (Woodward et al. 2019) und sowohl in mineralischen als auch organischen Böden deutlich mobiler als Nitrapyrin (US EPA 2005). Somit muss mit einem erhöhten Auswaschungspotenzial von 6-CPA aus Böden gerechnet werden. Der Nitrifikationsinhibitor MPA bildet bei Abbauprozessen im Boden das Abbauprodukt 3-MP (ECHA, 2020), welcher ebenfalls als Nitrifikationsinhibitor wirkt.

Die Minderungswirkungen werden bei Ureaseinhibitoren direkt nach dem Ausbringen angestrebt. Aus diesem Grund ist eine geringe Stabilität der Substanzen im Boden für nur wenige Tage ausreichend und die Gefahr einer Verlagerung der Wirkstoffe in Grund- und Oberflächenwasser geringer als bei Nitrifikationsinhibitoren. Allerdings ist unklar, ob sich wirklich alle Ureaseinhibitoren auch ausreichend schnell zersetzen um eine Grundwassergefährdung auszuschließen. Für den Ureaseinhibitor NBPT zeigten Peters und Thiele-Bruhn (2022), dass er sich im Boden nach drei Tagen zu verschiedenen Stoffen umsetzt, welche nach einer Woche nicht mehr nachweisbar waren. Andererseits wurden in standardisierten Abbauprozessen für die REACH-Registrierung für NBPT in Böden Halbwertszeiten zwischen 26 und 30 Tagen ermittelt (ECHA 2023). Ein Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse könnte sein, dass die Geschwindigkeit des Abbaus im Boden

⁵⁸ Persistenz im Sinne dieses Papiers ist nicht gleichzusetzen mit dem Persistenz-Kriterium gemäß REACH-Verordnung (EG-VO 1907/2006). Hier definieren wir als persistent, wenn ein Stoff nicht durch UV-Strahlung oder durch die Reaktion mit Wasser zersetzt und auch nicht oder nur sehr langsam von Mikroorganismen abgebaut wird. Die Abbauraten von Wirkstoffen kann in den verschiedenen Medien Wasser und Boden stark variieren. Auch die verschiedenen Umweltbedingungen wie Temperatur, An- oder Abwesenheit von Sauerstoff oder Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft spielen hierfür eine entscheidende Rolle.

⁵⁹ Allerdings ist ein chemischer Abbau durch Hydrolyse weiterhin möglich. Diese ist abhängig vom pH-Wert.

abhängig von Witterungsbedingungen (Temperatur und Bodenfeuchte) und den Bodeneigenschaften ist. Für belastbare Aussagen zum Abbauverhalten der Wirkstoffe und ihrer Abbauprodukte sind daher Versuche an Böden mit unterschiedlichen Bodeneigenschaften und unter standardisierten Temperatur- und Feuchtebedingungen notwendig.

Oberflächengewässer

Woodward et al. (2016) haben gezeigt, dass die oberflächliche Auswaschung durch Regen nach dem Ausbringen von nitrapyrinhaltigen Düngern zu erhöhten Konzentrationen dieses Wirkstoffes in Flüssen führte. In einer weiteren Studie wurde dies auch für 6-CPA, dem Abbauprodukt von Nitrapyrin beobachtet, wobei die Konzentrationen deutlich unter jener von Nitrapyrin lagen (Woodward et al. 2019). In Deutschland wiesen Scheurer et al. (2016) die Wirkstoffe Triazol und DCD in Oberflächengewässern nach, wobei DCD in fast allen Gewässerproben gefunden wurde. Weitere untersuchte Inhibitoren (3-MP, DMPP⁶⁰, NBPT und 2-NPT) wurden im Rahmen dieser Studie allerdings nicht gefunden. Eine Untersuchung des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz ergab, dass DCD und Triazol bereits großflächig in niedersächsischen Oberflächengewässern auftreten (Schaffer und Schmid 2019). Da die Wirkstoffe DCD und Triazol auch zahlreiche Anwendungen in Industrie und Pharmazie haben, könnten sie auch aus Industrie- und Kläranlagen in die Gewässer gelangt sein. Triazol ist zudem ein Abbauprodukt von einigen Fungiziden, die häufig in der Landwirtschaft zum Einsatz kommen (Kübeck et al. 2022). DCD wird beim Abbau von Kalkstickstoff, welcher als Dünger in der Landwirtschaft eingesetzt wird, im Boden gebildet (SCHER 2016).

In Laborversuchen mit verschiedenen Nitrifikationsinhibitoren (Triazol, 3-MP, DCD und DMPP⁶⁰) und Ureaseinhibitoren (NBPT, 2-NPT) in Oberflächenwasser erwiesen sich alle untersuchten Wirkstoffe (außer NBPT) im Untersuchungszeitraum von fünf Tagen als persistent (Zeeshan et al. 2023). Auch wenn über einen darüber hinaus gehenden Zeitraum auf Grundlage dieser Versuche keine Aussage getroffen werden kann, ist davon auszugehen, dass die Wahrscheinlichkeit einer hohen Abbaurates eher gering ist. Die REACH-Registrierungsdaten der von Zeeshan et al. (2023) genannten Substanzen attestieren den Stoffen „keine leichte biologische Abbaubarkeit“. Nach den neuen Kriterien der CLP-Verordnung wäre DCD zudem sogar „sehr persistent“ (EU-VO 1272/2008, Anhang I, 4.4.2.1 und Tabelle 4). Auch der bereits erwähnte Nitrifikationsinhibitor Nitrapyrin zeigte sich in Flüssen während eines Untersuchungszeitraums von fünf Wochen als persistent (Woodward et al. 2016). In REACH wird die Halbwertszeit von Nitrapyrin in Süßwassersedimenten sogar mit 2,7 Jahren beziffert (ECHA 2020). Insgesamt existieren jedoch kaum Studien, welche die Abbaurates von Inhibitoren in Oberflächengewässern, insbesondere über einen längeren mehrwöchigen Zeitraum, systematisch untersuchen.

Grundwasser und Uferfiltrat

Aktuell gibt es nur wenige Untersuchungen zu Vorkommen von Inhibitoren im Grundwasser (Kübeck et al. 2022). Scheurer et al. (2014) berichten jedoch von Triazol- und DCD-Funden in 2,5 Prozent der Grundwasserproben einer Monitoringstudie in Südwestdeutschland, wobei hier ein landwirtschaftlicher Einfluss auf die Messstellen weitestgehend ausgeschlossen werden konnte. In Dänemark wurde im Rahmen eines Grundwassermonitorings vermehrt Triazol in den

⁶⁰ Tatsächlich wurde in diesem Fall der Analyt 3,4-Dimethylpyrazol (DMP) erfasst, welcher die wirksame Komponente von DMPP bildet.

Messstellen gefunden (GEUS 2019). Teuner et al. (2019) vermuten, dass durch die unterschiedlichen Eintragspfade von Triazol (zum Beispiel aus Waldböden, Landwirtschaft, Industrie, Pharmazie) der Grenzwert für Triazol von 0,1 Mikrogramm pro Liter im Grundwasser [wie es die europäische Pflanzenschutzmittelverordnung verlangt] insbesondere in landwirtschaftlichen Einzugsgebieten überschritten werden könnte.

In einer weiteren Publikation wiesen Scheurer et al. (2016) Triazol auch im Uferfiltrat⁶¹ des Rheins nach. Da im Uferfiltrat und im Fluss ungefähr die gleichen Konzentrationen von Triazol gefunden wurden (Scheurer et al. 2016), lässt sich daraus schließen, dass bei der Uferpassage keine Reinigungswirkung erzielt wurde. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass sich Triazol unter diesen Bedingungen persistent verhält und sehr mobil ist.

Der Verbleib von Triazol, 3-MP, DCD, DMPP⁶⁰, NBPT und 2-NPT bei der Uferfiltration in sandigem Untergrund wurde im halbtechnischen Maßstab (das heißt unter naturnahen Bedingungen) untersucht. Dabei zeigte sich, dass Sorption für die untersuchten Stoffe keine Rolle spielte und diese somit nicht zu einer Entfernung der Substanzen aus dem Wasser beiträgt. Nach einer Fließstrecke von 1,5 Metern und einer Aufenthaltsdauer von rund fünf Tagen zeigte sich eine Verringerung der Stoffkonzentration durch Abbau von rund 50 Prozent für Triazol sowie für DCD (Zeeshan et al. 2023). Bei 3-MP, DMPP⁶⁰ und 2-NPT allerdings war die Elimination geringer (ca. 30 Prozent für 3-MP und ca. 20 Prozent für DMPP⁶⁰ und 2-NPT), was auf eine schlechte Abbaubarkeit der Stoffe unter diesen Umweltbedingungen hinweist. NBPT hingegen wurde fast vollständig eliminiert. Diese nicht sorptiven Stoffe gelten daher unter diesen Bedingungen als sehr mobil, was auch mit den Aussagen von REACH (Tabelle 4) übereinstimmt. Da der Abbau der jeweiligen Wirkstoffe am Beginn einer natürlichen Fließstrecke meist besonders hoch ist, muss für längere Fließstrecken davon ausgegangen werden, dass die Abbauleistung pro Meter geringer als im ersten Meter und somit niedriger als im beschriebenen Versuch ist.

Schlussfolgerungen

Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen, dass einige der Stoffe aufgrund ihrer Persistenz und Mobilität problematisch sind, da diese Eigenschaften zu einer Verteilung im Wasserkreislauf und gegebenenfalls auch zu einer Anreicherung darin führen können (z. B. 3-MP, DMPP, 2-NPT, Nitrapyrin). Bislang wurden nur wenige wissenschaftliche Studien zum Verbleib der Inhibitoren in Wasser und Boden veröffentlicht. Insbesondere fehlen Untersuchungen zum Verbleib in den unterschiedlichen Umweltmedien unter Berücksichtigung verschiedener Umweltbedingungen. Vorhandene öffentlich zugängliche Daten zum Verbleib sind lückenhaft und teilweise widersprüchlich (Kübeck et al. 2022). Darüber hinaus ist wenig über die Bildung und den Verbleib von Abbauprodukten bekannt. Somit fehlt eine aussagekräftige Grundlage sowohl für eine umfassende Bewertung der Risiken für die Umwelt als auch für die Risikobewertung hinsichtlich des Trinkwasserressourcenschutzes.

⁶¹ Mit Uferfiltrat bezeichnet man Wasser aus Oberflächengewässern, das in ufernahes Grundwasser eindringt und nach einer Untergrundpassage entnommen wird.

8 Risiken für menschliche Gesundheit und Umwelt

Das folgende Kapitel gibt einen Überblick über die Erkenntnisse relevanter wissenschaftlicher Studien sowie die Ergebnisse der in der ECHA-Datenbank vorhandenen Prüfungen zur Fragestellung, ob der Einsatz von Inhibitoren problematisch für die Umwelt und die menschliche Gesundheit sind.

Bodenlebewesen

Die meisten Nitrifikationsinhibitoren wirken über die Blockade von Enzymen in der „Atmung“ ammoniumoxidierender Bakterien (Subbarao 2006). Das bedeutet, dass Mikroorganismen, die davon betroffen sind, keine Energie mehr gewinnen können und dadurch ihre Aktivität einstellen. Ob und inwieweit die entsprechenden Bakterien Überdauerungsstadien (Sporen) bilden und nach dem Einsatz der Inhibitoren wieder aktiv werden oder ob sie durch andere Mikroorganismen komplett abgebaut („gefressen“) werden, ist unbekannt. Die Wirkung von Nitrapyrin beruht laut mehrerer Studien auf seiner Toxizität gegenüber Bodenorganismen (z.B. Scheurer et al. 2014, Woodward et al. 2016), wobei teils auch eine Enzymhemmung vergleichbar mit anderen Nitrifikationsinhibitoren beschrieben wird (Woodward et al. 2021).

