

# Wissenschaftliche Grundlagen zum Strategiediskurs für einen nachhaltigen Pflanzenbau

## Scientific basis for the strategy discourse on a sustainable crop production

Til Feike<sup>1</sup>, Michael Frei<sup>2</sup>, Christoph Germeier<sup>3</sup>, Antje Herrmann<sup>4</sup>, Kurt-Jürgen Hülsbergen<sup>5</sup>,  
Hans-Peter Kaul<sup>6</sup>, Martin Komainda<sup>7</sup>, Lorenz Kottmann<sup>8</sup>, Kurt Möller<sup>9</sup>, Claas Nendel<sup>10</sup>,  
Gregor Pasda<sup>11</sup>, Carola Pekrun<sup>12</sup>, Sabine Seidel<sup>13</sup>, Hartmut Stützel<sup>14\*</sup>, Nicole Wrage-Mönnig<sup>15</sup>

<sup>1</sup> Julius Kühn-Institut, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Stahnsdorfer Damm 81, D-14532 Kleinmachnow

<sup>2</sup> Universität Gießen, Professur für Pflanzenbau und Ertragsphysiologie, Heinrich-Buff-Ring 26, D-35392 Giessen

<sup>3</sup> Julius Kühn-Institut, Institut für Züchtungsforschung an landwirtschaftlichen Kulturen, Erwin-Baur-Straße 27, D-06484 Quedlinburg

<sup>4</sup> Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen, Fachgebiet Fachinformation Pflanzenbau, Schlossstraße 1, D-36251 Bad Hersfeld

<sup>5</sup> TU München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme, Liesel-Beckmann-Straße 2, D-85354 Freising

<sup>6</sup> Universität für Bodenkultur, Institut für Pflanzenbau, Konrad Lorenz-Straße 24, A-3430 Tulln an der Donau

<sup>7</sup> Universität Göttingen, Abteilung Graslandwissenschaft, Von-Siebold-Straße 8, D-37075 Göttingen

<sup>8</sup> Julius Kühn-Institut, Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Bundesallee 58, D-38116 Braunschweig

<sup>9</sup> Universität Hohenheim, Institut für Kulturpflanzenwissenschaften, Fruwirthstraße 20, D-70593 Stuttgart

<sup>10</sup> Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V., Forschungsplattform „Datenanalyse & Simulation“, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg

<sup>11</sup> BASF, Global Technical Marketing - Nitrogen Management, Speyerer Straße 2, D-67117 Limburgerhof

<sup>12</sup> Hochschule für Wirtschaft und Umwelt, Nürtingen-Geislingen, Neckarsteige 6-10, D-72622 Nürtingen

<sup>13</sup> Universität Bonn, Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz, Katzenburgweg 5, D-53115 Bonn

<sup>14</sup> Leibniz Universität Hannover, Institut für Gartenbauliche Produktionssysteme, Herrenhäuser Straße 2, D-30419 Hannover

<sup>15</sup> Universität Rostock, Grünland und Futterbauwissenschaften, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18059 Rostock

\* Korrespondierender Autor: [stuetzel@gem.uni-hannover.de](mailto:stuetzel@gem.uni-hannover.de)

Die Autor\*innen sind in alphabetischer Reihenfolge unabhängig vom Umfang der jeweiligen Beiträge genannt.

Einreichung: 9. September 2022, überarbeitete Einreichung: 22. Dezember 2022, Annahme: 22. Dezember 2022

### Zusammenfassung


Für den rationalen gesellschaftlichen Diskurs zur Lösung der vielfältigen Zielkonflikte auf dem Weg zu einem nachhaltigen Pflanzenbau sind wissenschaftliche Fakten über die Beziehungen zwischen den Zielen unabdingbar. Daher hat die Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften wissenschaftliche Befunde zu den Themenbereichen Biodiversität, Klimarelevanz und Klimaresilienz, Nährstoffmanagement, Pflanzenschutz, Bodenschutz und Produktion nachwachsender Rohstoffe zusammengestellt und den bestehenden Forschungsbedarf identifiziert. Nach einem Executive Summary, das die Befunde schlaglichtartig darstellt, werden die Themenbereiche im Einzelnen ausgeführt. Ziel dieses Papiers ist nicht, Empfehlungen für die politische Entscheidungsfindung abzugeben, sondern die öffentliche Diskussion durch Bereitstellung von Sachinformationen zu unterstützen.

**Schlagwörter:** Pflanzenproduktion, Nachhaltigkeit, Biodiversität, Klimawandel, Nährstoffflüsse, Pflanzenschutz, Bodenschutz

### Summary

Scientific facts about the relationships between the goals are indispensable for the rational social discourse on solving the various conflicting goals on the way to sustainable crop production. Therefore, the German Society for Agronomy has compiled scientific findings on the topics of biodiversity, climate relevance and climate resilience, nutrient management, crop protection, soil protection and production of renewable raw materials, and identified the existing need for research. After an executive summary that highlights the findings, the subject areas are explained in detail. The purpose of this paper is not to make recommendations for policy-making, but to support the public debate by providing factual information.

**Keywords:** Plant production, sustainability, biodiversity, climate change, nutrient flows, crop protection, soil protection

 Open Access. © 2022 Til Feike, Michael Frei, Christoph Germeier, Antje Herrmann, Kurt-Jürgen Hülsbergen, Hans-Peter Kaul, Martin Komainda, Lorenz Kottmann, Kurt Möller, Claas Nendel, Gregor Pasda, Carola Pekrun, Sabine Seidel, Hartmut Stützel, Nicole Wrage-Mönnig, published by Sciendo. 

This work is licensed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 3.0 License.

<https://doi.org/10.2478/boku-2022-0011>

## Executive Summary

Die gesellschaftliche und politische Diskussion über die Entwicklung der Pflanzenproduktion auf Acker und Grünland zeigt regelmäßig Kontroversen auf, die aus der Vielzahl an unterschiedlichen Ansprüchen an die Leistungen des Pflanzenbaus resultieren. Für den rationalen gesellschaftlichen Diskurs zur Lösung der vielfältigen Zielkonflikte sind wissenschaftliche Fakten über die Beziehungen zwischen den Zielen unabdingbar. Aus diesem Grund bringt sich die Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften mit einer Zusammenstellung wissenschaftlicher Grundlagen in diesen Strategiediskurs ein.

Pflanzenproduktion dient der Ernährung von Mensch und Tier und liefert die stoffliche Grundlage für die Herstellung unterschiedlicher Güter sowie für die Erzeugung von Bioenergie. Sie ist eine Ökosystemleistung neben verschiedenen anderen und zugleich eine wirtschaftliche Aktivität im globalen Wettbewerb, die nur dann nachhaltig möglich ist, wenn sie die Einkommen der beteiligten Menschen langfristig sichert und gute Arbeitsbedingungen gewährleistet. Pflanzenbau findet in schwer steuerbaren Systemen unter variablen Bedingungen statt. Es besteht eine Reihe von Zielkonflikten insbesondere zwischen der Pflanzenproduktion und anderen Ökosystemleistungen. Deren Lösung erfordert die Quantifizierung der Beziehungen zwischen den konkurrierenden Größen und muss die Akteure in der gesamten Wertschöpfungskette einschließen.

### Aktuelle Kontroversen, Zielkonflikte und Handlungsoptionen

Pflanzenbau zielt auf die Etablierung und Förderung bestimmter, als nützlich im Sinne des Produktionsziels angesehener Organismen, und auf die Zurückdrängung anderer, als schädlich betrachteter Organismen ab und hat damit erheblichen Einfluss auf die **Biodiversität** in der Agrarlandschaft. Die Förderung der Biodiversität kann durch *produktionsintegrierte Maßnahmen* wie reduzierter Insektizid- und Herbizideinsatz, vielfältige Fruchtfolgen, späte Stoppelbearbeitung extensive Nutzungsregime im Grünland und Feldfutterbau, sowie *segregative Maßnahmen* erreicht werden wie Blühstreifen, Säume etc.. Sie stehen

jedoch, in unterschiedlichem Maße, in einem Zielkonflikt mit der Produktivität. Dies gilt auch für die Umstellung auf ökologischen Landbau, der eine wirksame Maßnahme zur Erhöhung der Biodiversität darstellt. Bestimmte Arten sind darüber hinaus auf ertragsarme Standorte und besonders extensive Formen der Landnutzung angewiesen, bei denen die Höhe des Ertrags nicht prioritär ist. Wirksame Maßnahmen auf Landschaftsebene bestehen in der Förderung einer kleinteiligeren Anbaustruktur mit einem diverseren Fruchtartenspektrum, Agroforstsystemen und dem Erhalt bzw. der Neuanlage von *Strukturelementen* wie Hecken und Ackerrandstreifen. Aufgrund der Vielzahl an parallel wirkenden Faktoren und der sehr hohen Kosten ist die experimentelle Ermittlung des Flächenanteils kaum möglich, der erforderlich wäre, um den Artenverlust aufzuhalten bzw. um überlebensfähige Populationen wiederherzustellen. Expertenschätzungen gehen jedoch davon aus, dass bundesweit *20-30% der Agrarfläche für eine Extensivnutzung* mit unterschiedlichsten Maßnahmen sowie eine Erhöhung des Flächenanteils mit Strukturelementen in Abhängigkeit der regionalen Gegebenheiten zur nachhaltigen Sicherung der Biodiversität erforderlich wären, was jedoch entsprechende Folgen für die Lebensmittelproduktion hätte.

Die Landwirtschaft ist sowohl Verursacherin als auch Betroffene des **Klimawandels**. Weltweit verursacht sie derzeit nur etwa 10-12% der anthropogenen Treibhausgasemissionen. Neben den CO<sub>2</sub>-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energieträger (Kraftstoff, Düngemittelerzeugung) sind vor allem Lachgas- (N<sub>2</sub>O) Emissionen aus Böden durch die mikrobielle Reduktion von Stickstoffverbindungen sowie Treibhausgasflüsse aus entwässerten Mooren von Bedeutung. Mit steigender N-Düngung steigen die bodenbürtigen N<sub>2</sub>O-Emissionen überproportional. Allerdings liegen sie nach neueren Befunden deutlich unter den im IPCC-Ansatz angenommenen Anteil von 1% der Mineralstickstoffzufuhr, höhere Emissionen dürften in Zusammenhang mit organischer Düngung stehen. Wissenschaftlich begründete und realisierbare *Zielwerte* zu Treibhausgasemissionen im Pflanzenbau fehlen bislang. In der Wissenschaft besteht jedoch Konsens darüber, dass eine Verminderung der Emissionen klimarelevanter Gase im Pflanzenbau nur durch einen Maßnahmen-Mix erreicht werden kann. Vorrangig betrifft

dies die Erhaltung und Erhöhung der Kohlenstoffsenkenkapazitäten (Humus), die Verminderung des Energieeinsatzes und die Senkung der Stickstoffüberschüsse. Während die Potentiale der Humusanreicherung über pflanzenbauliche Maßnahmen eng begrenzt sind, wäre die Wiedervernässung von organischen Böden die mit Abstand effektivste Klimaschutzmaßnahme im Bereich der Bodenkohlenstoffspeicherung in Deutschland. Ein wesentlicher Pfad zur Reduktion der Treibhausgasemissionen führt über die Minderung der N-Inputs und die Erhöhung der N-Effizienz bzw. die Reduzierung der N-Salden, denn die Produktion von N-Mineraldüngern ist ein wesentliches Element der Treibhausgasbilanz konventioneller Anbausysteme.

Der Klimawandel stellt die **Anpassungsfähigkeit** des Pflanzenbaus vor große Herausforderungen, da höhere Temperaturen, veränderte Niederschlagsverteilung mit vermehrten Trockenstressereignissen in den Frühjahrs- und Sommermonaten und vermehrte Staunässe im Herbst sowie häufigere Extremwetterlagen deutlichen Einfluss auf die Ertragsbildung haben. Steigende Temperaturen und mildere Winter ermöglichen eine Erweiterung des Arten- und Sortenspektrums. Daher liegt einer der zentralen Lösungsansätze in der Erweiterung des Kulturpflanzenpektrums sowie der Diversifizierung der Fruchtfolgen. Die Erhöhung der Wasserrückhaltefähigkeit erfordert nicht nur die Zusammenarbeit mit der Flurneuordnung, sondern auch die Erhöhung der Infiltrationsfähigkeit der Böden und die Durchwurzelung des Unterbodens.

Die **bedarfsentsprechende Nährstoffzufuhr** ist Voraussetzung für die Realisierung des Ertragspotentials, die Erreichung der Qualitätsziele und die Vermeidung von Emissionen. In Deutschland sind jedoch die flächenbezogenen Stickstoff-Zufuhren seit Jahren um etwa 90 bis 100 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> höher als die Abfuhr. Insbesondere in Regionen mit hoher Tierhaltung oder Biogasanlagendichte bestehen starke Nährstoffüberschüsse, die kritische Belastungsgrenzen des Stickstoff- und Phosphorüberschusses deutlich überschreiten. Die Gesetzgebung in Deutschland gesteht der Landwirtschaft ein insgesamt hohes N-Düngungsniveau zu. Dabei fehlt eine wissenschaftlich nachvollziehbare Datengrundlage zur Ableitung der in der Düngeverordnung verwendeten Kennzahlen. Zur Optimierung der N-Düngung müssten neben N-effizienten Düngerformen und Applikationsverfahren die derzeitigen statischen Berechnungsverfahren zur N-Düngebemessung durch dynamische, modellgestützte Verfahren ersetzt werden. Deutliche

N-Reduktionspotenziale bestehen z. B. bei Mais durch stärkere Anrechnung der N-Nachlieferung aus dem Boden bei der Düngerbemessung sowie bei Backweizen durch eine Anpassung der Qualitätsziele. Eine verhaltene Düngung würde zugleich eine Verminderung der Pflanzenschutzintensität ermöglichen. Während der ökologische Landbau deutliche Vorteile erbringt, wenn ein Flächenbezug zugrunde gelegt wird, unterscheiden sich ökologische und konventionelle Anbausysteme derzeit kaum in ihren produktbezogenen Treibhausgasemissionen.