Beides, das Abtöten sowie die Blockade von relevanten Bakterien durch Nitrifikationsinhibitoren kann zu einer Veränderung der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft führen (zum Beispiel Nguyen 2017; Luchibia et al. 2020; Corrochano-Monsalve 2021; Schmidt 2022). Corrochano-Monsalve et al. (2021) sowie Luchibia et al. (2020) haben gezeigt, dass die Anwendung von DMPP und DMPSA die bakterielle Vielfalt im Boden verändert und, dass auch Bakterien, die nicht zu Zielorganismen gehören, durch Nitrifikationsinhibitoren beeinflusst wurden. Auch für Nitrapyrin und NBPT wiesen Tao et al. (2021) ähnliche Effekte nach. Schmidt et al. 2022 stellten „weit verbreitete Auswirkungen von Nitrapyrin auf mikrobielle Gemeinschaften des Bodens und der Rhizosphäre von Weizen über verschiedene Probenahmedaten hinweg“ fest. Die beobachteten Effekte der Inhibitoren auf das Bodenmikrobiom hängen stark von Bodeneigenschaften wie dem Gehalt an organischer Substanz, Bodenfeuchte, pH-Wert und dem Beobachtungszeitraum ab. Deshalb sind die Ergebnisse der Studien nicht allgemein übertragbar. Dabei ist von Bedeutung, dass auch die Düngung ohne zugesetzte Inhibitoren einen signifikanten Effekt auf die Zusammensetzung des Bodenmikrobioms hat. Hier zeigen Studien, dass Stickstoffdüngung mittels Harnstoff- oder Ammoniumdünger zu einer starken Vermehrung nitrifizierender Bakterien führt und dass Inhibitoren diesen Effekt reduzieren können (Luchibia 2020; Corrochano-Monsalve et al. 2021; Tao et al. 2021). Bei wiederholter Anwendung von Inhibitoren wurde jedoch eine verringerte mikrobielle Diversität nachgewiesen (Corrochano-Monsalve et al. 2021). Diese gegensätzlichen Befunde machen eine Bewertung der durch die Anwendung von Inhibitoren erfolgten Veränderung des Bodenmikrobioms schwierig.

Neben Studien, die signifikante Auswirkungen des Einsatzes von Inhibitoren zeigen, existieren auch Veröffentlichungen, die keine oder geringe Auswirkungen auf das Vorkommen von Bodenlebewesen nachweisen (Kong et al. 2016; Callaghan et al. 2010; Dong 2021, Fan et al. 2023). Die Interpretation hinsichtlich der langfristigen Wirkung und einer potenziellen Schädlichkeit der gemessenen Effekte auf Nicht-Zielorganismen wird kontrovers in der Wissenschaft diskutiert. Es fehlen vor allem bei Langzeitstudien mit mehrfacher Dünger- und Inhibitorenanwendung und korrekt durchgeführten Kontrollen um die vorhandenen Wissenslücken zu schließen.

Werden Wirkstoffe mehrmals im Jahr und über mehrere Jahre am selben Standort eingesetzt, besteht zudem die Gefahr, dass Mikroorganismen Resistenzen gegen die Wirkstoffe entwickeln und diese in der Folge weniger oder gar nicht mehr wirksam sind. Die Entwicklung von Resistenzen bei bestimmten Wirkstoffen nach häufigem Einsatz ist zum Beispiel auch im Zusammenhang mit dem Einsatz von Pflanzenschutzmitteln oder Antibiotika in der Landwirtschaft bekannt. Im Fall von Inhibitoren ist diese Resistenzbildung allerdings noch nicht nachgewiesen (Dong et al. 2013; Duff et al. 2022).

Da sowohl die Fruchtbarkeit von Böden als auch deren Funktion als Filter zum Schutz des Grundwassers auf einer gesunden mikrobiellen Gemeinschaft beruhen, können Eingriffe in das Bodenmikrobiom auch auf diese Funktionen einwirken, zum Beispiel, weil bestimmte Umweltchemikalien nicht mehr abgebaut werden können.

Die Mehrzahl der vorhandenen Studien analysiert die mikrobielle Wirkung der Inhibitoren DCD, DMPP, DMPSA und Nitrapyrin. Das heißt, über andere häufig eingesetzte Inhibitoren kann auf Grund eines Mangels an wissenschaftlichen Publikationen keine Aussage getroffen werden. Und auch die vorhandenen Studien sind Einzelpublikationen, eine Übersichtsarbeit existiert nicht (Stand 2024).

Untersuchungen zur Wirkung verschiedener Inhibitoren auf andere Bodenlebewesen wie Springschwänze, Milben, Würmer, Gliedertiere oder kleinere Wirbeltiere wurden bisher kaum in wissenschaftlichen Studien behandelt. Ausnahme ist die Veröffentlichung von Kong et al. (2016), die die Wirkung von DMPP auf Regenwürmer untersuchten und dabei keine Effekte nachwiesen. Ökotoxizitätstests mit Regenwürmern liegen allerdings im Rahmen der REACH-Registrierung (ECHA 2023) vor. Dabei haben Nitrapyrin und MPA langfristige Wirkungen auf Regenwürmer und NBPT/NPPT sowie 3-MP sind mäßig giftig für Regenwürmer. DCD und Nitrapyrin weisen eine langfristige Wirkung auf Bodenorganismen aus (Tabelle 4).

Aquatische Lebewesen und Pflanzen

Für einige der am häufigsten eingesetzten Nitrifikationsinhibitoren existieren wissenschaftliche Studien, die über die mittels Standardtests systemen durchgeführten Prüfungen in der ECHA-Datenbank hinausgehen. Diese Studien zeigen, dass sich die untersuchten Stoffe schädlich auf Tiere und Pflanzen auswirken können. Köslers et al. (2021) kommen zu dem Schluss, dass die Düngeprodukte Piadin und Vizura mit den zur Zeit der Testung enthaltenen Wirkstoffen 3-MP und DMPP ökotoxikologische Wirkungen auf die bucklige Wasserlinse (*Lemna gibba*) und die Rote-Liste-Art Kornrade (*Agrostemma githago*) haben. Allerdings wurden bei der Untersuchung der Wirkung von Vizura höhere Mengen des Inhibitors eingesetzt als vom Hersteller empfohlen und in der Praxis üblich (Pasda und Schmid 2020). Salis et al. (2019) untersuchten in zwei Experimenten die Auswirkungen des Wirkstoffs DCD auf Flussökosysteme und kommen zu dem Schluss, dass dieser negative Wirkungen auf Algengemeinschaften hat, insbesondere wenn die Algen bereits anderen Stressoren ausgesetzt sind. Phytotoxische Effekte von DCD auf Klee wurden in einer Studie von Macadam et al. (2003) nachgewiesen. Mehrere Studien zeigen, dass Nitrapyrin eine Phytotoxizität aufweist, die sich beispielweise in einer verringerten Wurzellänge oder einem reduzierten Trockengewicht äußert (Scheurer et al. 2014).

Ausgehend von den Ergebnissen der für die Registrierung unter REACH durchgeführten Prüfungen werden fast alle Inhibitoren als entweder nicht giftig oder mäßig giftig (DMPP, DMPSA) für Wasserorganismen bewertet. Ausnahme sind Nitrapyrin und 2-NPT, welche unter der CLP Verordnung als giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung eingestuft werden (Tabelle 4). Einige der Wirkstoffe sind als mäßig giftig für Pflanzen zu bewerten, nur DCD ist giftig mit langfristiger Wirkung.

Menschliche Gesundheit

Die Frage der Gesundheitsschädlichkeit von Inhibitoren wurde erstmals aufgeworfen, als in 2013 der Nitrifikationshemmer DCD in importierten Milchprodukten in China gefunden wurde. Der Wirkstoff gelangte wahrscheinlich in das Milchpulver, weil in Neuseeland große Mengen DCD direkt auf Weideland aufgesprüht wurden mit dem Ziel, Nitratauswaschung und Lachgasemissionen zu mindern (Byrne et al. 2020). Auch wenn diese Ausbringungsart von Inhibitoren über die gesetzlichen Regelungen in der EU und in Deutschland nicht erlaubt sind und auch nicht direkt vergleichbar ist mit der Ausbringung über einen dünger gebundenen Hemmstoff, zeigt das Beispiel, dass DCD eventuell über die Aufnahme durch Tiere in Lebensmittel und damit bis in den menschlichen Körper gelangen kann. Aktuelle Studien zeigen allerdings, dass die Gefahr von DCD für die menschliche Gesundheit eher gering ist (Ray et al. 2023). Auch wenn DCD nicht sehr giftig ist, ist es sehr persistent (Tabelle 3). Dies bedeutet, dass eine Anreicherung des Stoffes auf Dauer problematisch sein kann.

Auch die möglichen Risiken, die sich aus einem Einsatz von Inhibitoren und deren Abbauprodukten für die Wasserversorgung ergeben könnten, sind nicht ausreichend untersucht. Das toxikologisch relevante Triazol zum Beispiel wird vom Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW) als eine Substanz eingeschätzt, die Trinkwasserressourcen gefährden kann (DVGW, 2023). Hierbei besteht Forschungsbedarf, insbesondere im Bereich des Trinkwasserressourcenschutzes. Untersuchungen zum Verbleib der Stoffe in Boden und Gewässer sowie einer möglichen Verlagerung ins Grundwasser sind notwendig.

Der häufige Einsatz von Fungiziden mit dem Abbauprodukt Triazol in der Landwirtschaft hat zur Selektion resistenter Schimmelpilze geführt. Problematisch ist dabei, dass Pilze, die verantwortlich sind für tödliche beziehungsweise schwer verlaufende Atemwegsinfektionen (Aspergillosen), dadurch resistent werden können und dem Triazol ähnliche Medikamente dann nicht mehr oder schlechter wirken. Dabei können Menschen diesen Schimmelpilzen über die Luft sowie direkt über die behandelten Produkte, zum Beispiel über Schnittblumen, ausgesetzt sein (Dunne et al. 2017; Rybak et al. 2019).

In einer Studie aus Österreich, welche die Konzentration von verschiedenen Chemikalien in der Luft untersucht hat, war das flüchtige Nitrapyrin nicht nur die am häufigsten gefundene Substanz, sondern auch die mit den größten potenziellen negativen Gesundheitsfolgen (krebserregend, akute Toxizität, spezifische Zielorgan-Toxizität, Hautreizung und Sensibilisierung sowie Augenreizung; Zaller et al. 2023). Die Autoren schlussfolgern daher, dass beim zukünftigen Einsatz von Nitrapyrin Vorsicht geboten ist. Darauf weisen auch Zerulla et al. (2001) hin, denn Nitrapyrin ist eine Chlorverbindung, die ätzend ist und toxikologische Probleme aufwerfen kann. Hinweise darauf, dass die Anwendung von Nitrapyrin problematisch für die Umwelt und die menschliche Gesundheit sein kann, leiten sich auch aus der Tatsache ab, dass es in Österreich 1992 als Pflanzenschutzmittel verboten wurde (RIS 1992, siehe Kapitel 6).

Neben der möglichen Gefährdung durch belastete Nahrungsmittel sollten bei der Bewertung auch Gefahren durch den direkten Kontakt mit den Anwenderinnen und Anwendern berücksichtigt werden. Dies ist wichtig, da die Wirkstoffe (zusammen mit dem Dünger) in die offene Umwelt ausgebracht werden und deswegen ein Kontakt nicht ausgeschlossen werden kann. Außer DCD trifft auf alle Inhibitorenwirkstoffe mindestens eine oder mehrere der folgenden Einstufungen der CLP-Verordnung zu: augenschädigend, organschädigend oder giftig beim Verschlucken (Tabelle 4). Allerdings ist es wichtig zu bedenken, dass viele Stoffe, die im Alltag verwendet werden, auch im direkten Kontakt problematisch sind. Das gilt zum Beispiel

für Essigsäure, die entsprechend der Einstufung der CLP-Verordnung schwere Verätzungen der Haut und schwere Augenschäden hervorrufen kann (ECHA 2023).

Schwerwiegender ist, dass die Stoffe 3-MP, Triazol, DMPP, MPA, 2-NPT, NBPT sowie NPPT gemäß Einstufung der CLP-Verordnung im Verdacht stehen, die Fruchtbarkeit oder das ungeborene Kind zu schädigen, also reproduktionstoxisch wirken. Die Stoffe 3-MP, Triazol, MPA und 2-NPT werden in die Kategorie 1B eingeordnet, das heißt, sie werden als „wahrscheinlich reproduktionstoxisch im Menschen“ eingestuft. Die anderen Stoffe sind in Kategorie 2 verortet („vermutlich reproduktionstoxisch beim Menschen“, Tabelle 4). 3-MP steht zudem im Verdacht das Hormonsystem zu beeinträchtigen.