Chemisch-synthetische **Pflanzenschutzmittel** leisten einen wichtigen Beitrag zur Ertrags- und Qualitätssicherung, haben aber auch zur Simplifizierung der Anbausysteme mit negativen Wirkungen auf Umwelt und Biodiversität geführt. Der integrierte Pflanzenschutz, der auf die vorrangige Nutzung vorbeugender anbau- und kulturtechnischer Maßnahmen sowie biologischer, biotechnischer und pflanzenzüchterischer Optionen abzielt, hat in den vergangenen Jahrzehnten nicht zu einer wesentlichen Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes geführt, was damit zusammenhängt, dass die Forderungen des integrierten Pflanzenschutzes letztlich nicht operationalisiert sind. Der Nutzung von Pflanzenschutzreduktionspotentialen stehen aber eine aufwändigere Bewirtschaftung und das erhöhte Risiko von Ertragsverlusten als größte Hindernisse entgegen. In der gesellschaftlichen Diskussion um die Reduktion von Pflanzenschutzmitteln ist stets zu beachten, dass sich die verschiedenen Wirkstoffe sehr stark in ihrem Risiko unterscheiden, weshalb Risikoindikatoren gegenüber reinen Mengenangaben in den Vordergrund zu stellen sind. Zur Weiterentwicklung von zeitgemäßen Pflanzenschutzstrategien ist eine gesellschaftliche Auseinandersetzung über das anzustrebende Intensitätsniveau im Zielkonflikt zwischen Pflanzenschutzintensität und Ertragshöhe im Kontext der N-Düngungsintensität unerlässlich. Ergebnisse aus langjährigen Versuchen weisen insbesondere bei Getreide auf ein recht hohes Reduktionspotential für die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln hin, insbesondere in vielfältigen Fruchtfolgen und bei konsequenter Nutzung resistenter Sorten, Optimierung der Saattermine und Beachtung der Bekämpfungsrichtwerte.

Der **Boden** als Standortelement für den Pflanzenbau ist nicht nur Wasser- und Nährstoffspeicher für die Kulturpflanzen, sondern auch Lebensraum für Tiere, Wildpflanzen und Mikroorganismen. Gefährdungen der Bodenfunktionen entstehen durch Schadverdichtungen und Erosion.

Der Einsatz von Totalherbiziden wie Glyphosat vor der Saat erlaubt es, die Bodenbearbeitungsintensität und damit das Erosionsrisiko, die Verdichtungsgefährdung sowie den Energieverbrauch zu reduzieren. Die erreichbare Bodenschonung steht dabei im Zielkonflikt mit dem Herbizidtrag. Mulch- und Direktsaatverfahren sind sehr effiziente Maßnahmen des Erosionsschutzes und der damit einhergehenden Pflanzenschutzmittel- und Phosphorabträge. Zudem verringern sie den Energie- und Arbeitsbedarf der Bewirtschaftung, sie sind jedoch oft mit etwas niedrigeren und stärker variierenden Erträgen verbunden. Das System des konservierenden Ackerbaus stellt eine Weiterentwicklung konservierender Bodenbearbeitungssysteme dar und beinhaltet neben konservierender Bodenbearbeitung oder Direktsaat eine vielfältige Fruchtfolge sowie kontinuierliche Bodenbedeckung durch möglichst umfassenden Anbau von Zwischenfrüchten.

**Nachwachsende Rohstoffe** werden in Deutschland auf ca. 20% der Ackerfläche angebaut, vorwiegend zur Energiegewinnung. Anfangs gesellschaftlich positiv konnotiert, führte die Förderung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe zu einer weiteren Ausdehnung von Mais und Raps in Regionen mit ohnehin hoher Anbaukonzentrationen der jeweiligen Kulturen. Ein Ziel der Förderung ist die CO<sub>2</sub>-Vermeidung gegenüber fossilen Energieträgern. Die mittlere jährliche CO<sub>2</sub>-Äq-Vermeidungsleistung der Bioenergieanlagen in Deutschland beträgt etwa 4.000 kg ha<sup>-1</sup>. Ein vielfach höheres Flächenpotenzial zur Energiegewinnung besitzen allerdings Photovoltaik und Windkraft, weshalb ein weiterer Ausbau der Bioenergienutzung auch vor dem Hintergrund, dass er zu einer Intensivierung der Landwirtschaft und Zielkonflikte mit dem biotischen und abiotischen Ressourcenschutz führt, kritisch betrachtet wird.

Die meisten der oben erwähnten Maßnahmen zur Verbesserung der Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion in Deutschland befinden sich im Zielkonflikt mit der Ertrags-höhe. Verminderte Produktivität, beispielsweise durch stärkere Reglementierung von Düngung und chemischem Pflanzenschutz oder durch Erhöhung des Anteils ökologischen Anbaus, könnte nur durch ein verändertes Ernährungsverhalten der Bevölkerung hin zu einer mehr pflanzenbasierten Ernährung ausgeglichen werden oder eine Ausweitung der **Produktionsfläche** erfordern, die sehr wahrscheinlich zulasten **naturnaher Flächen** ginge und die Gefahr der Induktion von Landnutzungsänderungen in anderen Regionen der Welt birgt.

## Forschungsbedarf

Die gesellschaftlich geforderte Transformation erfordert zusätzlich zur Produktion die Einbeziehung aller Ökosystemleistungen in das Zielsystem der Pflanzenproduktion. Dieser **Paradigmenwechsel** zieht die Notwendigkeit verbesserter Methoden zur Definition von Gemeinwohlleistungen und vertiefter Kenntnisse über die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Zielerreichung nach sich. Forschungsbedarf besteht im Pflanzenbau darüber hinaus in Bezug auf die Definition und **Bewertung** von **Nachhaltigkeit**, insbesondere zu systemischen Rückkopplungen zwischen biogeochemischen und sozioökonomischen Prozessen, beispielsweise in Bezug auf die Minderungspotenziale von Treibhausgas-Emissionen in Abhängigkeit von Standort- und Bewirtschaftungsfaktoren. Computergestützte, dynamische Simulationsmodelle zur Bemessung des Betriebsmitteleinsatzes sollten als Entscheidungshilfen für die Landwirtschaft weiterentwickelt und implementiert werden. Durch Simulationsmodelle kann eine Nachhaltigkeitsbewertung auf multikriterielle Analysen aufgebaut werden, die entsprechende Rückkopplungseffekte offenlegt und adäquat berücksichtigt. Der Schlüssel für die flächendeckende Transformation zu nachhaltigeren Produktionssystemen liegt in der Zusammenführung der wichtigsten relevanten Bewertungsschemata (Konsensus-Modell) für den deutschen Kontext auf wissenschaftlicher Grundlage.

Die erforderliche Diversifizierung pflanzenbaulicher Systeme erfordert eine differenzierte, **produktionsökologische** Formulierung der **Zuchtziele** für Nutzpflanzen, zu deren Erreichung züchtungsmethodische Innovationen wie die Genomeditierung wesentliche Beiträge leisten können. Die pflanzenbauliche Forschung kann die gesellschaftspolitische Diskussion um die Regulierung dieser Züchtungstechniken bereichern und damit zu einem evidenzbasierten und innovationsoffenen politischen Umfeld beitragen.

Die Auswirkungen der Anbaustruktur in ihrer räumlichen (Anbaudiversität) und zeitlichen (Fruchtfolge) Dimension erfordern die Weiterentwicklung experimenteller Forschungsmethoden des Pflanzenbaus auf **Landschaftsebene**, aber auch die Entwicklung von Citizen Science Angeboten z.B. für das Monitoring von Schaderregern, Nützlingen oder geschützten Arten. Die ökologischen und ökonomischen Potentiale von Agroforstkomponenten einschließlich der Integration des Obstbaus bedürfen grundlegender Untersuchungen.



Mit prozessbasierten **Agrarökosystem-Modellen** können die Stoffumsätze im Boden sowie umweltrelevante Stoffverluste modelliert werden; die schlag- bzw. teilschlagspezifische Parametrisierung stellt jedoch nach wie vor eine Herausforderung dar. Hier ist die Verschmelzung von Satelliten- und drohnengestützter **Bildgebung** mit mechanistischen wie auch datengetriebenen Simulationsmodellen eine vielversprechende Methode, um auf der Teilflächen-Skala bessere Entscheidungsunterstützung anbieten zu können. Forschungsbedarf besteht im Wesentlichen in der Interpretation der **umfangreichen Daten**, die durch die zunehmend eingesetzte Sensorik entstehen. Die Verknüpfung von Wetter-, Boden-, Ertrags-, Qualitäts- und Managementdaten birgt ein großes Potential zur weiteren Optimierung der pflanzenbaulichen Produktionsverfahren.

Grundlegend für die weitere Entwicklung nachhaltiger und produktiver Pflanzenbausysteme ist die freie Zugänglichkeit zu Daten aus Wissenschaft, Forschung und Verwaltung. Erforderlich ist dafür eine **Open-Data-Politik** mit Bildung von allgemein zugänglichen Datenplattformen, Simulationsinfrastrukturen und Repositorien, aber auch der Verfügbarmachung von hoheitlichen Daten für die Forschung sowie ein FAIRes Datenmanagement.

Moderne pflanzenbauliche Forschung entwickelt sich in der **Interaktion** mit landwirtschaftlicher **Praxis, Politik und Gesellschaft**. Der Diskurs benötigt neben den klassischen Formaten künftig auch interaktive experimentelle Plattformen wie Living Labs auf Landschaftsebene.

## 1. Einführung

Die gesellschaftliche und politische Diskussion über die Entwicklung der Pflanzenproduktion auf Acker und Grünland zeigt regelmäßig Kontroversen auf, die letztlich aus der Vielzahl unterschiedlicher Ansprüche an die Leistungen von Agrarökosystemen und der Komplexität pflanzenbaulicher Systeme resultieren. Daher ist nicht verwunderlich, dass in letzter Zeit von verschiedenen Seiten Vorstellungen für die Entwicklung der Pflanzenproduktion formuliert wurden. So entstand auf EU-Ebene die „Farm to Fork“-Strategie der EU-Kommission im Rahmen des „Green Deals“, die für den Pflanzenbau beispielsweise eine 50-prozentige Reduktion von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln sowie eine 20-prozentige Reduktion des Düngemittelleinsatzes fordert (European Commission, 2020). Auf nationaler Ebene hat das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft 2021 die „Ackerbaustrategie 2035“ vorgestellt. Darin wird ein Paket aus Zielen und Maßnahmen für eine Weiterentwicklung des Acker- und Pflanzenbaus hin zu mehr Nachhaltigkeit formuliert (BMEL, 2020a). Auch die von der Bundesregierung eingerichtete „Zukunftskommission Landwirtschaft“ mit Vertreter\*innen von Landwirtschaft, Umwelt, Gesellschaft und Wissenschaft hat 2021 ihren Abschlussbericht mit einer Vision für die Landwirtschaft und einer Vielzahl von Empfehlungen für die Politik vorgelegt (ZKL, 2021).

Die gemeinsamen Zielvorstellungen dieser - wie auch vieler weiterer - Aktivitäten umfassen einen nachhaltigeren, klimapositiven, umweltschonenden, vielfältigeren, ressourceneffizienteren und stärker biodiversitätsfördernden Acker- und Pflanzenbau. Gleichzeitig wird die Erhaltung einer ausreichenden Produktion hochwertiger Nahrungsmittel und anderer landwirtschaftlicher Erzeugnisse vorausgesetzt. Dadurch treten zunehmend Zielkonflikte zutage.

Für den rationalen gesellschaftlichen Diskurs zur Lösung der vielfältigen Zielkonflikte sind wissenschaftliche Fakten über die Beziehungen zwischen den Zielen unabdingbar. Aus diesem Grund bringt sich die Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften mit einer Zusammenstellung wissenschaftlicher Grundlagen in diesen Strategiediskurs ein.

Die Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften ist eine Vereinigung von mehr als 500 Wissenschaftler\*innen, die sich mit der Erforschung und Weiterentwicklung pflanzenbaulicher Produktionssysteme im gesamten Spektrum von grundlagenorientierter bis zur Anwendungsforschung beschäftigen. Das Verständnis der Wirkungszusammenhänge, aber auch die Identifizierung von Wissenslücken sind

Voraussetzung für faktenbasierte Entscheidungen in der Agrar- und Forschungspolitik. Daher sieht sich die Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften als wissenschaftliche Fachgesellschaft mit ihrer Kernkompetenz im Acker- und Pflanzenbau sowie der Grünlandwirtschaft in besonderer Weise gefordert, sich in den Diskurs über die Entwicklung einer Strategie für nachhaltige Pflanzenproduktionssysteme in Deutschland einzubringen.