Tabelle 4: Überblick über die in der EU erhältlichen Produkte, deren Wirkstoffe und Stoffeigenschaften.

Spalte 2: Verfügbare Produkte laut Internetrecherche Stand 2023; Spalten 3 und 4: Zusammenstellung der Stoffeigenschaften aus den REACH-Registrierungsdossiers. Aussagen zum Umweltverhalten und ökotoxikologischen Wirkungen basieren auf den Angaben in den Dossiers; Spalte 5: Einstufungs- und Kennzeichnungsverordnung (CLP, EU-VO 1272/2008). Wenn eine Einstufung vorhanden ist, werden die CLP-Gefahrenkategorien angegeben (gemäß CLP-VO bzw. Anhang VI der CLP-VO). Die Gefährlichkeit eines Stoffes ist in der Kategorie 1 am höchsten und nimmt mit ansteigenden Ziffern ab (ECHA 2023); Die CAS⁶²- und EG-Nummern, die genauen unter REACH durchgeführten Tests sowie die Links zu den Registrierungsdossiers finden sich im Anhang, Tabelle 6.

Wirkstoff	Produkt, das den Wirkstoff beinhaltet (Hersteller)	Stoffeigenschaften nach REACH/CLP und Einstufung nach CLP		
		Umweltverhalten (Persistenz und Mobilität)	Ökotoxikologische Wirkung	Menschliche Gesundheit (Gefahrenklassen nach CLP)
Nitrifikationsinhibitoren				
DCD	Ensin PLUS (Duslo)	REACH/CLP: Hydrolytisch stabil Sehr persistent Sehr mobil	REACH: Nicht giftig für Wasserorganismen Langfristig giftige Wirkung auf Bodenmikroorganismen und Pflanzen	Keine harmonisierte Einstufung nach CLP
		CLP: Keine Umwelteinstufung		
3 MP	Piadin (SKW, nach 2017)	REACH/CLP: Hydrolytisch stabil Keine leichte biologische Abbaubarkeit in Screening-Tests ⁶³ Sehr mobil	REACH: Nicht giftig für Wasserorganismen Giftig für Pflanzen und mäßig giftig für Regenwürmer	CLP: Reproduktionstoxisch (Kategorie 1B) Akut toxisch bei Verschlucken (Kat 4), Hautkontakt (Kat 1) Schwer augenschädigend (Kategorie 1) Lungenschädigend (Kategorie 2)

⁶² Internationaler Bezeichnungsstandard für chemische Stoffe (CAS = Chemical Abstracts Service).

⁶³ Screening-Tests zur Bestimmung des Potenzials für biologischen Abbau nutzen in der Regel Mikroorganismen, die aus Klärschlamm von kommunalen Kläranlagen stammen.

Wirkstoff	Produkt, das den Wirkstoff beinhaltet (Hersteller)	Stoffeigenschaften nach REACH/CLP und Einstufung nach CLP		
		CLP: Keine Umwelteinstufung		
Triazol	Piadin (SKW, vor 2017) Ensin PLUS (Duslo) ⁶⁴	REACH/CLP: Hydrolytisch stabil Keine leichte biologische Abbaubarkeit in Screening-Tests Hinweise auf biologischen Abbau im Boden Sehr mobil	REACH: Für Algen mäßig giftig	CLP: Reproduktionstoxisch (Kat 1B) Akut toxisch bei Verschlucken (Kat 4) Augenreizend (Kat 2)
		CLP: Keine Umwelteinstufung		
DMPP	Entec (EuroChem) Vizura (BASF) NovaTec (COMBO EXPERT)	REACH/CLP: Hydrolytisch stabil Keine leichte biologische Abbaubarkeit in Screening-Tests Hinweise auf Persistenz ³⁶ im Wasser/Sediment-Test (OECD 308) und Boden Sehr mobil	REACH: Mäßig giftig für Wasserorganismen und Pflanzen	CLP: Reproduktionstoxisch (Kat 2) Akut toxisch bei Verschlucken (Kat 4) Augenreizend (Kat 2) Organschädigend (Kat 2)
		CLP: Keine Umwelteinstufung		
MPA	Piadin, Alzon neo-N (SKW)	REACH/CLP: Hydrolytisch stabil keine leichte biologische Abbaubarkeit in Screening-Tests Hinweise auf biologischen Abbau im Boden unter aeroben Bedingungen (Abbauprodukt: 3-Methylpyrazole) Sehr mobil	REACH: Keine akute aquatische Giftigkeit Langfristig giftig für Regenwürmer und Springschwänze	Reproduktionstoxisch (Kat 1B) Augenreizend (Kat 2)
		CLP: Keine Umwelteinstufung		

⁶⁴ Laut Herstellerwebsite wird in ENSIN Plus 4-amino 1,2,4 Triazol und nicht 1,2,4 Triazol verwendet. Wir gehen aber davon aus, dass die Verbindung in ihrer gewollten und ungewollten Wirkung ähnlich sind. Der Wirkstoff wurde vermutlich in der Slowakei für den europäischen Markt genehmigt, da der Hersteller DUSLO in der Slowakei seinen Sitz hat.

Wirkstoff	Produkt, das den Wirkstoff beinhaltet (Hersteller)	Stoffeigenschaften nach REACH/CLP und Einstufung nach CLP		
Nitrapyrin	Instinct, N-Lock (CORTEVA agriscience)	REACH/CLP: Langsame Hydrolyse ⁶⁵ Keine leichte biologische Abbaubarkeit in Screening-Tests Hinweise auf biologischen Abbau im Boden und Sediment/Wasser-System unter aeroben Bedingungen (Abbauprodukte 6-CPA, 2-Chloro-6-(dichloromethyl)pyridin (DCMP)) Mobil CLP: Chronische Gewässertoxizität (Kat 2)	REACH: Giftig für Wasserorganismen mit langfristiger Wirkung Langfristig giftig für Regenwürmer und Bodenmikroorganismen Nicht giftig für Pflanzen	CLP: Akut toxisch bei Verschlucken (Kat 4) Augenreizend (Kat 2)
DMPSA	Entec (EuroChem)	REACH/CLP: Hydrolytisch stabil keine leichte biologische Abbaubarkeit in Screening-Tests Hinweise auf biologischen Abbau im Boden Sehr mobil CLP: keine Umwelteinstufung	REACH: Keine akute aquatische Giftigkeit Langfristig geringe Giftigkeit für aquatischen Invertebraten Nicht giftig für Bodenorganismen	CLP: Schwer augenschädigend (Kat 1)
Ureaseinhibitoren				
2-NPT	PIAGRAN (SKW) Alzon neo-N (SKW)	Langsame Hydrolyse ⁶⁶ Keine leichte biologische Abbaubarkeit im Screening-Test Hinweise auf biologischen Abbau im Boden Sehr mobil CLP: Chronische Gewässertoxizität (Kat 3)	Keine akute Giftigkeit für aquatische Lebewesen und Bodenorganismen Mäßig giftig für Algen	CLP: Reproduktionstoxisch (Kat 1B) Leberschädigend (Kat 2)

⁶⁵ Die Hälfte des Stoffes wird in 129 bis 233 Tagen, bei 25 Grad Celsius und einem pH-Wert von 7 bis 9 unter Einfluss von Wasser zu dem Abbauprodukt 6-CPA gespalten.

⁶⁶ Die Hälfte des Stoffes wird in 148 Tagen, bei 25 Grad Celsius und einem pH-Wert von 7 unter Einfluss von Wasser gespalten.

Wirkstoff	Produkt, das den Wirkstoff beinhaltet (Hersteller)	Stoffeigenschaften nach REACH/CLP und Einstufung nach CLP		
NBPT	Dieser Stoff wird in mehreren Produkten verwendet, z.B.: Limus (BASF) UTEC (EuroChem)	REACH/CLP: Langsame Hydrolyse ⁶⁷ Keine leichte biologische Abbaubarkeit in Screening-Tests Hinweise auf biologischen Abbau im Boden Sehr mobil CLP: keine Umwelteinstufung	REACH: Akut nicht giftig für aquatische Lebewesen Mäßig giftig für Regenwürmer und Pflanzen	CLP: Reproduktionstoxisch (Kat 2) Augenschädigend (Kat 1)
NPPT	Bewertung wie bei NBPT, da Stoffe sich strukturell ähneln.			

⁶⁷ Die Hälfte des Stoffes wird in 92 Tagen, bei 25 Grad Celsius und einem pH-Wert von 7 unter Einfluss von Wasser gespalten.

Schlussfolgerungen

Zum Zeitpunkt der Veröffentlichung dieses Artikels ist die Anzahl der wissenschaftlichen Veröffentlichungen zur Wirkung der Inhibitoren auf terrestrische und aquatische Lebewesen, Lebensgemeinschaften sowie auf die menschliche Gesundheit gering. In der REACH Datenbank (ECHA 2024b) und der US-EPA Datenbank "CompTox Chemicals Dashboard" (US-EPA 2024) finden sich für einen Teil der Wirkstoffe Studien mit Tierversuchen, welche primär der Ableitung humantoxikologischer Parameter dienen. Ökotoxikologische Wirkungen werden nur zum Teil adressiert, wohingegen integrative Wirkungen auf Lebensgemeinschaften in diesen, meist nach OECD oder angelehnt an OECD Protokolle erstellten Toxizität/Ökotoxizitätsstudien nicht betrachtet werden. Woodward et al. (2021) schlussfolgern für Nitrapyrin, dass trotz einer 50-jährigen Anwendungspraxis noch viele Fragen zu direkten und zu indirekten Umweltfolgen offen sind. Da die meisten der anderen Inhibitorenwirkstoffe deutlich weniger untersucht sind, ist die Zahl der offenen Fragen hier wahrscheinlich noch größer.

Auch die Daten aus der REACH-Registrierung sind nicht ausreichend, um die Risiken für die menschliche Gesundheit und die Umwelt umfassend zu verstehen. Denn die vorgesehenen Prüfungen sind nicht für Stoffe gedacht, die in größerem Maßstab in die Umwelt ausgebracht werden (siehe Kapitel 6). Der Stoff, bei dem die negativen Wirkungen auf Bodenlebewesen und aquatische Lebewesen am gravierendsten sind, ist Nitrapyrin. Bei den Wirkungen auf die menschliche Gesundheit sind die vier Stoffe 3-MP, Triazol, MPA und 2-NPT bedenklich, welche aufgrund von Reproduktionstoxizität nach CLP-VO als "gefährlich" eingestuft werden.

Insgesamt ist hervorzuheben, dass die aktuell als Inhibitoren genehmigten Stoffe im Hinblick auf ihre ungewollten Wirkungen sehr unterschiedlich sind. Für alle hier betrachteten Inhibitorenwirkstoffe gilt, dass sie entweder ein problematisches Umweltverhalten haben, gefährlich für Boden und Wasserorganismen sind oder eine Gefahr für die menschliche Gesundheit darstellen (siehe Kapitel 7 und 8). Allerdings vereint keiner der Stoffe problematische Eigenschaften in all diesen Bereichen.

9 UBA-Empfehlungen

Die letzten Jahrzehnte haben gezeigt, dass das Erreichen der europäischen und nationalen Klima- und Umweltziele eine Mammutaufgabe ist. Aus diesem Grund müssen alle umweltverträglichen Möglichkeiten in Betracht gezogen werden, die einen Beitrag dazu leisten können. Der Einsatz von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren kann ein Baustein zur Erreichung dieser Ziele im Landwirtschaftssektor sein.

Es ist wichtig, die einzelnen Wirkstoffe genau zu betrachten und keine pauschalen Empfehlungen für oder gegen den Einsatz von Inhibitoren oder Inhibitorengruppen im Allgemeinen auszusprechen. Die Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren zum Beispiel ist nach dem aktuellen Stand der Forschung eher unsicher in Bezug auf die Höhe und Dauerhaftigkeit der Emissionsminderung, während sie für die marktüblichen Wirkstoffe der Ureaseinhibitoren wissenschaftlich relativ robust quantifiziert ist. Auch beim Verbleib in der Umwelt unterscheiden sich die Stoffgruppen. Während bei Nitrifikationsinhibitoren einige der aktuell eingesetzten Wirkstoffe länger in der Umwelt verbleiben als notwendig, zersetzt sich der relevanteste Ureaseinhibitor NBPT im Boden schnell. Für beide Gruppen, die Urease- und die Nitrifikationsinhibitoren gilt, dass bestimmte Wirkstoffe giftig für spezifische Organismen oder für die menschliche Gesundheit sein können, während andere Stoffe noch nicht ausreichend untersucht sind, um hier eine abschließende Bewertung zu geben. Was das Risiko einer Ausbringung in die Umwelt betrifft, ist für keinen Wirkstoff eine abschließende Bewertung möglich. Die verschiedenen Wirkstoffe weisen eine sehr große Bandbreite an Umweltwirkungen sowie an Wirkeffizienzen auf und müssen deswegen individuell bewertet werden.

Ein weiterer Aspekt sind die hohen Kosten der Entwicklung und Genehmigung der Produkte für die Hersteller sowie die zusätzlichen Kosten des Einsatzes von Inhibitoren für die landwirtschaftlichen Betriebe. Dabei kann davon ausgegangen werden, dass besonders umweltverträgliche neue Wirkstoffe und Produkte zunächst teurer sein werden, als schon entwickelte und erprobte Produkte. Diesen Aspekt muss die Politik bedenken, wenn sie die Anwendung von umweltverträglichen Inhibitoren fördern will. Einen Anreiz zur Anwendung könnte für Landwirtinnen und Landwirte zum Beispiel dann entstehen, wenn im Rahmen umweltökonomischer Instrumente zur Umsetzung von Umweltzielen (zum Beispiel im Fall einer Steuer auf landwirtschaftliche Treibhausgasemissionen) der Einsatz von Inhibitoren Kosten senkt.

Aktuell wird ein pauschaler Einsatz aller aktuell genehmigten Inhibitoren für Klima-, Luftreinhalte- und Wasserschutzmaßnahmen vom Umweltbundesamt aus folgenden Gründen nicht empfohlen:

1. Relevante Risiken der Inhibitoren für menschliche Gesundheit und Umwelt sowie ihr Langzeitverhalten in der Umwelt sind noch nicht ausreichend erforscht. Das bisherige Wissen lässt aber auf problematische Eigenschaften schließen.
2. Mit den aktuellen gesetzlichen Regelungen für das Inverkehrbringen der Inhibitoren ist der langfristige Schutz von menschlicher Gesundheit und Umwelt nicht sichergestellt und das Vorsorgeprinzip als Leitlinie der Umweltpolitik nicht erfüllt.
3. Eine sichere, relevante und langjährige Wirksamkeit beim wiederholten Einsatz im Hinblick auf die Reduktion von Lachgas- und Ammoniakemissionen sowie Nitratauswaschung ist in der wissenschaftlichen Literatur nicht ausreichend belegt.

Entscheidend ist letztendlich, solche Inhibitorenwirkstoffe einzusetzen, die nachweisbar einen Beitrag zur Erreichung der Umwelt- und Klimaschutzziele leisten können und keine negativen Auswirkungen auf menschliche Gesundheit und Umwelt haben.

Bei der Umsetzung der folgenden Empfehlungen für den Gesetzgebungsprozess sowie für Forschung und Entwicklung könnte der Einsatz von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren in Zukunft ein Baustein zum Erreichen der EU-Umwelt- und Klimaschutzziele werden:

Vorschlag für gesetzliche Regelungen auf EU-Ebene

1. Inhibitoren sind Wirkstoffe und sollten daher über ein Genehmigungsverfahren ähnlich dem der EU-Pflanzenschutzmittelverordnung in Verkehr gebracht oder in die bestehende EU-Pflanzenschutzmittelverordnung integriert werden.
2. Parallele nationale Genehmigungsverfahren sollten abgeschafft werden.
3. Die EU-Verordnung sollte wissenschaftlich fundierte Mindestprüfanforderungen in Bezug auf die Wirksamkeit der Inhibitoren sowie die Prüfung der Wirkung auf menschliche Gesundheit und Umwelt enthalten und einen ausreichenden Schutz von Boden und Wasserressourcen gewährleisten. Dies muss auch für Wirkstoffkombinationen sichergestellt werden.
4. Die für die Genehmigung verpflichtenden Studienzusammenfassungen, entsprechend der OECD-Harmonized-Templates (OECD 2024), sollten gemäß den Anforderungen aus der EU-Umweltinformationsrichtlinie der Öffentlichkeit zur Verfügung gestellt werden.
5. Die Verwendung von Wirkstoffen sollte nach dem aktuellen und allgemeinen Stand von Wissenschaft und Technik und nur zeitlich befristet genehmigt werden.
6. Relevante Daten aus anderen Anwendungsbereichen, zum Beispiel der Pflanzenschutzmittelzulassung, sollten bei der Genehmigung der Wirkstoffe berücksichtigt werden.
7. Nationale Behörden sollten an der Entwicklung von Prüfungen zur Wirksamkeit und zur Wirkung auf Umwelt und menschliche Gesundheit im Rahmen der EU-Gesetzgebung beteiligt werden.
8. Wenn die Inhibitoren im Rahmen von Regelungen (wie gegenwärtig in der Düngeverordnung oder perspektivisch gegebenenfalls im Rahmen der Integration der Landwirtschaft in den europäischen Emissionshandel), zur Zielerreichung von Umwelt- und Klimazielen eingesetzt werden, muss sichergestellt werden, dass die angesetzte Wirksamkeit einer echten Minderung entspricht.
9. Die Absatzmengen jedes Wirkstoffes sollten auf EU-Ebene gemeldet werden und in nationalen öffentlichen Registern verfügbar gemacht werden.
10. Anwenderinnen und Anwender sollten verpflichtet werden, die flächenbezogenen Anwendungsmengen behördlich zu melden.
11. Der Hersteller beziehungsweise Importeur eines Düngeproduktes sollte verpflichtet werden, den maximalen Wirkstoffgehalt zum Zeitpunkt der Verpackung nachvollziehbar zu machen. Eine Möglichkeit dafür wäre eine Datenbank, in welcher die Wirkstoffmengen in Gramm pro Kilogramm Düngeprodukt chargenweise hinterlegt und abrufbar sind. Dazu muss die Verpackung zum Beispiel mit einem Barcode entsprechend gekennzeichnet sein.
12. Die Inhibitorenwirkstoffe sollten im Rahmen der bestehenden EU-Prozesse zur Beobachtung von Wasserqualitäten (EU-KOM 2022) berücksichtigt werden und, soweit kritische oder häufige Nachweise auftreten, in vorhandene staatliche Monitoringprogramme von Böden und Gewässern integriert werden.
13. Es sollte geprüft werden, ob die Inhibitoren nicht generell, sondern abhängig von Boden- und Klimazonen, analog zum schon etablierten Verfahren von Pflanzenschutzmitteln zugelassen werden.
14. Solange eine einheitliche EU-Regelung noch nicht existiert, sollten nationale Genehmigungsverfahren die oben geforderten Kriterien erfüllen.

Empfehlungen für die deutsche Gesetzgebung

Auch wenn eine einheitliche EU-Verordnung zur Regulierung von Inhibitoren das Ziel sein muss, sollte die deutsche Gesetzgebung angepasst werden, solange eine Regelung auf EU-Ebene noch nicht umgesetzt ist:

1. In der Düngemittelverordnung muss eine verpflichtende regelmäßig wiederkehrende Prüfung der Wirkstoffe eingeführt werden. Wirkstoffe, die ohne Umweltprüfung zugelassen wurden, müssen diese nachholen.
2. Stoffe, die nachgewiesen reproduktionstoxisch Kategorie 1B sind, sollten nicht mehr genehmigungsfähig sein.
3. Bei der Auswahl der Mitglieder für die Besetzung des Wissenschaftlichen Beirats für Düngungsfragen müssen alle relevanten, also auch human- und ökotoxikologische, Aspekte der Genehmigung von Inhibitoren berücksichtigt werden.
4. Die durch den Wissenschaftlichen Beirat für Düngungsfragen geforderten Prüfungen sollten standardisiert werden. Prüfanforderungen sollten öffentlich gemacht werden.
5. Die relevanten Bewertungen für die Genehmigung der Düngemittelzusatzstoffe sollten auf die etablierten Stoffvollzüge übertragen werden. Wenn die Bewertung nicht den Vollzügen übertragen wird, sollte sichergestellt werden, dass der Wissenschaftliche Beirat mit den Stoffvollzügen zusammenarbeitet, um zu garantieren, dass die Risikoeinschätzung zu Wirkstoffen und Abbauprodukten in unterschiedlichen Anwendungen harmonisiert werden.
6. Risikobewertungen müssen verpflichtend sein und gemäß Umweltinformationsgesetz (UIG) veröffentlicht werden. Es muss wissenschaftlich fundierte und öffentlich einsehbare Kriterien für die Genehmigung eines Stoffes geben.
7. Die pauschale Verpflichtung zur Anwendung von Ureaseinhibitoren, ungeachtet der spezifischen Wirkstoffe, deren Wirkeffizienz und Effekte auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit sollte im Rahmen der Düngeverordnung noch einmal umfassend geprüft werden.

Um fundierte Empfehlungen für den Einsatz der Inhibitoren als Umweltschutz- und Klimamaßnahme geben zu können, müssen die kritischen Aspekte der Anwendung von Inhibitoren deutlich besser erforscht werden. Dazu werden im Folgenden Empfehlungen gegeben. Wirksamkeit sowie Risiken für Umwelt und menschliche Gesundheit werden allerdings bereits in zahlreichen Vorhaben erforscht. Box 1 gibt einen Überblick über relevante Forschungsvorhaben in Deutschland.

Empfehlungen für Forschung und Entwicklung

1. Das Potenzial des Einsatzes von Inhibitoren zum Erreichen von gesetzlichen Klima- und Umweltschutzzielen sollte umfassend wissenschaftlich untersucht werden.
2. Es sollten verstärkt öffentliche Forschungsgelder für Vorhaben zur Untersuchung von Risiken für Umwelt und menschliche Gesundheit bereitgestellt werden. Diesbezügliche Forschungsergebnisse sollten insbesondere auch dann veröffentlicht werden, wenn sie zeigen, dass die Wirkstoffe unproblematisch sind.
3. Auch für Forschung, die der Entwicklung von wirksamen und für die Umwelt und die menschliche Gesundheit unschädlichen Inhibitoren dient, sollten öffentliche Gelder bereitgestellt werden.
4. Für die Prüfung der Wirksamkeit von Inhibitoren in wissenschaftlichen Studien, die zum Nachweis von Emissionsminderungen herangezogen werden, sollten fachwissenschaftliche Empfehlungen bezüglich Messprotokollen entwickelt und umgesetzt werden.

Ausgewählte laufende und abgeschlossene Forschungsvorhaben zum Einsatz von Urease- und Nitrifikationsinhibitoren in Deutschland

Güllebest (Projektträger: Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe):

Untersuchung von Gülleausbringungstechniken zur Reduktion von Ammoniakemissionen. Betrachtung des Einsatzes von Nitrifikationsinhibitoren (Wirkstoff DMPP) zur Reduktion potenziell erhöhter Lachgasemissionen bei Schlitzinjektion von Gülle. Der Inhibitoreinsatz zeigte keine signifikante Wirkung auf die Ammoniak- und Lachgasemission nach Gülleausbringung. (Laufzeit: 2018-2022; www.guellebest.de)

NH3-Min (Projektträger: Landwirtschaftliche Rentenbank/Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung):

Analyse der Effizienz verschiedener Maßnahmen zur Reduktion von Ammoniakemissionen nach Ausbringung mineralischer Stickstoffdünger. Dazu gehören der Einsatz von Ureaseinhibitoren bei der Harnstoffdüngung (Wirkstoff 2-NPT) und bei der Düngung mit Ammoniumnitrat-Harnstoff-Lösung (AHL, Wirkstoff NBPT/NPPT). Auch doppelt inhibierte Harnstoffdünger mit Urease- (2-NPT) und Nitrifikationshemmstoff (MPA) werden untersucht. Neben der Reduktionswirkung auf Ammoniakemissionen stehen die Effekte auf die Düngerwirksamkeit (Ertrag, Stickstoffeffizienz) im Mittelpunkt. (Laufzeit: 2020-2024; <https://www.nh3min.de/>)

Win-N (Projektträger: Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe):

Untersuchung der Wirkung eines Urease- (2-NPT) und eines Nitrifikationsinhibitors (MPA) in Einzel- und kombinierter Anwendung auf Ammoniak- und Lachgasemissionen sowie Ertragseffekte. Darüber hinaus werden der Verbleib der Wirkstoffe in einer Versuchsanlage mit der Möglichkeit der Erfassung des Sickerwasseraustrages mit anschließender Austragssimulation (PELMO) sowie die ökotoxikologischen Wirkungen auf die Bodenfauna (Nematoden + Enchytraeiden) betrachtet. (Laufzeit: 2021-2024; <https://www.thuenen.de/de/fachinstitute/agrartechnologie/projekte/stoffliche-biomassennutzung>)

NitriKlim (Projektträger: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung):

Erforschung der Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren (vor allem DMPP) auf Lachgasemissionen im Pflanzenbau an verschiedenen deutschen Standorten. Zudem wird die mehrjährige Wirkstabilität des Einsatzes von Inhibitoren für alle in Deutschland registrierten Nitrifikationsinhibitoren untersucht. Zusätzlich zu den Feldversuchen werden die verschiedenen Inhibitoren und die Wirksamkeit der Wirkstoffe in Bodenproben von Standorten mit jahrzehntelanger Daueranwendung von Nitrifikationsinhibitoren analysiert. Außerdem wird die Wirkung von Nitrifikationsinhibitoren auf das Bodenmikrobiom und auf den Wirkstoffaustrag untersucht. Nicht zuletzt erfolgt eine agronomische und agrarökonomische Analyse des Inhibitoreinsatzes. (Laufzeit: 2022-2026; <https://www.nitriklim.de/>)

INHIBIT (Projektträger: Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.)