In diesem Papier soll die Vielfalt der Kompetenzen und Betrachtungsweisen innerhalb der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften genutzt werden, um die wissenschaftliche Faktenlage zu den Zielkonflikten in der deutschen Pflanzenproduktion und zu Ansätzen für Lösungsmöglichkeiten möglichst umfassend darzustellen. Ziel dieses Papiers ist nicht, Empfehlungen für die politische Entscheidungsfindung abzugeben, sondern die öffentliche Diskussion durch Bereitstellung von Sachinformationen zu unterstützen. Die Auflösung der erwähnten Zielkonflikte muss die Akteure und ihre Ziele aus allen betroffenen Bereichen einschließen.

## 2. Gesellschaftliche Ziele und Rahmenbedingungen

Zentrales Ziel des Pflanzenbaus ist die **Produktion** von Pflanzen für die Ernährung der Menschen, für die Verfütterung an Tiere, als stoffliche Grundlage für die Herstellung unterschiedlicher Güter sowie für die Erzeugung von Bioenergie. Insbesondere im Nahrungsmittelbereich spielt die Produktqualität eine herausragende Rolle, vor allem hinsichtlich der gesundheitsrelevanten Eigenschaften. Die Produktion von Pflanzen ist eine **wirtschaftliche Aktivität**, die nur dann nachhaltig möglich ist, wenn sie die Einkommen der beteiligten Menschen sowie die Existenz der Betriebe langfristig sichert und gute Arbeitsbedingungen gewährleistet.

Pflanzenbau findet in einer globalisierten Welt im **Wettbewerb** auf weltweiten Agrarmärkten statt. Die Konzentration von Verarbeitung und Handel führt zu zunehmenden Vorgaben dieser Akteure. Die europäische und nationale Gesetzgebung, insbesondere die Agrar-, Umwelt- und Förderpolitik sind weitere Bestimmungsfaktoren. Die Wirkungen des Pflanzenbaus auf Umweltgüter werden den Produkten in der Regel nicht monetär zugerechnet. Das bedeutet auch, dass weder Belastungen noch Leistungen des Pflanzenbaus im Sinne des Umwelt- und Klimaschutzes monetär bewertet werden. Da herkömmliche pflanzenbauliche

Systeme aufgrund langer Reaktionszeiten schwer steuerbar sind, besteht ein ausgeprägtes Sicherheitsdenken, das in Verbindung mit hoher Spezialisierung, Fokussierung auf wenige Fruchtarten mit hohem Deckungsbeitrag und hohem Mechanisierungsgrad sowie hohen Ansprüchen an die äußere Qualität häufig zu einem überhöhten Einsatz von Pflanzenschutz- und Düngemitteln führt.

Ökologisch betrachtet ist die Pflanzenproduktion eine Ökosystemleistung neben verschiedenen anderen, wie z. B. der Bereitstellung von Trinkwasser oder der Erhaltung biologischer Diversität und eines ästhetischen Landschaftsbildes (Power, 2010). Produktiver Pflanzenbau hängt einerseits von anderen Ökosystemleistungen ab, etwa der Bestäubung durch Insekten, steht andererseits aber in Konkurrenz zu diesen, etwa der Artenvielfalt durch Ackerbeikräuter. Diese **Zielkonflikte**, vor allem zwischen der Produktions- und den ökologischen Funktionen, d.h. zwischen den bereitstellenden und den regulierenden bzw. unterstützenden Ökosystemleistungen, bestimmen die gesellschaftliche Diskussion und müssen im gesellschaftlichen Diskurs aufgelöst werden.

Die Lösung der Zielkonflikte im Sinne gesellschaftlich akzeptierter Optima erfordert Maßnahmen auf unterschiedlichen **Systemebenen** – der des Pflanzenbestandes, des Betriebs (inkl. der Tierhaltung) und der Landschaft. Während traditionell pflanzenbauliche Entscheidungen hauptsächlich auf Betriebs-, Schlag- oder Teilschlagebene getroffen werden, so gewinnen durch die notwendige Betrachtung der natürlichen Ressourcen zunehmend die Beziehungen zwischen Agrar- und anderen Ökosystemen auf Landschaftsebene an Bedeutung. Dies erfordert neben einer Erweiterung der Betrachtungsweise auch neue Vorgehensweisen bei der Entscheidungsfindung und –umsetzung.

Ebenso erfordert die Lösung der Zielkonflikte die **Quantifizierung** der Beziehungen zwischen den konkurrierenden Größen. In der Regel bedeutet eine verstärkte Erreichung des Ziels A eine verminderte Erreichung des Ziels B, wobei ab einem bestimmten Punkt der Nutzen einer zusätzlichen Einheit der einen Zielgröße häufig mit einer überproportionalen Verminderung der Erreichung des anderen Ziels einhergeht. Zugleich kann der Einsatz einer Maßnahme die Notwendigkeit anderer Maßnahmen nach sich ziehen. Welche Zielkombination mit welchen Maßnahmen angestrebt werden soll, muss Gegenstand des gesellschaftlichen Diskurses sein.

Im Folgenden werden zu den wichtigsten Themenbereichen die aktuellen Kontroversen und Zielkonflikte skizziert und Handlungsoptionen kritisch beleuchtet.

### 3. Biodiversität

#### 3.1. Aktuelle Kontroversen und Zielkonflikte

Die biologische Vielfalt umfasst drei Ebenen: die Vielfalt der Ökosysteme, die Artenvielfalt und die genetische Vielfalt innerhalb der Arten. Es wird zumeist davon ausgegangen, dass mit zunehmender Biodiversität die **Stabilität und Resilienz** von Ökosystemen und damit die Verfügbarkeit von Ökosystemleistungen abgesichert werden kann bzw. dass bei Unterschreitung eines kritischen Schwellenwertes bestimmte Leistungen nicht oder nur noch in eingeschränkter Form erbracht werden (Di Falco, 2012). Da die Landwirtschaft einen erheblichen Einfluss auf die Biodiversität in der Agrarlandschaft hat (Firbank, 2005; Jackson et al., 2007), beeinflusst die Wahl der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren auch den Umfang und die Qualität der erbrachten Ökosystemleistungen. Pflanzenbau zielt auf die Etablierung und Förderung bestimmter, als nützlich im Sinne des Produktionsziels angesehener Organismen, und auf die Zurückdrängung anderer, als schädlich betrachteter Organismen ab. Zugleich bieten landwirtschaftlich genutzte Flächen aber auch Lebensraum für zahlreiche Arten, die in einem ungestörten Habitat nicht konkurrenzfähig wären (z. B. zahlreiche Ackerwildkräuter, Grünlandarten sowie Feldvögel und Niederwild). Daher hat Pflanzenbau immer Einfluss auf die Artenzusammensetzung und Biodiversität in Agrarökosystemen, im Positiven wie im Negativen. Andererseits nutzt der Pflanzenbau aber auch funktionale Biodiversität, etwa für die Schaderregerregulation oder den Stoffumsatz im System Boden-Pflanze.

**Ursachen des Biodiversitätsrückgangs** auf landwirtschaftlichen Nutzflächen werden u.a. in einseitigen Fruchtfolgen, hohem Pflanzenschutzmitteleinsatz und hoher N-Düngung gesehen (Kremen et al., 2002; Meehan et al., 2011; Isbell et al., 2013). Dies kann zum direkten Verlust von wild lebenden Tier- und Pflanzenarten führen mit negativen Effekten auf Folgenutzer, denen die Nahrungsgrundlage fehlt (Flade, 2012). Eine ebenfalls große Wirkung geht von einer starken Veränderung der Standorteigenschaften landwirtschaftlich genutzter Flächen (z. B. Nährstoffstatus, pH-Wert, Wasserhaushalt) und der daraus folgenden Beeinträchtigung der Funktion als Lebensraum aus, so dass für viele Arten keine geeigneten Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen mehr vorhanden sind (Eglington, 2009; Stein-Bachinger und Fuchs, 2012; Sirami et al., 2019b).

Der drastische Rückgang der **Segetalflora**, für die die Ackerbewirtschaftung essentiell ist, hat weitreichende Folgen für

die Biodiversität in der Agrarlandschaft, da die Ackerflora Nahrungsgrundlage und Deckung für Insekten, Feldvögel, Feldhasen und andere wild lebende Tierarten darstellt (Holzschuh et al., 2007). Bundesweit gilt ca. ein Drittel der etwa 350 in Deutschland auf Äckern vorkommenden Arten als gefährdet (Hofmeister und Garve, 2006). Viele charakteristische Arten haben seit den 1950/60er Jahren um 95-99% im Bestand abgenommen (Meyer et al., 2014). Auf den meisten konventionell bewirtschafteten Äckern lassen sich im Feldinnern selten mehr als fünf bis sieben Arten pro Untersuchungspartelle finden (Gabriel et al., 2010). Die noch vorkommenden Gemeinschaften sind verarmt und zeigen einen starken Rückgang spezialisierter Taxa bei relativer Zunahme herbizidtoleranter (Heap, 2014) bzw. nitrophiler (Kleijn et al., 2011) Generalisten. Die Samenbank gefährdeter Ackerwildkrautarten ist durch intensive Bewirtschaftung vielerorts weitgehend verschwunden (Lang et al., 2016).

Biodiversitätsfördernde Maßnahmen wie z. B. die Reduktion des Einsatzes von chemisch-synthetischen Pflanzenschutzmitteln, des Düngemitelesinsatzes oder der Unkrautregulation, aber auch Ackerrandstreifen oder vielfältige Fruchtfolgen stehen in unterschiedlichem Umfang in einem **Zielkonflikt** mit der **Produktivität**. Einige Maßnahmen zur Förderung der Artenvielfalt sind in vielen Fällen mit teilweise erheblichen **Nutzungseinschränkungen** und dadurch mit indirekten Kosten verbunden. Dabei sind Maßnahmen auf der Produktionsfläche sowie in angrenzenden Strukturen wichtig, da viele Arten die bewirtschaftete Fläche als Teillebensraum nutzen, für die Reproduktion jedoch auf naturnahe, extensiv gepflegte Begleitbiotope wie Hecken, Säume oder Trockenrasen angewiesen sind. Gleichzeitig entstehen bestimmte Biodiversitätseffekte, z. B. im Bereich der floristischen Biodiversität, auf Produktionsflächen häufig erst bei einer deutlichen Reduktion der Produktionsintensität (Thies et al., 2010). Andere Maßnahmen wie der Verzicht auf breit wirkende Mittel (insbesondere Insektizide) und auf den präventiven Einsatz von Pflanzenschutzmitteln sowie der Einsatz von Nützlingen weisen dagegen nur sehr geringe bis keine Trade-offs zur Produktivität und Wirtschaftlichkeit auf (s.a. Kap. 6).

In Abhängigkeit der Bewirtschaftungsintensität zählt **Grünland** zu den artenreichsten Lebensräumen (Wilson et al., 2012). Über die Hälfte der ca. 3.600 in Deutschland heimischen Pflanzenarten kommen in Grünland-Biotopen vor, über 1.000 Pflanzenarten werden im engeren Sinne als Grünlandarten bezeichnet (Ellenberg und Leuschner, 2010; Gerowitt et al., 2013). In Untersuchungen von Heinz et al. (2015) im Rahmen des Grünlandmonitorings 2002 bis

2012 auf 2485 Flächen in Bayern wurden durchschnittlich ca. 20 Arten pro 25 m<sup>2</sup> gefunden, die Spanne reichte von 3 Arten bis zu 70 Arten. Ähnliche Artendichte wurde von Krause et al. (2014) im nord- und mitteldeutschen Grünland ermittelt. Weideflächen gehören mit zu den artenreichsten Biotopen, was sich auch darin widerspiegelt, dass sie einen maßgeblichen Anteil des High Nature Value Farmland ausmachen (EEA, 2004; Gerowitt et al., 2013). Eine hohe floristische und faunistische Artenvielfalt weist vor allem extensiv genutztes Grünland auf, welches nach wie vor durch Intensivierung, Nutzungsaufgabe oder Aufforstung bedroht ist (Batáry et al., 2015). Eine extensive Nutzung erfüllt die Multifunktionalität in stärkerem Maße als intensive Nutzung (Jedicke, 2014; Le Clec'h et al., 2019).

Die für „künstliche Grünlandbestände“ (artificial grassland) dokumentierte positive Beziehung zwischen Artenvielfalt und Produktivität (Weisser et al., 2017) kann für Dauergrünlandbestände nicht bestätigt werden (Oomes, 1992; Schneider et al., 2011; Rose und Leuschner, 2012). Die **Biodiversitäts-Produktivitäts-Beziehung** im Dauergrünland ist deshalb Gegenstand kontroverser Diskussion (Manning et al., 2019), wobei eine Artenzahl von 5, ab der im künstlichen Grünland eine Sättigung der Produktivitätsfunktion erkennbar ist (Roy, 2001), im Dauergrünland oft erreicht oder sogar (weit) überschritten wird. Eine extensive Nutzung resultiert meist in einer geringeren Futterqualität, die eine Verwertung über das Tier einschränkt (Heinz et al., 2014). Extensivierungen im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen, die eine reduzierte Nutzungsfrequenz, späte Nutzungstermine sowie unterlassene N-Düngung umfassen, können die Ausbreitung von Giftpflanzen (Herbstzeitlose, Jakobskreuzkraut, Wasserkreuzkraut) fördern, die tierartspezifisch eine Verwertung stark einschränken kann bzw. ausschließt und über Managementmaßnahmen unter den gegebenen Rahmenbedingungen nur schwierig zu beheben ist (Suter und Lüscher, 2008; Winter et al., 2014). Alternative Wege in der Verwertung von Extensivgrünland, wie beispielsweise eine thermische Nutzung oder Biogaserzeugung, wurden ausführlich analysiert (Tonn et al., 2010; Bühle et al., 2012). Artenreiche Grünlandbestände sind resilienter gegenüber Trockenheit (Klaus et al., 2016) und können mehr Kohlenstoff speichern als artenarme (Lange et al., 2015; Kagiya et al., 2019). Eine Diversifizierung von Grünlandbeständen kann somit auch als Anpassungsstrategie zu einer Steigerung der Resistenz und Resilienz gegenüber einer zunehmenden Klimavariabilität beitragen. Dabei ist Artenvielfalt per se nicht ausreichend (Kahmen et al., 2005), wichtig ist vielmehr die sinnvolle Zusammensetzung



von Beständen mit erwünschten funktionalen Eigenschaften (Hofer et al., 2016).