Das Vorhaben betrachtet das Verhalten dieser Stoffe in der Umwelt. Um die Risiken im Hinblick auf den Grundwasserschutz und die Belange der Wasserversorgungswirtschaft abzuschätzen, wurden dabei vorrangig die möglichen Eintragspfade über die (ungesättigte) Bodenzone und die gesättigte Uferfiltration experimentell untersucht. Neben der Schaffung einer einheitlichen und

konsistenten Datenbasis zur Beschreibung der Ausgangslage und des Wissensstandes anhand von verfügbarer Literatur wurden die methodischen Grundlagen zur Untersuchung der Stoffe in Bodensickerwasser weiterentwickelt, um eine weitergehende Bewertung des Verlagerungsverhaltens der Wirkstoffe zu ermöglichen.

(Laufzeit: 2020 – 2022; <https://www.dvgw.de/themen/forschung-und-innovation/forschungsprojekte/dvgw-forschungsprojekt-inhibit>)

DüBoWa (Projektträger: Umweltbundesamt)

Das Projekt generiert auf experimenteller Basis (Labor- und Lysimeterversuche) Erkenntnisse zu Verbleib, Abbau und Migration der Zusatzstoffe im Boden, Oberflächenwasser und Grundwasser und bewertet diese aus Sicht des Boden- und Grundwasserschutzes.

(Laufzeit: 2023 – 2026).

10 Literatur

Abalos, D.; Jeffery, S.; Sanz-Cobena, A.; Guardia, G.; Vallejo, A. (2014): Meta-analysis of the effect of urease and nitrification inhibitors on crop productivity and nitrogen use efficiency. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189, 136–144, DOI: 10.1016/j.agee.2014.03.036

Acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften (2023): Nachhaltige Stickstoffnutzung in der Agrarwirtschaft, download unter: <https://www.acatech.de/publikation/nachhaltige-stickstoffnutzung-in-der-agrarwirtschaft>, Stand 05.06.2023

AEUV - Vertrag von Lissabon zur Änderung des Vertrags über die Europäische Union und des Vertrags zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft vom 1. Dezember 2009, zuletzt geändert am 01.07.2013

Akiyama, H.; Yan, X.; Yagi, K. (2010): Evaluation of effectiveness of enhance-efficiency fertilizers as mitigation options for N₂O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology*, 16, 1837–1846, DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02031.x

Beisecker, R.; Seith, T.; Kübeck, C.; Karges; Klitzke, S.; Nödler, K.; Sturm, S. (2023): Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren – rechtlicher Rahmen und wasserwirtschaftliche Einordnung. *Energie | Wasser-Praxis* 05/2023, 46-53

Barber, A.; Riedel, J.; Sae-Ong, T.; Kang, K.; Brabetz, W.; Panagiotou, W.; Deising, H.; Kurzai, O. (2020): Effects of agricultural fungicide use on aspergillus fumigatus abundance, antifungal susceptibility, and population structure. *mBio*, 11(6), DOI: 10.1128/mbio.02213-20

Banning, H.; Bialek, K.; König, W.; Müller, A.; Pickl, C.; Scheithauer, M.; Tüting, W. (2022): Empfehlungsliste für das Monitoring von Pflanzenschutzmittel-Metaboliten in deutschen Grundwässern. Herausgegeben vom Umweltbundesamt, download unter: https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/3521/dokumente/2022_07_29_uba_empfehlungsliste_update2022_de_0.pdf, Stand 28.03.2024

BfR – Bundesamt für Risikoforschung (2010): Kommunikation von Risiko und Gefährdungspotenzial aus Sicht verschiedener Stakeholder, download unter: https://www.bfr.bund.de/cm/350/kommunikation_von_risiko_und_gefaehrungspotenzial_aus_sicht_verschiedener_stakeholder.pdf, Stand: 02.08.2024

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2023a): Wissenschaftlicher Beirat für Düngungsfragen, <https://www.bmel.de/DE/ministerium/organisation/beiraete/dueng-organisation.html>, Stand: 24.07.2023

BMEL - Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2023b): Inverkehrbringen neuer Düngemittel, <https://www.bmel.de/DE/ministerium/organisation/beiraete/dueng-inverkehrbringen.html>, Stand: 25.07.2023

BVL – Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (2022): Absatz an Pflanzenschutzmitteln in der Bundesrepublik Deutschland, <https://www.bvl.bund.de/psmstatistiken>, Stand 03.12.2024

Byrne, M. P.; Tobin, J. T.; Forrestal, P. J.; Danaher, M.; Nkwonta, C. G.; Richards, K et al. (2020): Urease and nitrification inhibitors—As mitigation tools for greenhouse gas emissions in Sustainable dairy systems: A review. *Sustainability* 12 (15), 6018. DOI: 10.3390/su12156018

Corrochano-Monsalve, M; González-Murua, C.; Estavillo, J.; Estonba, I.; Zarraonaindia, I. (2021): Impact of dimethylpyrazole-based nitrification inhibitors on soil-borne bacteria. *Science of The Total Environment*, Volume 792, 148374, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.148374

Deutscher Bundestag -Wissenschaftlicher Dienst (2017): Zulassung von Düngemitteln mit Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren, WD 5 - 3000 - 116/16, download unter:

<https://www.bundestag.de/resource/blob/492256/b57af177f66c795222fef9e944b7307/wd-5-116-16-pdf-data.pdf>, Stand:02.08.2024

DüMV - Düngemittelverordnung vom 5. Dezember 2012 (BGBl. I S. 2482), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 2. Oktober 2019 (BGBl. I S. 1414) geändert worden ist

DüV - Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305), die zuletzt durch Artikel 97 des Gesetzes vom 10. August 2021 (BGBl. I S. 3436) geändert worden ist

DVGW – Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (2023): Gewässerschutz - Anthropogene Spurenstoffe in Wasserressourcen, <https://www.dvgw.de/themen/wasser/ressourcenmanagement-und-gewaesserschutz/stoffe-und-arzneimittel>, Stand: 05.01.2024

Dong, D.; Kou, Y.; Yang, W.; Chen, G.; Xu, H. (2018): Effects of urease and nitrification inhibitors on nitrous oxide emissions and nitrifying/denitrifying microbial communities in a rainfed maize soil: A 6-year field observation. Soil and Tillage Research 180, 82–90. DOI: 10.1016/j.still.2018.02.010.

Duff, A. M.; Forrester, P.; Ikoyi, I.; Brennan, F. (2022): Assessing the long-term impact of urease and nitrification inhibitor use on microbial community composition, diversity and function in grassland soil. Soil Biology and Biochemistry 170, 108709, DOI: 10.1016/j.soilbio.2022.108709.

Dunne, K.; Hagen, F.; Pomeroy, N.; Meis, J.F.; Roger, T. (2017): Intercountry transfer of triazole-resistant aspergillus fumigatus on plant bulbs. Clinical Infectious Diseases, 65 (1) DOI: 10.1093/cid/cix257

ECHA Europäische Chemikalienagentur (2015): Soil risk assessment in the regulatory context - REACH perspective. Topical scientific workshop on soil risk assessment, Link zur pdf-Datei: https://echa.europa.eu/documents/10162/22816427/soil_risk_assessment_sobanska_en.pdf/b748a5bf-7559-4a41-84f6-d84128e1c8bc, Stand: 02.08.2024

ECHA Europäische Chemikalienagentur (2020): Informationen über Chemikalien: Reaction mass of N-[(5-methyl-1H-pyrazol-1-yl)methyl]acetamide and N-[(3-methyl-1H-pyrazol-1-yl)methyl]acetamide. <https://chem.echa.europa.eu/100.224.950/dossier-view/8be183dc-5b66-4e01-ab03-3992546b0cfc>, Stand: 12.03.2024

ECHA Europäische Chemikalienagentur (2021): Assessment of regulatory needs - group name: pyrazoles, <https://echa.europa.eu/documents/10162/88366ac1-a17a-78cf-1be2-5e94c2340229>, Stand 17.04.2024

ECHA Europäische Chemikalienagentur (2023): Informationen über Chemikalien <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals>, Stand 04.07.2023

ECHA Europäische Chemikalienagentur (2024): ECHA checked over 20 % of REACH registration dossiers for compliance, <https://www.echa.europa.eu/de/-/echa-checked-over-20-of-reach-registration-dossiers-for-compliance-1>, Stand 27.03.2024

ECHA Europäische Chemikalienagentur (2024b): ECHA CHEM Chemikaliensuche <https://chem.echa.europa.eu/> Stand 19.04.2024

ECHA Europäische Chemikalienagentur (2024c): Brief profile nitrapyrin. <https://echa.europa.eu/brief-profile/-/briefprofile/100.016.076>, Stand 28.03.2024

EEA – European Environmental Agency (2013): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2013, technical report No 12/2013. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>, Stand 26.07.2023

EEA – European Environmental Agency (2019): NEC directive reporting status, <https://www.eea.europa.eu/publications/nec-directive-reporting-status-2019/nec-directive-reporting-status-2019>, Stand: 24.07.2023

EEA – European Environmental Agency (2019a): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>, Stand: 05.06.20

EEA – European Environmental Agency (2023): EEA greenhouse gases — data viewer. <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/data-viewers/greenhouse-gases-viewer>, Stand 05.06.2023

EG-VO - Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 21. Oktober 2009 über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und zur Aufhebung der Richtlinien 79/117/EWG und 91/414/EWG des Rates

EG-VO - Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 Europäischen Parlamentes und des Rates vom 18. Dezember 2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH), zur Schaffung einer Europäischen Chemikalienagentur, zur Änderung der Richtlinie 1999/45/EG und zur Aufhebung der Verordnung (EWG) Nr. 793/93 des Rates, der Verordnung (EG) Nr. 1488/94 der Kommission, der Richtlinie 76/769/EWG des Rates sowie der Richtlinien 91/155/EWG, 93/67/EWG, 93/105/EG und 2000/21/EG der Kommission

EU-KOM – Europäische Kommission (2020): Mitteilung der Kommission – die Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52000DC0001>, Stand: 02.08.2024

EU-KOM – Europäische Kommission (2021): Bericht der Kommission an den Rat und das europäische Parlament über die Durchführung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen auf der Grundlage der Berichte der Mitgliedstaaten für den Zeitraum 2016-2019. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52021DC1000>, Stand: 03.12.2024

EU-KOM – Europäische Kommission (2022): Durchführungsbeschluss (EU) 2022/1307 der Kommission vom 22. Juli 2022 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:32022D1307>, Stand: 03.12.2024

EPA – United States Environmental Protection Agency (2024): Presidential Green Chemistry Challenge: 2016 Greener Reaction Conditions Award <https://www.epa.gov/greenchemistry/presidential-green-chemistry-challenge-2016-greener-reaction-conditions-award>, Stand: 21.03.2024

Eurostat (2024): Agriculture, <https://ec.europa.eu/eurostat/web/agriculture/overview>, Stand: 21.03.2024

EUR-Lex – Access to European Union Law (2023): Vorsorgeprinzip. <https://eur-lex.europa.eu/EN/legal-content/glossary/precautionary-principle.html>, Stand 21.03.2024

Europäischer Gerichtshof (2016): Bayer CropScience und Stichting De Bijenstichting, Vorlage zur Vorabentscheidung– Umwelt– Übereinkommen von Århus– Richtlinie 2003/4/EG– Art.4 Abs.2– Zugang der Öffentlichkeit zu Informationen– Begriff ‚Informationen über Emissionen in die Umwelt‘– Richtlinie 91/414/EWG– Richtlinie 98/8/EG– Verordnung (EG) Nr.1107/2009– Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln und Biozid-Produkten– Vertraulichkeit– Schutz betrieblicher und kommerzieller Interessen“

Regulation (EU) 2024/3012 of the European Parliament and of the Council of 27 November 2024 establishing a Union certification framework for permanent carbon removals, carbon farming and carbon storage in products

Fan, D.; He, W.; Smith, W. N.; Drury, C. F.; Jiang, R.; Grant, B. B.; Shi, Y.; Song, D.; Chen, Y.; Wang, X.; He, P.; Zou, G. (2022): Global evaluation of inhibitor impacts on ammonia and nitrous oxide emissions from agricultural soils: A meta-analysis. *Global Change Biology*, 28, 5121–5141. DOI: 10.1111/gcb.16294

Fan, X.; Chen, H.; Yan, G. Ye, M.; Yin, C.; Li, T.; Liang, Y. (2023): Niche differentiation among canonical nitrifiers and N₂O reducers is linked to varying effects of nitrification inhibitors DCD and DMPP in two arable soils. *Microbial Ecology* 85, 1434–1447, DOI:10.1007/s00248-022-02006-8

First Climate (Switzerland) AG (2024): Projektbeschreibung, Programm zur Reduktion von Lachgas-Emissionen in der Schweizer Landwirtschaft – Ammonium-stabilisierter Mineraldünger ENTEC 26, download unter: https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/klima/klima-kop-bis-2016/0151%20Programm%20zur%20Reduktion%20von%20Lachgas-Emissionen%20in%20der%20Schweizer%20Landwirtschaft.pdf.download.pdf/0151_Programmbeschreibung_public_170206.pdf, Stand 17.04.2024

Flessa, H.; Dörsch, P.; Beese, F. (1995): Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed soils in Southern Germany. *Journal of Geophysical Research.*, 100, 23115-23124, DOI: 10.1029/95JD02270

Flessa, H.; Greef, J. M.; Hofmeier, M.; Dittert, K.; Ruser, R.; Osterburg, B.; Poddey, E.; Wulf, S.; Pacholski, A. (2014): Empfehlungen für die Praxis und aktuelle Fragen an die Wissenschaft. In: Thuenen-Institut Forschung: Themenheft 1/2014. Minderung von Stickstoff-Emissionen aus der Landwirtschaft, download unter: https://literatur.thuenen.de/digbib_extern/dn054531.pdf, Stand: 26.07.2023

GEUS (2019): Geological Survey of Denmark and Greenland, Danish Ministry for Energy, Utilities and Climate. Groundwater Monitoring 1989 – 2017 Summary, download unter: <https://www.geus.dk/Media/4/F/Sammenfatning1989-2017-engelsk.pdf>, Stand: 10.05.23

Gilsanz, C.; Báez, D.; Misselbrook, T. H.; Dhanoa, M. S.; Cárdenas, L. M. (2016): Development of emission factors and efficiency of two nitrification inhibitors, DCD and DMPP. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 216, 1–8, DOI: 10.1016/j.agee.2015.09.030

Grados, D.; Butterbach-Bahl, K.; Chen, J.; van Jan Groenigen, K.; Olesen, J. E.; van Willem Groenigen, J.; Abalos, D. (2022): Synthesizing the evidence of nitrous oxide mitigation practices in agroecosystems. *Environmental Research Letters*. 17 (11), 114024, DOI: 10.1088/1748-9326/ac9b50

Hu, Y.; Schmidhalter, U. (2021): Urease inhibitors: Opportunities for meeting EU national obligations to reduce ammonia emission ceilings by 2030 in EU countries. *Environmental Research Letters*, 16, DOI: 10.1088/1748-9326/ac16fe

Hu, Y.; Schmidhalter, U. (2024): Annual consumption and types of synthetic nitrogen fertilizers: Ammonia emission indicators for mitigation strategies in the European Union. *Environmental and Sustainability Indicators*, 22, 100365, DOI: 10.1016/j.indic.2024.100365

Hutchings, N.; Petersen, O. S.; Richards, K. G.; Pacholski, A. S.; Fuß, R.; Abalos, D.; Forrester, P. J.; Pelster, D.; Eckard, R. J.; Alfaro, M.; Smith, K. E.; Thorman, R.; Butterbach-Bahl, K.; Chirinda, N.; Bittman, S.; de Klein, C. A. M.; Hyde, B.; Amon, B.; van der Weerden, T.; del Prado, A.; Krol, D. J. (2024): Preconditions for including the effects of urease and nitrification inhibitors in emission inventories. *Global Change Biology*, 30(12), DOI: 10.1111/gcb.17618

IFA – International Fertilizer Association (2025): Databases. <https://www.ifastat.org/databases>, Stand: 06.01.2025

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston, H.S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; and Tanabe, K. [Hrsg.], IGES, Japan, <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (Hrsg.). (2019): 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol1.html>

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (Hrsg.). (2023): Climate Change 2022 - Mitigation of Climate Change: Working Group III Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on

Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009157926>

Kanter, D. R.; Searchinger, T. D. (2018): A technology-forcing approach to reduce nitrogen pollution. *Nature Sustainability*, 1 (10), 544–552, DOI: 10.1038/s41893-018-0143-8

Kaiser, E. A.; Ruser R.; Munch, J. C. (2000): Nitrous oxide emissions from arable soils in Germany – an evaluation of six long-term field experiments. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163, 249-259, DOI: 10.1002/1522-2624(200006)163:3<249::aid-jpln249>3.0.co;2-z

Karges, U.; Kübeck, C.; aus der Beek, T.; Seith, T.; Beisecker, R. (2023): Hintergrundbericht zur Umweltbewertung von Düngemittelzusatzstoffen, Dessau-Roßlau, UBA-TEXTE 41/2023, <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/fachtagung-zur-umweltbewertung-von>

Klages, S.; Apel, B.; Feller, C.; Hofmeier, M.; Homm-Belzer, A.; Hüther, J.; Löloff, A.; Ols, W.; Osterburg, B. (2018): Effizient düngen - Anwendungsbeispiele zur Düngeverordnung. Bonn: Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung. https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00060531

Kong, X.; Duan, Y.; Schramm, A.; Eriksen, J.; Petersen, S. (2016): 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) reduces activity of ammonia oxidizers without adverse effects on non-target soil microorganisms and functions. *Applied Soil Ecology*, 105, 67-75, DOI: doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.03.018

König, W.; Bach, T.; Börke, P.; Burucker, G.; Feuerstein, W.; Gathmann, A.; Haenel, S.; Handke, H.; Hilliges, F.; Jankowski, A.; Marahrens, S.; Müller, A.; Pfannerstill, M.; Pickl, C.; Rauch, M.; Reuther, C.; Simon-O'Malley, S.; Straus, G.; Tüting, W.; Wieger, C. (2020): Nachzulassungsmonitoring im Zulassungsverfahren von Pflanzenschutzmitteln: Messstellen-Vorauswahl durch die Bundesländer. Herausgegeben vom Umweltbundesamt, https://www.umweltbundesamt.de/nzm_messstellenauswahl, Stand: 28.03.2024

Königer, J.; Lugato, E.; Panagos, P.; Kochupillai, M.; Orgiazzi, A.; Briones, M. J. I. (2021): Manure management and soil biodiversity: Towards more sustainable food systems in the EU. *Agricultural Systems* 194 (3), 103251, DOI: 10.1016/j.agsy.2021.103251

Kösler, J. E.; Calvo, O. C.; Franzaring, J.; Fangmeier, A. (2019): Evaluating the ecotoxicity of nitrification inhibitors using terrestrial and aquatic test organisms. *Environmental Science Europe* 31 (1), 91, DOI: 10.1186/s12302-019-0272-3

Kübeck, C.; Karges, U.; Sturm, S.; Scheurer, M.; Nödler, K.; Beisecker, R.; Seith, T.; Klitzke, S. (2022): Chancen und Risiken von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren für den Gewässerschutz. Herausgegeben vom DVGW – Deutscher Verband Gewässerschutz, Abschlussbericht des Vorhabens INHIBIT, download unter: https://shop.wvgw.de/media/18/47/af/1653487108/511965-lp-dvgw-forschungsbericht-w_201917-2022.pdf, Stand: 03.12.2024

KSG – Bundes-Klimaschutzgesetz vom 12. Dezember 2019 (BGBl. I S. 2513), das durch Artikel 1 des Gesetzes vom 18. August 2021 (BGBl. I S. 3905) geändert worden ist

Lam, S. K.; Suter, H.; Mosier, A.; Chen, D. (2017): Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N₂O emission: A double-edged sword? *Global Change Biology*, 23 (2), 485–489, DOI: 10.1111/gcb.13338

Lam, S.K.; Wille, U.; Hu, H. W.; Caruso, F.; Mumford, K.; Liang, X.; Pan, B.; Malcolm, B.; Roessner, U.; Suter, H.; Stevens, G.; Walker, C.; Tang, C.; He, J.Z.; Chen, D. (2022): Next-generation enhanced-efficiency fertilizers for sustained food security. *Nature Food* 3(8): 575-580, DOI: 10.1038/s43016-022-00542-7

LfU – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2018): - UmweltWissen – Schadstoffe Ammoniak und Ammonium, download unter: https://www.lfu.bayern.de/buerger/doc/uw_6_ammoniak_ammonium.pdf, Stand: 28.03.2025

LfU – Bayerisches Landesamt für Umwelt (2023): Die Düngemittelverkehrskontrolle schützt die Gesundheit von Mensch und Tier, sowie den Naturhaushalt.

<https://www.lfu.bayern.de/iem/fachrechtskontrollen/366539/index.php>, Stand: 24.07.2023

Li, T.Y.; Zhang, W.F.; Yin, J.; Chadwick, D.; Norse, D.; Lu, Y.L. (2018): Enhanced-efficiency fertilizers are not a panacea for resolving the nitrogen problem. *Global Change Biology*, 24 (2), 511-521. DOI: 10.1111/gcb.13918

Luchibia, A. O.; Lam, S. K.; Suter, H.; Chen, Q.; O'Mara, B.; He, J.-Z. (2020): Effects of repeated applications of urea with DMPP on ammonia oxidizers, denitrifiers, and non-targeted microbial communities of an agricultural soil in Queensland, Australia, *Applied Soil Ecology*, 147, 103392, DOI: 10.1016/j.apsoil.2019.103392

Macadam, X. M. B.; del Prado, A.; Merino, P.; Estavillo, J. M.; Pinto, M.; González-Murua, C. (2003):

Dicyandiamide and 3, 4-dimethyl pyrazole phosphate decrease N₂O emissions from grassland but dicyandiamide produces deleterious effects in clover. *Journal of Plant Physiology*, 160 (12), 1517-1523.