Durch Grünlandumbruchverbote und die Ökologisierungsanforderungen der GAP 2013 konnte die Dauergrünlandfläche mittlerweile stabilisiert werden (Statistisches Bundesamt, 2019b) – das eigentliche Ziel, der Schutz der Biodiversität in Agrarlandschaften über den Erhalt von artenreichem Grünland, wurde jedoch nicht erreicht. Vielmehr ist eine Abnahme der Biodiversität von Grünlandflächen festzustellen (Hötter et al., 2014; Hünig und Benzler, 2017; Seibold et al., 2019).

### 3.2. Maßnahmen zur Förderung der Biodiversität

Die Erhaltung und Förderung der Biodiversität in Agrarökosystemen erfordert Maßnahmen auf Landschafts-, Betriebs- und Feldebene. Die Förderung der Biodiversität kann durch **produktionsintegrierte Maßnahmen** (reduzierter Insektizid- und Herbizideinsatz, vielfältige Fruchtfolge, späte Stoppelpbearbeitung bzw. überwinternde Stoppelbrache (auch kleinflächig), Drilllücken, differenzierte Nutzungsregime im Grünland und Feldfutterbau, extensive Grünlandbewirtschaftung) sowie **segregative Maßnahmen** (Blühstreifen, Säume etc., Gottwald und Stein-Bachinger (2016)) erreicht werden. Positive Wirkungen dieser Maßnahmen sind vielfach nachgewiesen (Smith et al., 2009; Humbert et al., 2010; Stein-Bachinger und Fuchs, 2012; Tschumi et al., 2016). Das Spektrum der vorhandenen Maßnahmen ist sehr breit und bietet die Möglichkeit, individuell je nach Standort und Bewirtschaftungsintensität dem Artenverlust entgegenzuwirken.

Auf **Betriebsebene** wird die **Umstellung auf ökologischen Landbau** als wirksame Maßnahme zur Erhöhung der Biodiversität genannt. Allerdings besteht hier ein zentraler Zielkonflikt aufgrund der zum Teil deutlich niedrigeren Erträge im ökologischen Landbau (Ponti et al., 2012; Gabriel et al., 2013). So konnten Thies et al. (2010) für die Gruppe der Ackerwildkräuter eine negative Korrelation zwischen Artenvielfalt und Winterweizenertrag bei unterschiedlicher Bewirtschaftung schlagbezogen nachweisen. Die Artenvielfalt an Ackerwildpflanzen war in den ökologischen Feldern fast dreimal so hoch wie in den deutlich ertragsstärkeren konventionellen. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass auch im konventionellen Landbau eine höhere Artenvielfalt nur erreicht werden kann, wenn die Intensität des Dünge- und Pflanzenschutzmitteleinsatzes drastisch gesenkt wird, was aber ebenfalls Ertrageinbußen zur Folge hat. Übergreifende Arbeiten weisen für den ökologischen Landbau eine

um ca. 30% höhere Artendiversität und etwa 50% höhere Abundanzen auf (Bengtsson et al., 2005). Eine aktuelle, quantitative Auswertung von Vergleichsuntersuchungen im konventionellen und ökologischen Landbau für den Zeitraum 1990 bis 2017 (98 Studien mit 474 Vergleichspaaren) belegt, dass bei 85% (Flora) bzw. 40% (Fauna) der Vergleichspaare deutliche Vorteile durch ökologischen Landbau in Bezug auf die Artenvielfalt und Abundanz bestehen (Stein-Bachinger et al., 2021). Nur in 6 dieser Studien (17 Vergleichspaare, 4%) waren Vorteile durch konventionelle Bewirtschaftung vorhanden. Die Wirkungen sind bei den einzelnen Artengruppen unterschiedlich stark ausgeprägt. So lagen die mittleren Artenzahlen der Ackerflora bei ökologischer Bewirtschaftung um 95% (im Ackerinnern sogar um 304%) und bei der Ackersamenbank um 61% höher als im konventionellen Landbau. Bei den Feldvögeln waren die Artenzahlen um 35%, bei den Insekten um 22% höher. Bei der Fauna sind die bewirtschaftungsbedingten Effekte nicht so deutlich ausgeprägt wie bei den Pflanzen, da viele Tiere sehr mobil sind und auch stärker von der Landschaftsstruktur und dem Vorhandensein von Begleitbiotopen abhängen (Fuller et al., 2005; Batáry et al., 2010; Gabriel et al., 2010). Daher ist bei einigen Arten auch die Umstellung auf ökologischen Landbau nicht ausreichend. So benötigen z. B. Feldvögel einen störungsfreien Brutzeitraum im Grünland oder Kleeegrasanbau, der in der Praxis bei der Futterwerbung aufgrund von Qualitätsanforderungen nicht eingehalten werden kann. Diesem Zielkonflikt kann durch spezielle produktionsintegrierte Maßnahmen begegnet werden (Stein-Bachinger und Fuchs, 2012). Auch für die Förderung vieler Spezialisten sind **besondere Standort- und Bewirtschaftungsmaßnahmen** notwendig. So sind bestimmte Arten auf ertragsarme Standorte und besonders extensive Formen der Bewirtschaftung angewiesen, die eine rentable Landnutzung nur noch schwer ermöglichen (Gabriel et al., 2013). Der Erhalt solcher Arten kann nur in Kombination mit einer Landnutzung erfolgen, bei der die Höhe des Ertrags nicht prioritär ist.

In allen Anbausystemen kann die Biodiversität durch die Förderung der **Fruchtarten- und Sortenvielfalt** sowie durch die Integration neuer Fruchtarten erhalten oder erhöht werden (Sirami et al., 2019a). Dabei kommt der Integration von Leguminosen, insbesondere von mehrjährigen Futterleguminosen und –Gemengen und dem Erhalt von mäßig intensiv genutztem Grünland (z. B. Zweischnitt-Wiesen) besondere Bedeutung zu (Everwand et al., 2017). Die züchterische Weiterentwicklung von Leguminosen sowie die Schaffung von Vermarktungsmöglichkeiten spielt dabei eine

entscheidende Rolle. In Zukunft könnte auch die Digitalisierung und Sensortechnologien in einigen Bereichen unterstützend wirken, z. B. der automatisierten Beikrautregulierung durch autonome Roboter.

Maßnahmen auf **Landschaftsebene** werden als wesentlich wirksamer für die Förderung der Biodiversität angesehen als schlagbezogene Veränderungen wie die Umstellung auf ökologischen Landbau (Batáry et al., 2015). Wirksame Maßnahmen auf Landschaftsebene bestehen in der Förderung einer **kleinteileren Anbaustruktur** (Sirami et al., 2019b) mit einem diverseren Fruchtartenspektrum, Agroforstsystemen und dem Erhalt bzw. der Neuanlage von **Strukturelementen** wie Hecken und Ackerrandstreifen. Zur Förderung von Artenvielfalt sind Saumbiotopverbunde und eine (zusammenhängende) Strukturvielfalt essentielle Elemente (Sirami et al., 2019b). Hierzu bedarf es auch einer Änderung der Förderregulieren bei der Berücksichtigung von Strukturelementen.

Als Landnutzungssysteme mit vergleichsweise hoher Biodiversität und Selbstregulation kommt den **Grünlandsystemen** große Bedeutung in nachhaltig strukturierten Agrarlandschaften zu. Die Förderung der Weidetierhaltung hat nicht nur Relevanz im Hinblick auf das Tierwohl, sondern auch für die Biodiversität (Geiger et al., 2010; Heldbjerg et al., 2016). Die Extensivierung von Teilflächen in ansonsten intensiv genutzten Regionen/Flächen wird als eine Möglichkeit gesehen, Strukturvielfalt mit geringen Ertragsverlusten zu etablieren. Auf Futterbaubetrieben mit abgestufter Grünlandnutzung ist es möglich, eine hohe Biodiversität zu erhalten und gleichzeitig leistungsfähig Milch zu produzieren (Huguenin-Elie et al., 2018). Erfolgreiche Ansätze zum zeitlich begrenzten Aussparen von Teilflächen von Wiesen oder Weiden sind aus Süddeutschland (Boob et al., 2019) und Frankreich dokumentiert (Farruggia et al., 2012; Ravetto Enri et al., 2017). Um den damit verbundenen höheren Zäunungsaufwand zu kompensieren, bieten neuartige Technologien wie das „Virtual Fencing“, d.h. virtuelle Zäune, die den Tieren über physikalische Signale die Begrenzung des Weidebereichs anzeigen, einen vielversprechenden Ansatz (Umstatter, 2011; Riesch et al., 2020). Zur Anwendbarkeit dieser Technologien fehlen derzeit aber noch rechtlich bindende Regelungen.

Für Bestäuberinsekten ist es von zentraler Bedeutung, dass das **Blütenangebot** in der Agrarlandschaft über einen weiten Bereich der Vegetationsperiode wieder erhöht wird. Die Mehrzahl der Grundnahrungspflanzen sind Selbstbefruchter, windbestäubt oder vegetativ vermehrt (RICHARDS 2001). Im Verlauf von Domestikation und

Sortenentwicklung wurde mit der gewünschten Sortenuniformität und durch Selektion auf sicheren und hohen Samenansatz Selbstbefruchtung gefördert (Palmer et al., 2009). Diese Trends wurden mit der Industrialisierung der Land- und Ernährungswirtschaft verstärkt, sodass nur noch wenige ackerbauliche Kulturen mit geringer Anbaufläche, vornehmlich im Feldfutterbau, fremdbefruchtende Blütenpflanzen sind. Infolge des Rückgangs der Insekten allgemein (Benton et al., 2002; Hallmann et al., 2017; Wagner, 2020), sowie von (Wild)bienen im Besonderen (Powney et al., 2019), besteht die Forderung auch an die Pflanzenproduktion, Ökosystemleistungen wie die Versorgung von Bestäubern zu berücksichtigen (Palmer et al., 2009). In der nordeuropäischen Landwirtschaft stellt Raps, obwohl weitgehend selbstbestäubt, eine wesentliche Grundlage für die Frühjahrsversorgung blütenbesuchender Insekten dar. Nach Ende der Rapsblüte tritt, insbesondere aufgrund des Rückgangs von blütenreichem Grünland und Futterbau in der Agrarlandschaft, eine Trichtlücke ein, die durch ernährungsphysiologisch interessante Arten wie Buchweizen (Ölschläger et al., 2009), Sonnenblumen, Leindotter, Weißklee (z.B. als Untersaat), Esparsette, Sojabohnen (Suso et al., 2016), Ackerbohnen (Suso und del Río, 2015; Suso et al., 2016), und Linsen (Horneburg, 2006) gefüllt werden könnte.

Aufgrund der Vielzahl an parallel wirkenden Faktoren und der sehr hohen Kosten ist die experimentelle Ermittlung des **Flächenanteils**, der erforderlich wäre, um den Artenverlust aufzuhalten bzw. um überlebensfähige Populationen wiederherzustellen, kaum möglich (Oppermann et al., 2019). Eine Umfrage von 30 Artenexperten zu 50 Arten/-gruppen ergab, dass – bezogen auf das Grünland – artenreiche Wiesen und Weiden im Umfang von 20-30% der Fläche und zusätzlich ein Flächenanteil von je 5% an Altgrasstreifen, Brachflächen, Puffer- und Uferrandstreifen für notwendig gehalten werden, um die Insektenvielfalt zu erhalten bzw. zu fördern (Oppermann et al., 2019). Dabei gilt: Je größer der Umfang der Fläche mit Intensivnutzung, desto größer der Maßnahmenbedarf. Die Biodiversitätsmaßnahmen sind regionaltypisch anzupassen und sollten ein breites Spektrum verschiedener Maßnahmen mit jeweils unterschiedlichen Anteilen beinhalten. Die Autoren schätzen, dass im Mittel bundesweit mindestens **20-30% der Agrarfläche für eine Extensivnutzung** mit unterschiedlichsten Maßnahmen zur Verfügung stehen sollten, damit die Biodiversität nachhaltig gesichert werden kann. Allerdings besteht die Möglichkeit, dass die durch solche Extensivierungsmaßnahmen in Deutschland entstehenden Produktionsrückgänge durch Landnutzungsänderungen in anderen Regionen der Welt

kompensiert werden (z. B. Futtermittelanbau in den Tropen) und dort zu einem entsprechenden Lebensraum- und damit Biodiversitätsverlust führen. Landschaftsbezogene Maßnahmen wie Fruchtartendifferenzierung, reduzierte Feldgröße und die Förderung seminaturlicher Habitats in Agrarlandschaften können dabei größere Wirkungen auf die Biodiversität entfalten als die Umstellung auf ökologischen Landbau (Tscharnke et al., 2021).