DOI: 10.1078/0176-1617-01006

Marsden, K. A.; Marín-Martínez, A. J.; Vallejo, A.; Hill, P. W.; Jones, D. L.; Chadwick, D. R. (2016): The mobility of nitrification inhibitors under simulated ruminant urine deposition and rainfall: a comparison between DCD and DMPP. *Biology and Fertility of Soils*, 52 (4), 491-503, DOI: 10.1007/s00374-016-1092-x

Mathivanan, G. P.; Eysholdt, M.; Zinnbauer, M.; Rösemann, C; Fuß, R (2021): New N₂O emission factors for crop residues and fertiliser inputs to agricultural soils in Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 322 (6), 107640. DOI: 10.1016/j.agee.2021.107640

Matse, D.T.; Krol, D.J.; Richards, K.G.; Danaher, M.; Cummins, E.; Wang, X.; Forrester, P.J. (2024): Field efficacy of urease inhibitors for mitigation of ammonia emissions in agricultural field settings: a systematic review. *Frontiers in Environmental Science*, 12, art. no. 1462098. DOI: 10.3389/fenvs.2024.1462098

Nguyen, Q. V.; Wu, D.; Kong, X.; Bol, R.; Petersen, S. O.; Jensen, L. S.; Bruun, S. (2017): Effects of cattle slurry and nitrification inhibitor application on spatial soil O₂ dynamics and N₂O production pathways. *Soil Biology and Biochemistry*, 114, 200-209, DOI: 10.1016/j.soilbio.2017.07.012

O'Callaghan, M.; Nelson, T.; Lardner, R.; Carter, P.; Gerard, E.; Brownbridge, M.A (2010): Non-target impacts of the nitrification inhibitor dicyandiamide on soil biota. 19th World Congress of Soil Science

OECD – Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (2024): OECD template for reporting harmonized summaries <https://www.oecd.org/en/topics/sub-issues/assessment-of-chemicals/harmonised-templates.html>, Stand 07.05.2025

Oenema, O.; Oudendag, D.; Velthof, G. L. (2007): Nutrient losses from manure management in the European Union. *Livestock Science* 112 (3), 261–272. DOI: 10.1016/j.livsci.2007.09.007

Oertel, A.; Menz, J.; Brüning, A.; Schmeisser, S.; Kronsbein, A.; Maul, K.; Heinze, P.; Schulte, A. (2020): REACH Compliance: Data availability in REACH registrations – Part 3: Evaluation of 100 to 1000 tpa substances. Dessau-Roßlau, UBA-Texte 39/2020, download unter:

https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2020-03-02_texte_39-2020-reach-compliance-part-3.pdf, Stand: 02.08.2024

Österreichisches Chemikaliengesetz — ChemG (1987), download unter:

https://www.ris.bka.gv.at/Dokumente/BgblPdf/1987_326_0/1987_326_0.pdf, Stand: 03.12.2024

Pan, B.; Lam, Shu K.; Mosier, A.; Luo, Y.; Chen, D. (2016): Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: A global synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, 283–289, DOI: 10.1016/j.agee.2016.08.019

- Pasda, G.; Hähndel, R.; Zerulla, W. (2001): Effect of fertilizers with the new nitrification inhibitor DMPP (3,4-dimethylpyrazole phosphate) on yield and quality of agricultural and horticultural crops. *Biology and Fertility of Soils* 34 (2), 85–97, DOI: 10.1007/s003740100381
- Pasda, G.; Schmid, M. (2020): Statement to Köster et al. 2019 and 2020 regarding the evaluation of the ecotoxicity of nitrification inhibitors using terrestrial and aquatic test organisms. *Environmental Science Europe*, 31, 111, DOI: 10.1186/s12302-020-00389-4
- Peters, N.; Thiele-Bruhn, S. (2022): Major metabolites of NBPT degradation pathways contribute to urease inhibition in soil. *Chemosphere*, 303, 135163 DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.135163
- Ramappa, K. B.; Jadhav, V.; Manjunatha, A. V. (2022): A benchmark study on economic impact of neem coated urea on Indian agriculture. *Scientific Reports* 12 (1), 9082, DOI: 10.1038/s41598-022-12708-1
- Ray, A.; Forrestal, P.; Nkwonta, C.; Rahman, N.; Byrne, P.; Danaher, M.; Richards, K.; Hogan, S.; Cummins, E. (2023): Modelling potential human exposure to the nitrification inhibitor dicyandiamide through the environment-food pathway. *Environmental Impact Assessment Review*, 101, DOI: 10.1016/j.eiar.2023.107082
- Rechtsinformationssystem des Bundes (Österreich) – RIS (1992): Gesamte Rechtsvorschrift für Verbot bestimmter gefährlicher Stoffe in Pflanzenschutzmitteln, <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=10010688>, Stand: 21.12.2023
- Redemann, C. T.; Meikle, R.W.; Widofsky, J.G. (1964): The loss of 2-chloro-6-(trichloromethyl)-pyridine from soil. *Journal of Agriculture and Food Chemistry*, 12, 207–209, DOI: 10.1021/jf60133a004
- Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. (1991). *Official Journal*, L 375, 1-8. ELI: <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/676/oj>
- Richtlinie 2003/4/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 28. Januar 2003 über den Zugang der Öffentlichkeit zu Umweltinformationen und zur Aufhebung der Richtlinie 90/313/EWG des Rates. (2003). *Official Journal*, L 41, 26-32. ELI: <http://data.europa.eu/eli/dir/2003/4/oj>
- Richtlinie (EU) 2016/2284 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 14. Dezember 2016 über die Reduktion der nationalen Emissionen bestimmter Luftschadstoffe, zur Änderung der Richtlinie 2003/35/EG und zur Aufhebung der Richtlinie 2001/81/EG (Text von Bedeutung für den EWR). (2016). *Official Journal*, L 344, 1-31. ELI: <http://data.europa.eu/eli/dir/2016/2284/o>
- Rösemann, C.; Haenel, H-D.; Vos, C.; Dämmgen, U.; Döring, U.; Wulf, S.; Eurich-Menden, B.; Freibauer, A.; Döhler, H.; Schreiner, C.; Osterburg, B.; Fuß, R. (2021): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 – 2019: Report on methods and data (RMD) Submission 2021. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 454 Seiten, Thünen Rep 84, DOI:10.3220/REP1616572444000
- Rösemann, C.; Vos, C.; Haenel, H.-D., et al. (2023): Calculations of gaseous and particulate emissions from German agriculture 1990 - 2021: Input data and emission results, https://www.openagrar.de/receive/openagrar_mods_00085974, Stand: 24.07.2023
- Ruser, R.; Schulz, R. (2015): The effect of nitrification inhibitors on the nitrous oxide (N₂O) release from agricultural soils - a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 178 (2), 171–188, DOI: 10.1002/jpln.201400251
- Rybak, J. M.; Fortwendel, J. R.; Rogers P. D. (2019): Emerging threat of triazole-resistant *Aspergillus fumigatus*. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy*, 74 (4), 835-842, DOI: 10.1093/jac/dky517

Salis, R.; Bruder, A.; Piggott, J.; Summerfield, T.; Matthaei, C. (2019): Multiple-stressor effects of dicyandiamide (DCD) and agricultural stressors on trait-based responses of stream benthic algal communities. *Science of the total Environment*, 693, 133305, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.111

SCHER - Scientific Committee on Health and Environmental Risks (2016): Potential risks to human health and the environment from the use of calcium cyanamide as fertiliser, Health Effects of Exposure to EMF (https://health.ec.europa.eu/publications/potential-risks-human-health-and-environment-use-calcium-cyanamide-fertiliser_en), Stand: 23.12.2024

Schaffer, M.; Schmid, R. (2019): Untersuchungen zum Vorkommen von Nitrifikations- und Urease-inhibitoren in niedersächsischen Oberflächengewässern - Landesweiter Überblick und Identifikation von Belastungsschwerpunkten. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-und Naturschutz, Hildesheim. <https://www.nlwkn.niedersachsen.de/download/147843>

Scheurer, M.; Sacher, F.; Brauch, H. (2014): Abschlussbericht: Studie zur Bedeutung von Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren für die Roh- und Trinkwasserbeschaffenheit in Deutschland. Hrsg. v. DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. Bonn. DOI: 10.1007/s00374-016-1092-x

Scheurer, M.; Brauch, H.-J.; Schmidt, C. K.; Sacher, F. (2016): Occurrence and fate of nitrification and urease inhibitors in the aquatic environment. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 18 (8), 999-1010, DOI: 10.1039/c6em00014b

Schmidt, R., Wang, X.-B., Garbeva, P., & Yergeau, E. (2022): The nitrification inhibitor nitrapyrin has non-target effects on the soil microbial community structure, composition, and functions. *Applied Soil Ecology*, 171, 104350, DOI: 10.1016/j.apsoil.2021.104350

Schweizer Eidgenossenschaft, 641.711, Verordnung über die Reduktion der CO₂-Emissionen, <https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2012/856/de>, Stand: 19.04.2024

Shang, Z.Y.; Abdalla, M.; Kuhnert, M.; Albanito, F.; Zhou, F.; Xia, L. L.; Smith, P. (2020): Measurement of N₂O emissions over the whole year is necessary for estimating reliable emission factors. *Environmental Pollution*, 259, 113864, DOI: 10.1016/j.envpol.2019.113864

Statistisches Bundesamt (2022): Produzierendes Gewerbe – Düngemittelversorgung, Wirtschaftsjahr 2022/2021, download unter: https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Industrie-Verarbeitendes-Gewerbe/Publikationen/Downloads-Fachstatistiken/duengemittelversorgung-jahr-2040820217004.pdf?__blob=publicationFile, Stand: 02.08.2024

Subbarao, G.; Ito, O.; Sahrawat, K.; Berry, W.; Nakahara, K.; Ishikawa, T.; Rao, I. (2006): Scope and strategies for regulation of nitrification in agricultural systems—challenges and opportunities. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25, 303, DOI: 10.1080/07352680600794232

Sutton, M. A.; Howard, C. M.; Mason, K. E.; Brownlie, W. J.; Cordovil, C. M. d. S. [Hrsg.], 2022: Nitrogen opportunities for agriculture, food & environment. UNECE Guidance Document on Integrated Sustainable Nitrogen Management. ECE/EB.AIR/149. UK Centre for Ecology & Hydrology, Edinburgh, UK, Guidance Document on Integrated Sustainable Nitrogen Management | UNECE, Stand: 02.01.2014. https://unece.org/sites/default/files/2022-11/UNECE_NitroOpps%20red.pdf

Singh, S.; Verma, A. (2007): The potential of nitrification inhibitors to manage the pollution effect of nitrogen fertilizers in agricultural and other soils: A review. *Environmental Practice*, 9 (4), 266-279. DOI: 10.1017/S1466046607070482

Tao, R.; Li, J.; Hu, B.; Chu, G. (2021): Ammonia-oxidizing bacteria are sensitive and not resilient to organic amendment and nitrapyrin disturbances, but ammonia-oxidizing archaea are resistant. *Geoderma*, 384, 114814, DOI: 10.1016/j.geoderma.2020.114814

Teuner, C.; Smith, B.; Tüting, W.; Gathmann, A. (2019): Eine Herausforderung für die Zulassungsbehörde von Pflanzenschutzmitteln: Das Auftreten des Metaboliten 1,2,4-Triazol im Grundwasser, Mitteilung Umweltchem Ökotox, 25. Jahrg. 2019/ Nr.2, download unter:
https://www.gdch.de/fileadmin/downloads/Netzwerk_und_Strukturen/Fachgruppen/Umweltchemie_Oekotox/ikologie/mblatt/2019/b2h219.pdf, Stand: 05.01.2024

Trenkel, M. E. (2010): Slow- and controlled-release and stabilized fertilizers - An option for enhancing nutrient use efficiency in agriculture. Second Edition. International Fertilizer Industry Association, Paris, France.
https://www.fertilizer.org/wp-content/uploads/2023/01/2010_Trenkel_slow-release-book.pdf

Trinomics (2023): Pricing agricultural emissions and rewarding climate action in the agri-food value chain, European Commission, DG CLIMA [Hrsg.], https://climate.ec.europa.eu/document/996c24d8-9004-4c4e-b637-60b384ae4814_en, Stand: 22.03.2024

TrinkW - Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserverordnung) vom 20. Juni 2023 <https://www.recht.bund.de/eli/bund/bgbl-1/2023/159>

UBA – Umweltbundesamt (2023a): Luftschadstoffe im Überblick – Ammoniak.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/luftschadstoffe-im-ueberblick/ammoniak>, Stand: 05.06.2023

UBA – Umweltbundesamt (2023b): Beitrag der Landwirtschaft zu den Treibhausgas-Emissionen.
<https://www.umweltbundesamt.de/daten/land-forstwirtschaft/beitrag-der-landwirtschaft-zu-den-treibhausgas#treibhausgas-emissionen-aus-der-landwirtschaft>, Stand: 05.06.2023

UBA – Umweltbundesamt (2023c): Lachgas und Methan.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/lachgas-methan>, Stand: 05.06.2023

UBA – Umweltbundesamt (2023d): Ökolandbau. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/flaeche-boden-land-oekosysteme/flaeche/struktur-der-flaechennutzung#die-wichtigsten-flachennutzungen>, Stand 13.06.2023

UBA - Umweltbundesamt(2023e): Struktur der Flächennutzung.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/landwirtschaft/landwirtschaft-umweltfreundlich-gestalten/oekolandbau#Umweltleistungen%20des%20C3%96kolandbaus>, Stand: 13.06.2023

UBA-Umweltbundesamt (2023f): Die Umsetzung von REACH.
<https://www.umweltbundesamt.de/themen/chemikalien/chemikalien-reach/die-umsetzung-von-reach>, Stand: 26.06.2023

UIG - Umweltinformationsgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Oktober 2014 (BGBl. I S. 1643), das zuletzt durch Artikel 2 des Gesetzes vom 25. Februar 2021 (BGBl. I S. 306) geändert worden ist
http://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?startbk=Bundesanzeiger_BGBl&jumpTo=bgbl114s1643.pdf

Umweltinstitut München e.V. (2022): Offener Brief: Pestizidanwendungen offenlegen.
(<https://umweltinstitut.org/landwirtschaft/meldungen/offener-brief-pestizidanwendung-offenlegen/>, Stand: 28.03.2024

U.S. Environmental Protection Agency - EPA, 2005. Registration eligibility decision (RED) document for nitrpyrin. <http://nepis.epa.gov/>, (Search code: 738F05003), Stand: 16.01.24.