## 4. Klimarelevanz und Klimaresilienz

### 4.1. Aktuelle Kontroversen und Zielkonflikte

Die Landwirtschaft ist sowohl Verursacherin als auch Betroffene von Klimaänderungen: So werden einerseits im Pflanzenbau v. a. im Zusammenhang mit der N-Düngung klimarelevante Spurengase freigesetzt, die aber nur in einem gewissen Maße aktiv gesteuert werden können. Andererseits haben die anthropogenen Klimaänderungen Einfluss auf die Pflanzenproduktion und erfordern die Entwicklung klimaresilienter Anbausysteme.

Die Landwirtschaft gilt als einer der eher „kleinen“ Verursacher von **Treibhausgasemissionen**. Weltweit verursacht die Landwirtschaft derzeit nur etwa 10-12% der anthropogenen Treibhausgasemissionen (IPCC, 2019). Allerdings ist die Landwirtschaft wesentliche Verursacherin der weltweiten Lachgas- (ca. 78%), und Methan-Emissionen (knapp 40%, IPCC, 2019). Letztere stehen v. a. im Zusammenhang mit der Tierhaltung. Im Pflanzenbau treten als Treibhausgasquellen neben den CO<sub>2</sub>-Emissionen durch den Einsatz fossiler Energieträger (Dieselkraftstoff, im Vorleistungsbereich Erzeugung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, Maschinen und Geräten, etc.) Lachgasemissionen aus Böden durch die mikrobielle Reduktion von Stickstoffverbindungen (Denitrifikationsprozesse), CO<sub>2</sub>-Freisetzung durch Humusabbau v. a. in anmoorigen und moorigen Standorten sowie Treibhausgasflüsse aus entwässerten Mooren auf.

Zahlreiche Untersuchungen zeigen mit steigenden N-Inputs einen zunächst linearen Anstieg der bodenbürtigen **N<sub>2</sub>O-Emissionen** (Bouwman, 1996; Flessa et al., 2002), bei höheren Düngergaben (> ca. 200 kg/ha) steigen die Emissionen überproportional stark an (van Groenigen et al., 2010). Aktuelle Untersuchungen aus Deutschland und England belegen allerdings deutlich geringere N<sub>2</sub>O-Emissionen in Relation zur Stickstoffzufuhr als der IPCC-Ansatz von 1% N<sub>2</sub>O-N-Emission (Ruser et al., 2017), wobei erhöhte Emissionen in Zusammenhang mit der organischen Düngung

gebracht werden (Möller, 2020). Zugleich sinkt mit steigender N-Düngung der Zusatznutzen kontinuierlich ab (Gesetz des abnehmenden Ertragszuwachses), wie zahlreiche N-Steigerungsversuche in verschiedenen Regionen Deutschlands zeigen (Heyn und Olf, 2018). Ein weiteres Problem bei der Düngung sind zu hohe Ertragsannahmen bei der Bedarfsermittlung, die zu geringe Anrechnung der Nährstoffwirkung organischer Düngemittel und „Sicherheitszuschläge“ bei der N-Düngung, um ein erwünschtes Ertragsniveau abzusichern (MacLeod et al., 2010; Techen et al., 2015).

Besonders kritisch wird häufig der Beitrag der Wiederkäuer zur **Methanemission** bewertet. Allerdings sind Wiederkäuer die einzige Nutztiergruppe, welche die weltweit, wie auch in Deutschland, enormen Flächen an Grünland nutzbringend zu Milch und Fleisch verwerten können. Eine grünlandbasierte Wiederkäuerhaltung ist deshalb ein unverzichtbares Element landwirtschaftlicher Landnutzung, während der Einsatz von lebensmitteltauglichen Futtermitteln in der Wiederkäuerfütterung im Sinne der THG-Reduktion kontraproduktiv wirkt.

Bisher fehlen wissenschaftlich begründete und realisierbare **Zielwerte** zu Treibhausgas (THG)-Emissionen im Pflanzenbau. Grundsätzlich ist jede landwirtschaftliche Nutzung mit unvermeidbaren THG-Emissionen verbunden. Für die Bewertung von Klimawirkungen von Pflanzenbausystemen ist es nicht nur wichtig, möglichst vollständige THG-Bilanzen zu berechnen, die alle relevanten THG-Flüsse einschließen, sondern auch vermeidbare von faktisch unvermeidbaren Emissionen zu unterscheiden, um realistische Zielwerte für Verbesserungen ableiten zu können.

Der Klimawandel stellt den Ackerbau vor große Herausforderungen, da bereits eingetretene sowie prognostizierte Klimaänderungen wie höhere Temperaturen, veränderte Niederschlagsverteilung (mit vermehrten Trockenstressereignissen in den Frühjahrs- und Sommermonaten und vermehrter Staunässe in den Herbst- und Wintermonaten), häufigere Extremwetterlagen sowie höhere CO<sub>2</sub>-Konzentrationen der Luft deutlichen Einfluss auf die Ertragsbildung haben (van der Kooi et al., 2016; Lüttger und Feike, 2018; Bönecke et al., 2020). Dies betrifft das **Ertragsniveau** und v. a. die **Ertragsicherheit** (Hitze- und Trockenstress, Extremwetter), aber auch die Qualität der Ernteprodukte, die Anbauwürdigkeit bestimmter Kulturarten, die Erosionsgefährdung von Böden, das Auftreten von Krankheiten und Schädlingen und wahrscheinlich auch in gewissem Maße den Stoffumsatz von Böden (Humusdynamik, Wiesmeier et al., 2016; Riggers et al., 2021). Andererseits kann sich der CO<sub>2</sub>-Düngeeffekt positiv auf das Pflanzenwachstum auswirken (Ainsworth und



Long, 2021). Steigende Temperaturen und mildere Winter ermöglichen eine Erweiterung des Arten- und Sortenspektrums. Neben den direkten Auswirkungen einzelner Änderungen kommt es auch zu umfangreichen Wechselwirkungen – beispielsweise eine verringerte Düngewirksamkeit bei Trockenheit (He und Dijkstra, 2014), oder ein verändertes Schaderreger- und Unkrautauftreten bei steigenden Temperaturen, vermehrtem Trockenstress und steigenden CO<sub>2</sub>-Konzentrationen (Seidel, 2016; Juroszek et al., 2020).

#### 4.2. Klimaschonende Anbausysteme

In der Wissenschaft besteht ein Konsens darüber, dass eine Verminderung der Emissionen klimarelevanter Gase im Pflanzenbau nur durch einen **Maßnahmen-Mix** erreicht werden kann (Grethe et al., 2021). Vorrangig betrifft dies die Erhaltung und Erhöhung der Kohlenstoffszenkapazitäten (Humus), die Verminderung des Energieeinsatzes und die Senkung der Stickstoffüberschüsse.

In der öffentlichen Diskussion wird häufig in der **Humusanreicherung** eine Maßnahme zur Dämpfung des Anstiegs der CO<sub>2</sub>-Konzentration in der Atmosphäre gesehen, z. B. in der sog. 4-Promille-Initiative (IVPTI, 2022). Allerdings zeigen Erhebungen, dass sich die Humusgehalte in Bayern und Niedersachsen in den vergangenen 30 bis 40 Jahren kaum verändert haben (Fortmann et al., 2012; Capriel, 2013). Studien aus NRW berichten von einer Zunahme von C<sub>org</sub> im Oberboden und einer Abnahme im Unterboden von 2005 bis 2013 (Steinmann et al., 2016b). Die Autoren begründen die Abnahme mit der intensiven Bewirtschaftung bzw. unzureichenden Humuswirtschaft, aber auch mit zeitlich weiter zurückliegenden Umbrüchen von humusreichem Grünland oder Nachwirkungen einer Krümmenvertiefung. Steinmann et al. (2016a) berichten von einem Anstieg der Kohlenstoffgehalte im Oberboden in Ackerböden in den 1980er Jahren in ganz NRW (von 1,87% im Jahr 1979 auf 2,82% im Jahr 1987), sowie einem exponentiellen Rückgang von 1988 bis 2015 (1,42% C<sub>org</sub> im Jahr 2015), ohne dass ein neues Gleichgewicht erreicht wurde. Die Autoren kommen zu dem Schluss, dass frühere Veränderungen in der Landnutzung, insbesondere umfangreicher Grünlandumbruch bis 1990, die Entwicklung des C<sub>org</sub> von 1979 bis 2015 gesteuert haben. Aus Dauerfeldversuchen geht hervor, dass die Humusgehalte v. a. von der Bodentextur, dem Wasserhaushalt und den Klimabedingungen abhängig sind. Pflanzenbauliche Maßnahmen besitzen nur begrenzte Potentiale der Humusanreicherung, die maximale Anreicherung beträgt etwa 10% des *status quo* (Diez und Bachthaler, 1978;

Zimmer et al., 2005) bzw. ca. 1‰. Eine Anreicherung von etwa 500 kg C ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> entspricht einer CO<sub>2</sub>-Bindung von ca. 1,83 t ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Umgerechnet auf jeden Einwohner Deutschlands wären dies (bei 11 Mio. Hektar Ackerland und 82 Mio. Einwohnern) etwa 245 kg CO<sub>2</sub>/Einwohner. Bei einem jährlichen pro-Kopf CO<sub>2</sub>-Ausstoß von 10.000 bis 12.000 kg CO<sub>2</sub> könnten konsequente Humusanreicherungsstrategien <2% unseres CO<sub>2</sub>-Ausstoßes über einen begrenzten Zeitraum von 10 bis 20 Jahren kompensieren. Zu beachten sind darüber hinaus unerwünschte Nebenwirkungen einer Humusanreicherung. Dazu gehören u. a. das höhere – kaum gezielt kontrollierbare – Mineralisationspotenzial des Bodens (Gefahr erhöhter Nitratauswaschung), und insbesondere stark erhöhte Lachgasemissionen aus Böden mit höheren Humusgehalten, die die Netto-Klimawirkungen sogar ins Gegenteil verkehren können (Owen et al., 2015; Lugato et al., 2018; Riggers et al., 2021).

Durch sein Potential, über längere Zeiträume Kohlenstoff im Boden zu akkumulieren, stellt **Dauergrünland** eine **Kohlenstoffsénke** dar und kann somit zum Klimaschutz beitragen (Poeplau, 2021). Die Höhe der Senkenaktivität wird jedoch stark durch Umweltverhältnisse beeinflusst. Ein entscheidender Faktor ist die Höhe des Grundwasserstandes, vor allem für organische Böden. So kann unter der Einwirkung von Hitze und Trockenstress Grünland auch auf Mineralböden zeitweise zur Netto-C-Quelle werden (Jansen-Willems et al., 2016). Zum anderen wird die Netto-C-Speicherung von der Düngung (Poeplau et al., 2018) und Intensität der Nutzung beeinflusst und sinkt mit zunehmendem Export durch Beweidung und/oder Schnitt (Soussana et al., 2010; McSherry und Ritchie, 2013). Mit steigender Nutzungsintensität steigen auch die N<sub>2</sub>O-Emissionen, so dass die THG-Bilanz von Grünlandflächen u.U. auch positiv sein kann (Skiba et al., 2009).

Herstellung und Anwendung von pyrolysierten **Pflanzenkohlen** besitzen ein erhebliches Potenzial zur C-Sequestrierung in Böden (Schmidt et al., 2019). In einem über sechs Jahre laufenden Versuch im Mittleren Westen der USA trat infolge der Zugabe von pyrolysierte Pflanzenkohle ein negativer Priming-Effekt auf, der zu einer Verdoppelung der im Boden akkumulierten C-Menge führte (Blanco-Canqui et al., 2020). Gleichzeitig zeigte eine Meta-Studie auf der Basis von 56 Publikationen, dass Pflanzenkohle mit Zusatz von organischen oder mineralischen Düngern zu einer Steigerung des Ertrags um im Mittel 15% im Vergleich zur alleinigen Zugabe des Düngers führte (Ye et al., 2020). Allerdings beruhen diese Werte v. a. auf Ergebnissen in stark degradierten, meist tropischen Böden. Studien aus



gemäßigten Klimaregionen zeigen keine pflanzenbaulichen Vorteile einer Anwendung von solchen „Bodenverbessern“ (Ruysschaert et al., 2016; Jeffery et al., 2017), aber durch eine Reduktion der Lachgasemissionen (Borchard et al., 2019). Mit Kohlen aus der hydrothermalen Karbonisierung (HTC-Kohlen) wurden eher negative Ertragswirkungen festgestellt (Weber et al., 2016). Zu bedenken sind zudem die sehr begrenzte Verfügbarkeit von Biomasse als Substrat und Nutzungskonkurrenzen, sowie die sehr hohen Kosten dieses Weges der CO<sub>2</sub>-Verminderung.

Eine wirksame Maßnahme zur Verminderung klimarelevanter Gase ist der Schutz von Moorböden. In Deutschland wäre die **Wiedervernässung** von organischen Böden die mit Abstand effektivste Klimaschutzmaßnahme im Bereich der Bodenkohlenstoffspeicherung (Don et al., 2018). Die Moorrenaturierung ist 20 bis 30-mal wirksamer als der Versuch einer Humusanreicherung in Mineralböden. Die Wiedervernässung von organischen Böden bedeutet aber unter Umständen deren Nutzungsaufgabe oder zumindest eine Umstellung auf Paludikultur.

Konservierende **Bodenbearbeitung** wird auch regelmäßig als Maßnahme zur Erhöhung der Humusgehalte im Boden genannt. Einer Humusanreicherung an der Bodenoberfläche stehen jedoch geringere Gehalte in den unteren Krümmenbereichen gegenüber (Sainju et al., 2008; Malhi et al., 2011; Seiter et al., 2017). Die Nettoeffekte sind umstritten (Hunt et al., 2020) und in Relation zum jährlichen anthropogenen CO<sub>2</sub>-Ausstoß irrelevant. Zudem können Minimalbodenbearbeitungssysteme zu erhöhten Lachgasemissionen führen (Palma et al., 1997; Liu et al., 2007; Abdalla et al., 2013). Eine Reduktion der Intensität der Bodenbearbeitung führt zu Treibstoffeinsparung und erhöht in der Regel den Erosionsschutz, kann aber zu einem erhöhten Pflanzenschutzmitteleinsatz (Herbizide, ggf. Fungizide aufgrund unzureichender Unterbrechung von Infektionsketten) führen, und zugleich höhere Ernterisiken sowie im Durchschnitt ggf. etwas niedrigere Erträge bedeuten (Feike et al., 2020). All diese Maßnahmen können daher mit Landnutzungsänderungen in anderen Regionen der Welt einhergehen und dort überproportionale Zunahmen der THG-Emissionen nach sich ziehen.

Ein wesentlicher Pfad zur Reduktion der Treibhausgasemissionen führt über die Minderung der N-Inputs und die Erhöhung der N-Effizienz bzw. die **Reduzierung der N-Salden**, denn die Produktion von N-Mineraldüngern ist ein wesentlicher Faktor bei der Treibhausgasbilanz konventioneller Anbausysteme (Küstermann et al., 2008). Deutliche N-Reduktionspotenziale bestehen z. B. bei der Kultur Mais durch stärkere Anrechnung der N-Nachlieferung aus

dem Boden bei der Düngerbemessung (Sela et al., 2017; Morris et al., 2018), sowie beim Anbau von Backweizen durch eine Anpassung der Qualitätsziele (Zörb et al., 2018). Eine verhaltene Düngung würde zugleich eine gewisse Verminderung der Pflanzenschutzintensität ermöglichen, da das Auftreten zahlreicher Schaderreger durch eine hohe N-Düngung gefördert wird (Olesen et al., 2003; Hossard et al., 2014). Die Anwendung von Stickstoffdüngern mit erhöhter Effizienz durch Umhüllung oder Umsetzungsinhibitoren kann ebenfalls zur Reduktion der N<sub>2</sub>O und NO-Emissionen sowie des Energieeinsatzes für die Düngemittelproduktion beitragen (Akiyama et al., 2010; Kanter und Searchinger, 2018). Für die Implementierung von Strategien zur N-Reduzierung ist die Weiterentwicklung von dynamischen Modellen zur Düngedarfsermittlung im Kontext der aktuellen Witterung, der Wetterprognose und der Bestandes- und Standortgegebenheiten unerlässlich.

Eine Reduktion der Stickstoffdüngung unter den Wert, der eine Ausschöpfung des standort- und jahresspezifischen Ertragspotentials ermöglicht, birgt jedoch die Gefahr, dass indirekte Landnutzungsänderungen induziert werden können. Bei Berücksichtigung dieser Effekte kann die **N-Düngungsintensität**, die zur maximalen CO<sub>2</sub>-Äquivalenteinsparung je Hektar führt, nahe dem ökonomischen Düngungsoptimum liegen (Sylvester-Bradley et al., 2015; Rübiger et al., 2020). In der pflanzenbaulichen Praxis liegt die reale Düngung jedoch häufig oberhalb dieser Intensität (Techen et al., 2015), eine präzisere Düngungsbemessung stellt daher ein wesentliches Instrument zur Verminderung von Nitrat- und THG-Emissionen dar (MacLeod et al., 2010; Grethe et al., 2021).

Optimierungspotential zur Steigerung der **N-Nutzungseffizienz in Grünlandsystemen** und der Reduktion des Methanoutputs von Rindern wird im Einsatz geeigneter Leguminosen gesehen. Auch die Erweiterung von Futterpflanzenmischungen um die funktionale Komponente nicht-leguminöser Kräuter ist mit positiven Effekten auf die tierische Gesundheit und Leistung, die N-Verwertung und N-Emissionen verbunden (Pembleton et al., 2016; Bryant et al., 2018; Judson et al., 2018; Ineichen et al., 2019; Simon et al., 2019). Hinsichtlich der produktbezogenen *carbon footprints* können alle grünlandbasierten Milchproduktionssysteme hohe Effizienzen erreichen, bei einem allerdings stark differierenden Leistungsniveau (Lorenz et al., 2019). Dies zeigt, dass es auch in der Milchviehhaltung keine einfachen Lösungen gibt. Systemempfehlungen sollten daher betriebsstrukturelle und regionale Aspekte berücksichtigen (Reinsch et al., 2018).

Ökologische wie konventionelle **Anbausysteme** unterscheiden sich kaum in ihren produktbezogenen THG-Emissionen, eine Meta-Studie weist sogar leicht erhöhte produktbezogene Lachgasemissionen für ökologische Anbausysteme auf (Skinner et al., 2014). Daher gibt es in jedem Anbausystem Anlass, die THG-Emissionen weiter zu reduzieren. Der derzeitige Ansatz, die (flächenbezogenen) Klimaverpflichtungen der Landwirtschaft durch eine Ausweitung des ökologischen Landbaus zu erfüllen, kann dazu führen, dass es aufgrund der niedrigeren Erträge im ökologischen Landbau zu erhöhten Importen aus Drittländern und damit zu einer Verlagerung der THG-Emissionen ins Ausland kommt, wenn nicht gleichzeitig eine Änderung der Konsumgewohnheiten (weniger tierische Lebensmittel, Reduktion von Lebensmittelabfällen) erfolgt. Bereits jetzt übersteigt die für den Inlandsverbrauch von Ernährungsgütern benötigte Fläche von 19,1 Mill. ha die im Inland für Ernährungszwecke genutzte Fläche um 5 Millionen ha (Statistisches Bundesamt, 2019a). Die konventionelle Landwirtschaft kann den größten Beitrag zur Reduktion der THG-Emissionen durch einen maßvollen Betriebsmitteleinsatz (insbesondere der N-Düngung) und durch Senkung der N-Überschüsse leisten. Der ökologische Landbau steht vor der Herausforderung, die Emissionen beim Management der organischen Düngemittel zu reduzieren. Ziel für beide Systeme sollte eine Reduktion der produktbezogenen Emissionen sein.

#### 4.3. Klimaresiliente Anbausysteme

Im Kontext des Klimawandels steht der Pflanzenbau vor großen Herausforderungen. Es gilt, die pflanzenbaulichen Maßnahmen wie Arten- und Sortenwahl, Bodenbearbeitung, Aussaat, Düngung und Pflanzenschutz so an die stärker wechselnden Bedingungen anzupassen, dass die Resilienz der Anbausysteme zunimmt. Eine der zentralen Maßnahmen ist hierbei die Erweiterung des **Kulturpflanzenpektrums** sowie die Diversifizierung bzw. die Anpassung der Fruchtfolgen. Generell führt die Diversifizierung der Anbausysteme in den meisten Fällen zu einer erhöhten Resilienz gegenüber klimatischen Änderungen (Dardonville et al., 2020). Unsicherheiten in der Entscheidungsfindung geeigneter Maßnahmen könnten durch bessere Klima- und Wettermodelle adressiert werden. Landwirtschaft und Gesellschaft werden sich mehr Gedanken über die Speicherung der **Winterniederschläge**, die weitere Ausdehnung der **Bewässerungslandwirtschaft** und die Lösung der daraus entstehenden Nutzungskonflikte um die Ressource Wasser machen müssen. Auch in der Züchtung werden Arten

und Sorten mit höherer Trockenstress- und Hitzetoleranz an Bedeutung gewinnen. Die Förderung der **Unterbodendurchwurzelung** durch gezielte Schonung und Entwicklung der Bodenstruktur sowie tiefwurzelnde Genotypen und Arten können wesentlich zur Trockenheitsresilienz beitragen (Dardonville et al., 2020).

Die Erhöhung der **Wasserrückhaltefähigkeit** erfordert nicht nur geeignete Maßnahmen bei der Flurneueordnung, sondern auch die Erhöhung der Infiltrationsfähigkeit der Böden und die Optimierung der Porengrößenverteilung. Neuere Untersuchungen zeigen, dass im Rahmen der beeinflussbaren Veränderungen die Humusgehalte kaum nachweisbare Wirkungen auf die nutzbare Feldkapazität des Bodens haben (Blanco-Canqui et al., 2015; Libohova et al., 2018; Minasny und McBratney, 2018). Zwischenfruchtanbau kann die Infiltrationsfähigkeit und Durchwurzelbarkeit erhöhen sowie die Porosität und damit die hydraulischen Eigenschaften des Bodens verändern (Bodner et al., 2013). Im Sommer und Herbst sind die Nettowirkungen des Zwischenfruchtanbaus auf den Bodenwasserhaushalt im Vergleich zu einem nicht bewachsenen Boden jedoch gering (Bodner et al., 2007). Überwinternder Zwischenfruchtanbau ist allerdings mit einem starken Verbrauch der über Winter angereicherten Wasserreserven des Bodens verbunden und kann so die Wasserversorgung der Nachfrucht beeinträchtigen (Basche et al., 2016).

## 5. Nährstoffflüsse

### 5.1. Aktuelle Kontroversen und Zielkonflikte

Die bedarfsgerechte Nährstoffzufuhr ist eine der wichtigsten Voraussetzungen, um einerseits das Ertragspotential der Kulturpflanzen auf einem Standort auszuschöpfen, hohe Produktqualitäten zu erzielen, die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten und andererseits umwelt- und klimarelevante Emissionen zu vermeiden. Durch Clusterbildung (z. B. Herausbildung von Ackerbauregionen einerseits und Regionen mit hoher **Tierhaltung** oder Biogasanlagendichte andererseits) sowie durch Futtermittelimporte aus den Ackerbauregionen bzw. aus Übersee entstanden in den Tierhaltungsregionen **starke Nährstoffüberschüsse**, die zu einer Belastung der Ökosysteme und zu Problemen mit der Bodenfruchtbarkeit geführt haben (Nesme et al., 2018; Schepers, 2020). Mittlerweile werden regional kritische Belastungsgrenzen des Stickstoff- und Phosphorüberschusses deutlich überschritten (Rockström et al., 2009; Vries et al., 2013; Steffen et al., 2015).

Der Saldo der **Stickstoffbilanz**, der als Differenz zwischen Stickstoffinput und Stickstoffoutput das Stickstoffverlustpotenzial landwirtschaftlicher Systeme kennzeichnet, ist einer der wichtigsten Agrarumweltindikatoren (Salo und Turtola, 2006; Sieling und Kage, 2006; Sassenrath et al., 2013; EU Nitrogen Expert Panel, 2015). Je nach Ausrichtung des Anbausystems und der Menge an applizierten organischen N-Düngemitteln werden N-Überschüsse von jährlich 30 bis 70 kg N ha<sup>-1</sup> als tolerierbar betrachtet (Armbruster et al., 2012), im DLG-Nachhaltigkeits-Zertifizierungssystem (DLG, 2019) gilt ein Optimalbereich von 0 bis 50 kg N ha<sup>-1</sup>, negative N-Salden sowie N-Salden über 50 kg N ha<sup>-1</sup> werden als nicht nachhaltig bewertet. Der Landwirtschaftssektor und die Umweltseite haben sich im Rahmen der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung auf eine Begrenzung des N-Überschusses auf unter 70 kg N ha<sup>-1</sup> bis zum Jahr 2030 geeinigt. In der Bundesrepublik Deutschland sind jedoch die flächenbezogenen Stickstoff-Salden seit Jahren mit etwa 90 bis 100 kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> auf einem deutlich höheren Niveau (BMEL, 2020c). Der bis ca. 2010 zu verzeichnende abnehmende Trend der nationalen N-Bilanzsalden wurde nicht zuletzt durch die umfangreiche Umstellung von Flächen auf die Substratproduktion für Biogasanlagen und den damit verbundenen Rückfluss von Gärückständen gestoppt. Hohe positive Bilanzsalden führen zu umwelt- und klimarelevanten N-Emissionen sowie zu Konflikten mit dem Trinkwasserschutz (van der Ploeg et al., 1997; Küstermann et al., 2010; Wiesler et al., 2016) und dem Artenschutz (Metzing et al., 2018).

Ein Vergleich der Ergebnisse von Stickstoffsteigerungsversuchen mit der nach der derzeitigen Gesetzgebung zulässigen N-Düngung zeigt, dass die Gesetzgebung in Deutschland der Landwirtschaft ein insgesamt hohes **N-Düngungsniveau** zugesteht. In der Schweiz z. B. lassen die auf der Basis von N-Steigerungsversuchen erlassenen Düngungsnormen nur etwa zwei Drittel der in Deutschland erlaubten N-Düngung zu (Richner und Sinaj, 2017). Ein Problem der Düngerverordnung (DüV) sind die Berechnungsgrundlagen für die N-Düngebedarfsermittlung, die nur sehr begrenzt wissenschaftlich nachvollziehbar sind. So stehen die Zahlen in der Kritik, weil sie z.B. für Mais als zu hoch (Wiesler et al., 2016; Möller, 2018), oder z. B. für Raps oder Weizen als zu niedrig angesehen werden (Kage et al., 2022). Auch bestehen teils starke Abweichungen der regionalen Empfehlungswerte und Berechnungsweisen der Landesanstalten für Landwirtschaft und der Kammern von den Zahlen aus der DüV (Taube, 2018). Aus wissenschaftlicher Sicht ist daher die Veröffentlichung der Daten und Methoden zu fordern, die der DüV zugrunde liegen (Kage et al., 2022).