U.S. Environmental Protection Agency - EPA, 2024. CompTox Chemicals Dashboard v2.4.0
<https://comptox.epa.gov/dashboard/>, Stand: 19.04.2024

Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über Düngemittel (Text von Bedeutung für den EWR). (2003). *Official Journal*, L 304, 1-194.
ELI: <http://data.europa.eu/eli/reg/2003/2003/oj>

Verordnung (EG) Nr. 1367/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 6. September 2006 über die Anwendung der Bestimmungen des Übereinkommens von Århus über den Zugang zu Informationen, die Öffentlichkeitsbeteiligung an Entscheidungsverfahren und den Zugang zu Gerichten in Umweltangelegenheiten auf Organe und Einrichtungen der Gemeinschaft. (2006). *Official Journal*, L 264, 13-19.

ELI: <http://data.europa.eu/eli/reg/2006/1367/oj>

Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (Text von Bedeutung für den EWR) (OJ L 353 31.12.2008, p. 1, ELI: <http://data.europa.eu/eli/reg/2008/1272/oj>

Verordnung (EU) Nr. 528/2012 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 22. Mai 2012 über die Bereitstellung auf dem Markt und die Verwendung von Biozidprodukten Text von Bedeutung für den EWR. (2012). *Official Journal*, L 167, 1-123. ELI: <http://data.europa.eu/eli/reg/2012/528/oj>

Verordnung (EU) Nr. 283/2013 der Kommission vom 1. März 2013 zur Festlegung der Datenanforderungen für Wirkstoffe gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln Text von Bedeutung für den EWR. (2013). *Official Journal*, L 93, 1-84. ELI: <http://data.europa.eu/eli/reg/2013/283/oj>

Verordnung (EU) Nr. 284/2013 der Kommission vom 1. März 2013 zur Festlegung der Datenanforderungen für Pflanzenschutzmittel gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1107/2009 des Europäischen Parlaments und des Rates über das Inverkehrbringen von Pflanzenschutzmitteln Text von Bedeutung für den EWR. (2013). *Official Journal*, L 93, 85-152. ELI: <http://data.europa.eu/eli/reg/2013/284/oj>

Verordnung (EU) 2019/1009 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 5. Juni 2019 mit Vorschriften für die Bereitstellung von EU-Düngeprodukten auf dem Markt und zur Änderung der Verordnungen (EG) Nr. 1069/2009 und (EG) Nr. 1107/2009 sowie zur Aufhebung der Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 (Text von Bedeutung für den EWR). (2019). *Official Journal*, L 170, 1-114. ELI: <http://data.europa.eu/eli/reg/2019/1009/oj>

Verordnung (EU) 2019/515 of the European Parliament and of the Council of 19 March 2019 on the mutual recognition of goods lawfully marketed in another Member State and repealing Regulation (EC) No 764/2008 (Text with EEA relevance.). (2019). *Official Journal*, L 91, 1-18. ELI: <http://data.europa.eu/eli/reg/2019/515/oj>

Verordnung (EU) 2024/3012 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. November 2024 zur Schaffung eines Unionsrahmens für die Zertifizierung von dauerhaften CO₂-Entnahmen, kohlenstoffspeichernder Landbewirtschaftung und der CO₂-Speicherung in Produkten. (2024). *Official Journal*, L 3012, ELI: <http://data.europa.eu/eli/reg/2024/3012/oj>

Verwaltungsgericht Köln, Urteil vom 13.07.2023, Az. 13 K 5068/18

Wissenschaftlicher Dienst des Bundestages (Hrsg.) (2021): Zur digitalen Dokumentation von Pestizidanwendungen in einzelnen Staaten, WD 5 -3000 – 080/21, download unter: <https://www.bundestag.de/resource/blob/873970/dd4fe0f9aa94b49fa3069263f647a4b5/WD-5-080-21-pdf.pdf>, Stand: 28.03.2024

Woodward, E. E.; Hladik, M. L.; Kolpin, D. W. (2016): Nitrapyrin in Streams: The first study documenting off-field transport of a nitrogen stabilizer compound. *Environmental Science and Technology Letters*, 3 (11), 387-392. DOI: 10.1021/acs.estlett.6b00348

Woodward, E. E.; Kolpin, D. W., Zheng, W., Holm, N. L., Meppelink, S. M., Terrio, P. J., Hladik, M. L. (2019): Fate and transport of nitrapyrin in agroecosystems: Occurrence in agricultural soils, subsurface drains, and receiving streams in the Midwestern US. *Science of the total Environment*, 650 (2), 2830-2841, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.387

Woodward, E. E.; Edwards T. M.; Givens C. E.; Kolpin D. W.; Hladik M. L. (2021): Widespread use of the nitrification inhibitor nitrapyrin: Assessing benefits and costs to agriculture, ecosystems and environmental health. *Environmental Science and Technology*, 55 (3), 1345-1353, DOI: 10.1021/acs.est.0c05732

Wu, D.; Zhang, Y.; Dong, G.; Du, Z.; Wu, W.; Chadwick, D.; Bol, R. (2021): The importance of ammonia volatilization in estimating the efficacy of nitrification inhibitors to reduce N₂O emissions: A global meta-analysis, *Environmental Pollution* 271, 116365, DOI: 10.1016/j.envpol.2020.116365

Yang, M. Fang, Y. T.; Di S.; Shi, Y. L. (2016): Efficiency of two nitrification inhibitors (dicyandiamide and 3, 4-dimethylpyrazole phosphate) on soil nitrogen transformations and plant productivity: a meta-analysis. *Scientific Reports*, 6, 22075, DOI: 10.1038/srep22075

Zaller, J. G.; Kruse-Platz, M.; Schlechtriemen, U.; Gruber, E.; Peer, M.; Nadeem, I.; Formayer, H.; Hutter, H. P.; Landler, L. (2022): Unexpected air pollutants with potential human health hazards: Nitrification inhibitors, biocides, and persistent organic substances. *Science of the total Environment*, 862, 160643, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.160643

Zeeshan, M.; Scheurer, M.; Förster, C.; Kuebeck, C; Ruhl, A. S.; Klitzke, S. (2023): The fate of nitrification and urease inhibitors in simulated bank filtration. *Journal of Environmental Management*, 335, 117485, DOI: 10.1016/j.jenvman.2023.117485

Zerulla, W.; Barth, T.; Dressel, J. et al. (2001): 3,4-Dimethylpyrazole phosphate (DMPP) – a new nitrification inhibitor for agriculture and horticulture. *Biology and Fertility of Soils*, 34, 79–84. DOI: 10.1007/s003740100380

ZKL - Zukunftskommission Landwirtschaft (2021): Zukunft Landwirtschaft. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe Empfehlungen der Zukunftskommission Landwirtschaft, download unter: www.bmel.de/goto?id=89464, Stand 20.07.2023

11 Appendix

Tabelle 5: Überblick über Prüfanforderungen für die Wirkung auf terrestrische Organismen unter REACH entsprechend der Stoffeigenschaften (Quelle: ECHA 2015)

Eigenschaft des Stoffes		Prüfanforderungen
Sehr toxisch für aquatische Organismen	Hinweis auf hohe Adsorption oder hohe Persistenz im Boden	
Nicht erfüllt	Nicht erfüllt	Errechnung der terrestrischen Toxizität auf Grundlage von vorhandenen Werten für die aquatische Toxizität
Erfüllt	Nicht erfüllt	Errechnung der terrestrischen Toxizität auf Grundlage von vorhandenen Werten für die aquatische Toxizität sowie ein akuter terrestrischer Test und ein Mikroorganismtoxizitätstest
Nicht erfüllt	Eine von beiden oder beide Eigenschaften sind erfüllt.	
Erfüllt	Eine von beiden oder beide Eigenschaften sind erfüllt.	Mehrere langfristige terrestrische Tests (Wirbellose und Pflanzen) sowie ein Mikroorganismtoxizitätstest

Tabelle 6: Ausführliche chemische Bezeichnung sowie EC und CAS-Nummern zur eindeutigen Identifikation der Stoffe sowie Zusammenfassung der vorhandenen terrestrischen Tests (Quelle: ECHA 2023)

Kurzbezeichnung	Ausführliche chemische Bezeichnung laut ECHA-Internetseite (IUPAC-Namen)	EC und CAS - Nummern	Links zu den ECHA-Registrierungsdossiers (Stand 17.4.2024)
DCD	N-cyanoguanidine	EC: 207-312-8 CAS: 461-58-5	https://chem.echa.europa.eu/100.006.649/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=207-312-8
3 MP	3-methylpyrazole	EC: 215-925-7 CAS: 1453-58-3	https://chem.echa.europa.eu/100.014.478/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=215-925-7
Triazol	1,2,4-triazole	EC: 206-022-9 CAS: 288-88-0	https://chem.echa.europa.eu/100.005.476/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=206-022-9
DMPP	3,4-dimethyl-1H-pyrazol-1-ium dihydrogen phosphate ----- 3,4-dimethyl-1H-pyrazole	CAS: 202842-98-6 EC: 424-640-9 CAS: 2820-37-3 EC: 429-130-1	https://chem.echa.europa.eu/100.102.315/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=202842-98-6
MPA	Reaction mass of N-[(5-methyl-1H-pyrazol-1-yl)methyl]acetamide AND N-[(3-methyl-1H-pyrazol-1-yl)methyl]acetamide	EC: 700-208-8 CAS: -	https://chem.echa.europa.eu/100.224.950/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=%20700-208-8
Nitrapyrin	2-chloro-6-(trichloromethyl)pyridine	EC: 217-682-2 CAS: 1929-82-4	https://chem.echa.europa.eu/100.016.076/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=1929-82-4
DMPSA	Reaction mass of 2-(3,4-dimethyl-1H-pyrazol-1-yl)succinic acid and 2-(4,5-dimethyl-1H-pyrazol-1-yl)succinic acid	EC 940-877-5	https://chem.echa.europa.eu/100.233.693/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=940-877-5
2-NPT	N-(diaminophosphoryl)-2-nitroaniline	EC: 618-024-0 oder 477-690-9	https://chem.echa.europa.eu/100.105.163/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=618-024-0

Kurzbezeichnung	Ausführliche chemische Bezeichnung laut ECHA-Internetseite (IUPAC-Namen)	EC und CAS - Nummern	Links zu den ECHA-Registrierungsdossiers (Stand 17.4.2024)
		CAS: 874819-71-3	
NBPT	butyl[diamino(sulfanylidene)-λ ⁵ -phosphanyl]amine	EC: 435-740-7 CAS: 94317-64-3	https://chem.echa.europa.eu/100.103.392/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=435-740-7
NPPT	[diamino(sulfanylidene)-λ ⁵ -phosphanyl](propyl)amine	EC: 618-780-1 CAS: 916809-14-8	https://chem.echa.europa.eu/100.127.866/dossier-list/reach/dossiers/active?searchText=618-780-1