**Grünlandbasierte Tierhaltung** weist eine große Bandbreite auf, die von fast ganzjähriger Weidehaltung bis zu ganzjähriger Stallhaltung, basierend auf schnittgenutztem Grünland, Silomais und Kraftfutter, reicht. Im Rahmen der aktuellen Tierwohldebatte rückt Weidenutzung, die über Jahre einen steten Rückgang verzeichnete, wieder in den Fokus. Die begrenzte Energieversorgung der Tiere bei Beweidung limitiert jedoch ihre Milchleistung je Tier (Becker, 2018). Austragspfade für N-Emissionen in die Atmosphäre bzw. das Grundwasser unterscheiden sich zwischen den Nutzungssystemen. Das System Stallhaltung weist ein hohes Risiko für NH<sub>3</sub>-Emissionen in Stall, Güllelager sowie bei der Ausbringung auf, das jedoch durch technische Lösungen oder Zusatzstoffe reduziert werden kann (Webb et al., 2010; Hou et al., 2017). In weidebasierten Systemen besteht hingegen ein höheres Risiko der N-Auswaschung, welches mit der Besatzdichte und der Höhe der N-Zufuhr in positiver Beziehung steht (Wachendorf et al., 2004). Bei ansonsten gleichen Bedingungen (die aber in der Realität kaum gegeben sind) führt Weidenutzung zu höheren N<sub>2</sub>O-Emissionen als Schnittnutzung (Oenema et al., 1997).

Sowohl der konventionelle als auch der ökologische Landbau stehen vor Herausforderungen im Nährstoffmanagement, in beiden **Anbausystemen** werden in Ackerbaubetrieben häufig Defizite bei den P-Bilanzen festgestellt (Zorn und Schröter, 2014; Kolbe, 2015; Cooper et al., 2018), aber in beiden Anbausystemen sind auch Sparten mit hohen bis teilweise sehr hohen Nährstoffüberschüssen (Gemüsebau in beiden Systemen, Tierhaltungsbetriebe mit hoher Tierbesatzdichte oder sehr intensiv geführte Ackerbaubetriebe im konventionellen Landbau) vorhanden. Eine genauere und damit ggf. knappere N-Düngebemessung bedeutet allerdings, dass z. B. in Jahren mit sehr günstigen Wachstumsbedingungen das aktuelle Ertragspotenzial nicht erreicht wird. Zugleich bestehen höhere Risiken bei der Erreichung der Produktqualität im Sinne der Abnehmer- bzw. Konsumentenansprüche (z. B. Rohproteingehalte bei Backweizen).

## 5.2. Wege zur Steigerung der Nährstoffeffizienz

Die Steigerung der Nährstoffeffizienz wird als eine entscheidende Strategie angesehen, um schädliche Emissionen in die Umwelt wirksam zu vermindern und zugleich die Ertragssicherheit zu gewährleisten (Tilman et al., 2002; Hirel et al., 2007; Omara et al., 2019). Im Ackerbau bestehen zahlreiche Ansätze zur Optimierung der Düngung. Dazu gehört vor allem eine konsequente Ausrichtung der **Obergrenzen** für die Stickstoffdüngung an den Ergebnissen



von N-Steigerungsversuchen, aber auch eine Veränderung der Qualitätskriterien bei Handel, Verarbeitung und Konsumenten. So wird Backweizen oder Gemüse teilweise sehr hoch gedüngt, nur um (eigentlich zu) hohe Rohproteingehalte zu erzielen (Zörb et al., 2018), oder um eine entsprechende Blattfarbe und Produktgröße bei Frischgemüse zu erreichen. Die eigentliche Herausforderung besteht darin, die Stickstoffnachlieferung aus dem Boden und die Ertrags-erwartung anhand der aktuellen Witterung und der Witterungsprognosen noch vor der Düngung abzuschätzen. Aufgrund der Komplexität der Nährstoffflüsse im System Boden – Pflanze – Umwelt, zahlreicher Interaktionen sowie der kleinräumigen Variabilität von Bodeneigenschaften ist eine **exakte** Düngedarfsermittlung nach wie vor eine Herausforderung. Zur Optimierung der N-Düngung müssten die derzeitigen statischen Berechnungsverfahren zur N-Düngebemessung durch dynamische, **modellgestützte Verfahren** ersetzt oder ergänzt werden. Diese sollten anhand von Standortdaten, Bewirtschaftungsgeschichte (Vorfrucht, langjährige Düngung, etc.) und Witterungsdaten Düngereinsparungen über eine genauere Abschätzung der N-Nachlieferung aus dem Boden und des tatsächlich realisierbaren Ertrages ermöglichen (Beispiel Winterweizen in ISIP (Ratjen et al., 2016; Reinsdorf et al., 2016)).

Die **Verminderung des N-Düngungsniveaus** (z. B. durch Verzicht auf Sicherheitszuschläge, angemessenere Anrechnung des N-Nachlieferungspotenzials aus dem Boden, stärkere Berücksichtigung von Leguminosen in der Fruchtfolge, Verwendung N-effizienter Arten und Sorten etc.) kann jedoch geringere Proteingehalte in den Ernteprodukten, höheren Eiweißfutterbedarf in der Tierfütterung sowie eine mäßige Erhöhung der Ertragsrisiken nach sich ziehen.

Darüber hinaus können verschiedene **strukturelle und pflanzenbauliche Maßnahmen** Beiträge zur Problemlösung leisten wie

- die Optimierung der Agrarstrukturen und Stoffkreisläufe durch Rückkehr zur flächengebundenen Nutztierhaltung (wie bereits im ökologischen Landbau praktiziert), Vermeidung von regionalen Überschüssen an Wirtschaftsdüngemitteln ggf. durch überbetrieblichen und regionalen Nährstofftransfer, Fruchtfolgeoptimierung und -diversifizierung mit Verbesserung des N-Transfers innerhalb der Fruchtfolge durch Zwischenfrüchte und Fruchtfolgegestaltung sowie mehr Leguminosen.
- die Optimierung des Düngungs- und Intensitätsniveaus durch Annahme realistischer Erträge bei der Düngedarfsermittlung z. B. anhand der Ackerzahlen,

bessere Berücksichtigung der Nährstoffnachlieferung der Böden bei der Düngung, Nutzung digitaler Systeme der Düngedarfsermittlung (sensor- und satellitengebundene, teilflächenspezifische Düngesysteme), insbesondere auf heterogenen Böden, Verwendung von Dünger-Applikationstechnik, die kleinräumiger Heterogenität Rechnung trägt, Verbesserung und wissenschaftliche Begründung von Düngelgorithmen,).

- Optimierung der Produktionsverfahren, Einsatz von Mineraldüngern mit Nitrifikations- und Ureaseinhibitoren, sog. „enhanced efficiency fertilizer (EEF)“.
- Nutzung digitaler Nährstoffmanagement- und Entscheidungsunterstützungssysteme zur Analyse, Bewertung und Optimierung betrieblicher Nährstoffflüsse.

## 6. Pflanzenschutz

### 6.1. Aktuelle Kontroversen und Zielkonflikte

Chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel (csPSM) leisten einen wichtigen Beitrag zur Ertrags- und Qualitätssicherung. Dennoch muss konstatiert werden, dass ihre Verfügbarkeit der **Vereinfachung der Anbausysteme** inklusive der Etablierung stark einseitiger Fruchtfolgen in den vergangenen Jahrzehnten Vorschub geleistet hat (Barzman et al., 2015). Auch werden csPSM im Hinblick auf ihre human- und ökotoxikologischen Eigenschaften und damit in Zusammenhang stehenden möglichen negativen Wirkungen auf **Umwelt und Biodiversität** zunehmend kritisch gesehen (Szöcs et al., 2017; Wijewardene et al., 2021), so dass die politische Absicht besteht, ihren Einsatz und besonders das damit zusammenhängende Risiko zu reduzieren (European Commission, 2020). Zwar ist die Anwendung von csPSM im ökologischen Landbau nicht erlaubt, es werden jedoch auch intensive direkte Pflanzenschutzmaßnahmen mit Pflanzenschutzmitteln auf naturstofflicher Basis durchgeführt, besonders im Kartoffelanbau und beim Anbau von Sonderkulturen (Speiser et al., 2019).

Der **integrierte Pflanzenschutz** (IPS) ist in Deutschland gesetzlich verankert und zielt darauf ab, die Anwendung von csPSM auf das (betriebswirtschaftlich) notwendige Maß zu begrenzen, die entsprechenden Risiken für Mensch und Umwelt zu minimieren und dabei Erträge und Qualität zu sichern (Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, 2012; Barzman et al., 2015). Er fordert, vorbeugende anbau- und kulturtechnische Maßnahmen sowie biologische, biotechnische und pflanzenzüchterische Optionen



vorrangig zu nutzen, und den Einsatz von csPSM auf das notwendige Maß zu beschränken. Trotz der fortwährenden Propagierung und Förderung des IPS wurde die Anwendung von csPSM in den vergangenen Jahrzehnten jedoch nicht wesentlich reduziert (Möckel et al., 2015; Dachbrodt-Saaydeh et al., 2021). Eine gelegentlich geforderte stärkere Operationalisierung der Prinzipien des IPS ist sehr herausfordernd. So werden mögliche vorbeugende pflanzenbauliche Maßnahmen zur Reduzierung des Schaderregerdrucks, wie hohe Anbaudiversität und weite Fruchtfolgen, in der Praxis häufig unzureichend umgesetzt, da sie nur schwer mit den ökonomischen und betriebsspezifischen Zielen in Einklang zu bringen sind.

Der Nutzung von Pflanzenschutzreduktionspotentialen stehen eine aufwändigere Bewirtschaftung und das erhöhte **Risiko von Ertragsverlusten** als größte Hindernisse entgegen (Chèze et al., 2020). Ein zusätzliches Hemmnis für die Reduktion von csPSM ist die zunehmende Ausbildung von **Wirkstoffresistenzen**, besonders bei Unkräutern (Ulber und Rissel, 2018), aber auch bei tierischen (Tebbe et al., 2016) und pilzlichen (Klink et al., 2021) Schadorganismen. Zur Vermeidung der Ausbildung von Resistenzen ist es sinnvoll, die empfohlene Aufwandmenge nicht (gegen tierische Schaderreger) oder nur leicht (gegen pilzliche Schaderreger im Getreide) zu reduzieren (Thate, 2014), und eine termingerechte Applikation sicherzustellen. Die Resistenzproblematik wird durch den zunehmenden Ablauf oder Widerruf der Zulassungen von Pflanzenschutzmitteln und der damit einhergehenden Einengung des Wirkungsspektrums verschärft. Der konsequente Wechsel der Wirkmechanismen im Sinne eines effektiven Resistenzmanagements zur Vermeidung von Wirkstoffresistenzen ist somit für bestimmte Schadorganismen kaum noch möglich (Lamichhane et al., 2015).

Weitere Zielkonflikte ergeben sich unter anderem zwischen der Reduzierung der Anwendungen von Herbiziden und dem **Boden- sowie Klimaschutz**. Direktsaatverfahren und reduzierte Bodenbearbeitung sind meist mit einer höheren Intensität an Herbizidanwendungen verbunden. Bei der Reduktion des Herbizideinsatzes ist es daher umso wichtiger, bodenschonende und erosionsmindernde Anbauverfahren zu erhalten, die zudem einen geringeren Dieserverbrauch und damit geringere Klimawirkungen aufweisen (Prager et al., 2011; Feike et al., 2020). Des Weiteren trägt die ertragssichernde Wirkung von csPSM direkt zum Ressourcen- und Klimaschutz bei. Ertragsverluste müssen daher bei einer Reduktion der Anwendung von csPSM möglichst geringgehalten werden. Im Hinblick auf die möglichen negativen Wirkungen von csPSM auf die Biodiversität sind die

Wirkstoffgruppen differenziert zu betrachten. So sind negative Wirkungen der Anwendung von Fungiziden auf die **Biodiversität** kaum bekannt, jedoch zahlreiche für Insektizide und Herbizide (Dudley et al., 2017; Brühl und Zaller, 2019). In der gesellschaftlichen Diskussion um die Reduktion der csPSM Anwendungen werden häufig Wirkstoffmengen als Referenz verwendet. Hierbei ist jedoch zwingend zu beachten, dass sich die verschiedenen Wirkstoffe sehr stark in ihrem Risiko unterscheiden (Gutsche und Strassmeyer, 2007), weshalb **Risikoindikatoren** wie SYNOPSIS (JKI, 2022) bei der Bewertung der Anwendung von csPSM eindeutig in den Vordergrund zu stellen sind.

## 6.2. Nachhaltige Pflanzenschutzstrategien

Zur Weiterentwicklung von zeitgemäßen Pflanzenschutzstrategien ist eine gesellschaftliche Auseinandersetzung über das anzustrebende Intensitätsniveau im Zielkonflikt zwischen Pflanzenschutzintensität und Ertragshöhe im Kontext der N-Düngungsintensität unerlässlich. Einerseits kann eine Erhöhung der N-Düngung zu einem höheren Pflanzenschutzbedarf führen (Olesen et al., 2003; Hossard et al., 2016), andererseits können bei Reduzierung der Anwendung von csPSM die Ertragsrisiken ansteigen.

Ergebnisse aus langjährigen Exaktversuchen weisen auf ein recht hohes **Reduktionspotential** bei der Anwendung von csPSM hin. In einem 13-jährigen Feldversuch in Brandenburg führte eine um 50% reduzierte Behandlungsintensität betrachtet über alle Jahre zu keinen negativen Effekten hinsichtlich Erträgen und Wirtschaftlichkeit des Weizenanbaus in einer sechsfeldrigen Fruchtfolge, wohingegen der komplette Verzicht zu ertraglichen und ökonomischen Einbußen führte (Saltzmann und Kehlenbeck, 2018; Schwarz et al., 2018). Ähnliche Ergebnisse zeigten sich in einem dreijährigen Feldversuch zu Getreide-Zuckerrüben-Fruchtfolgen in Niedersachsen. Der komplette Verzicht auf csPSM führte zu erheblichen Einbußen, während eine Reduktion um 35% im Getreide keine, in der Zuckerrübe jedoch signifikante Einbußen nach sich zog (Busche, 2008). In einer übergreifenden Auswertung von multifaktoriellen Versuchen in Frankreich kommen Hossard et al. (2014) zur Schlussfolgerung, dass eine Reduzierung der Pflanzenschutzmittelanwendungen bei Winterweizen um 50% eine Ertragsreduktion von 5 bis 13% nach sich zieht, mit negativen betriebswirtschaftlichen Folgen. In einer Metastudie basierend auf europäischen und nordamerikanischen Anbausystemversuchen zeigten extensive Bewirtschaftungssysteme mit reduzierter PS-Intensität und N-Düngung keine Ertragsunterschiede

zu konventionellem Anbau bei Mais, jedoch bei Weizen (Hossard et al., 2016). Eine weitere französische Analyse basierend auf betriebsspezifischen PSM-Anwendungs- und Ertragsdaten ( $n = 946$ ) zeigt auf, dass 77% der untersuchten französischen Gemischtbetriebe die Pflanzenschutzmitrelanwendungen ohne wirtschaftliche Einbußen reduzieren könnten (Lechenet et al., 2017).

Sämtliche Studien weisen darauf hin, dass die ermittelten Werte das theoretisch mögliche Reduktionspotential darstellen. So basieren die Ergebnisse aus Brandenburg (Salzmann und Kehlenbeck, 2018; Schwarz et al., 2018) auf einer sechsfeldrigen „**Gesundfruchtfolge**“, in der ein sehr intensives **Schaderregermonitoring** unter konsequenter Beachtung der **Bekämpfungsrichtwerte** erfolgte. Des Weiteren weisen die Studien auf die Notwendigkeit der Diversifizierung des Anbauspektrums und einen konsequenten Fruchtwechsel mit einem regelmäßigen Wechsel von Sommerungen und Winterungen (Hossard et al., 2014; Lechenet et al., 2017), die konsequente Nutzung von Prognosemodellen und intensives Monitoring der Bestände sowie die fortwährende Züchtung und konsequentere Nutzung resistenter Sorten (Lechenet et al., 2017; Schwarz et al., 2018; Laidig et al., 2021) hin.

Um die notwendige Reduzierung der Anwendung von csPSM ohne starke Produktionsrückgänge zu realisieren, sind **präventive pflanzenbauliche Maßnahmen** daher dringend stärker zu berücksichtigen und in der Praxis umzusetzen. Die Erweiterung enger Fruchtfolgen mit einem konsequenten Wechsel von Sommerungen und Winterungen sowie von Blatt- und Halmfrüchten kann entscheidend dazu beitragen, den Druck durch Schadorganismen zu reduzieren. Längere Anbaupausen helfen u.a., Halm- und Fußkrankheiten im Getreide und Raps, Fusarium in Weizen und Mais, sowie Nematoden in Rüben und Kartoffeln zu kontrollieren. Auch im Hinblick auf das Unkrautmanagement ist es sinnvoll, winterungs- und getreidelastige Fruchtfolgen durch Sommerungen und Blattfrüchte aufzulockern. Herausforderungen bei der Diversifizierung des Anbauspektrums in der Praxis wie fehlende Technik, Anbauerfahrung und besonders Absatzmöglichkeiten dürfen dabei jedoch nicht ignoriert werden. Ebenfalls hilfreich wäre die verstärkte Nutzung von Maschinenringen und die Entwicklung eines verbesserten Wissenstransfers und von effizienten Absatzstrukturen. Zudem könnten weitere Fruchtfolgen durch zusätzliche Förderprogramme verstärkt umgesetzt werden, die Mindestanteile an Fruchtartengruppen oder eine Fruchtartendiversifizierung mit nachfolgenden Wertschöpfungsketten fördern.

Ein weiterer pflanzenbaulicher Baustein für einen effektiven IPS ist die Optimierung der **Saattermine**. So kann eine nicht zu frühe Aussaat im Herbst hilfreich sein, um Ackerfuchsschwanzpopulationen im Wintergetreide zu vermindern, das Überwachsen der Bestände zu verhindern und generell Herbizidanwendungen im Herbst einzusparen (Hüwing, 2008; Voßhenrich et al., 2018). Auch können so Blattläuse als Vektoren sowie Probleme mit Fritfliegen minimiert werden.

Die Landwirte sollten zudem noch stärker auf den Anbau resistenter **Sorten** setzen. So wird der Züchtungsfortschritt, den es gegen die meisten Pilzkrankheiten im Weizen gibt, bisher unzureichend genutzt. Zum einen stellt weiterhin meist die Ertragsleistung das wichtigste Auswahlkriterium dar. Zum anderen ist ein mangelndes Vertrauen der Landwirte in die Resistenzeigenschaften der Sorten zu beobachten, so dass resistente Sorten letztlich ähnlich intensiv behandelt werden wie anfällige (Klocke und Dachbrodt-Saaydeh, 2016). Hier bedarf es fortwährender Überzeugung und Aufklärung durch Beratung. Der Anbau multi-resistenter Sorten, die gut wirksame Resistenzen gegen die wichtigsten pilzlichen Schaderreger aufweisen, sollte deutlich erhöht werden. Deren Nutzung und die Diversifizierung des Sortenspektrums hinsichtlich der eingekreuzten Resistenzgene ist wichtig, um den Krankheitsdruck abzufedern und den Selektionsdruck zu minimieren.

**Pflanzenschutz und Stickstoffdüngung** sollten in Zukunft auch viel stärker als korrespondierend betrachtet werden, denn ein hohes N-Düngungsniveau erhöht die Notwendigkeit von Pflanzenschutzmaßnahmen nahezu linear (Olesen et al., 2003). Auf der anderen Seite ermöglicht ein Pflanzenschutz erst eine ausreichende Ertragssicherheit und wirkt damit häufig positiv auf die Stickstoffeffizienz und die THG-Bilanz. Wenn die Vereinbarungen zwischen den Interessenvertretungen des Umweltschutzes und dem Landwirtschaftssektor zur Reduzierung der Nährstoffüberschüsse (Deutsche Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung) und des Pflanzenschutzmitteleinsatzes (z.B. in Bayern und Baden-Württemberg) ernst genommen werden, müsste (jeweils im Durchschnitt) der Einsatz chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel um ca. 50% und das N-Düngungsniveau um ca. 30% gesenkt werden. Ein Pflanzenbau 2030 könnte anstreben, im konventionellen Landbau etwa 90% der heutigen Erträge mit etwa 70% des heute erlaubten N-Düngungsniveaus und ca. 50% der heute üblichen Pflanzenschutzintensität zu erreichen. Aber auch ein solches Konzept wäre mit relevanten Zielkonflikten verbunden, die aus etwas niedrigeren Erträgen und aus der Veränderung

der Zusammensetzung der Ernteprodukte resultieren: Ein um 10% niedrigeres Ertragsniveau würde in Deutschland allein im Ackerbau eine zusätzliche Fläche von über 1 Mio. ha erfordern.

Treten Schadorganismen trotz vorbeugender Maßnahmen dennoch auf, gilt es zuerst abzuwägen, ob eine Behandlung notwendig und betriebswirtschaftlich sinnvoll ist. Im positiven Fall wäre dann der optimale **Zeitpunkt** für die PSM-Behandlung zu finden, um deren Wirksamkeit zu maximieren. Dabei ist die konsequente Nutzung von Prognosemodellen, die für einige relevante Schaderreger in Deutschland bereitgestellt werden (ISIP, 2022), in Kombination mit einem fachgerechten Monitoring der Bestände zur optimalen Terminierung der Behandlungen nach Bekämpfungsrichtwertüberschreitung essentiell (Busche, 2008; Schwarz et al., 2018). In diesem Zusammenhang müssen die Möglichkeiten der **Digitalisierung** weiterentwickelt werden und vermehrt in die Praxis gelangen. Gerade beim Monitoring können drohnenbasierte Sensoren helfen, die Informationsdichte in Raum und Zeit zu erhöhen, um die PSM-Anwendung auch teilflächenspezifisch zu optimieren. Hierbei können auch unlängst entwickelte teilflächenspezifische Prognosemodelle (Herrmann et al., 2021) und Web-Services zur Bereitstellung teilflächenspezifischer ökologischer und ökonomischer Kennzahlen (Rajmis et al., 2021; Sinn et al., 2021) helfen, die Präzision im Pflanzenschutz zu erhöhen und die Anwendungen auf das tatsächlich notwendige Maß zu minimieren. Da nicht jeder Betrieb die Kapazität hat, die notwendige Expertise für die Nutzung der sich ständig weiterentwickelnden digitalen Technologien aufzubauen, könnte die Entscheidungsunterstützung im Pflanzenschutz zukünftig vermehrt durch innovative Beratungsunternehmen erfolgen. Auch hier ist eine Ausweitung der öffentlichen Beratung, sowie Förderung der privaten IPS-Beratung durch öffentliche Gelder erstrebenswert. Hierbei sollten auch Überlegungen zur Finanzierung der Unterstützung der Landwirte bei der effektiven Umsetzung des IPS über PSM-Steuern nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden (Böcker und Finger, 2016). Nicht zuletzt könnte die konsequente Anwendung und Weiterentwicklung des Konzepts der Bekämpfungsrichtwerte, bei dem nicht die Ertragsmaximierung, sondern vorrangig eine Grundabsicherung des Ertrages im Vordergrund steht, helfen, das Risiko für Mensch und Natur bei der Anwendung von csPSM weiter zu reduzieren. Auch die Option von Ertragsverlustversicherungen sollte in diesem Zusammenhang weiter untersucht und entwickelt werden (Norton et al., 2016).

## 7. Bodenschutz

### 7.1. Aktuelle Kontroversen und Zielkonflikte

Der Boden als Standortelement für den Pflanzenbau ist nicht nur Wasser- und Nährstoffspeicher für die Kulturpflanzen, sondern auch Lebensraum für Tiere, Wildpflanzen und Mikroorganismen. Gefährdungen der Bodenfunktionen entstehen durch Schadstoffeinträge, Schadverdichtungen und Erosion.

Grundlegende Maßnahmen des Pflanzenbaus wie Bodenbearbeitung, mechanische Unkrautbekämpfung, Düngung und Bewässerung sind auf die Erhaltung und Verbesserung der Standortfunktion für die Kulturpflanzen ausgerichtet. Den für die Produktivität der Kulturpflanzenbestände erwünschten Wirkungen pflanzenbaulicher Maßnahmen stehen oft unerwünschte Wirkungen im Hinblick auf andere Ökosystemfunktionen wie die Habitatfunktion für Bodenlebewesen und Wildpflanzen gegenüber. Auch kann intensive Bodenbearbeitung den Humusabbau fördern und das **Erosionsrisiko** erhöhen (Klik und Rosner, 2020). Mit mittleren potenziellen Bodenabträgen zwischen 5 und mehr als 100 t/ha pro Jahr wird die Wassererosion insbesondere in den deutschen Mittelgebirgen als hoch bis sehr hoch eingestuft (Wurbs und Steininger, 2011). Aufgrund der zu erwartenden Klimaänderungen mit einerseits Trockenheit und andererseits Starkregen ist damit zu rechnen, dass die Wassererosion deutlich zunimmt (Wurbs und Steininger, 2011).

Infolge intensiver Bodenbearbeitung sowie der zunehmenden Masse von Erntemaschinen könnten anthropogen bedingte **Bodenschadverdichtungen** zunehmend ein Problem werden, insbesondere im Unterboden (Schneider und Don, 2019). Bodenschadverdichtungen wird zwar durch immer ausgefeiltere Technik entgegengewirkt, jedoch zwingen die ökonomischen Rahmenbedingungen die Betriebe zur Steigerung der Flächenleistung pro Arbeitskraft. Dies führt dazu, dass der Vorteil, den Maschinen mit großer Flächenleistung in Bezug auf die zeitgerechte Durchführung von Feldarbeiten theoretisch haben, in der Praxis nicht immer erzielt wird und schwere Maschinen zum falschen Zeitpunkt, nämlich bei zu feuchtem, nicht tragfähigem Boden eingesetzt werden (Schneider et al., 2017).

Der Einsatz von **Totalherbiziden** wie Glyphosat vor der Saat erlaubt es, die Bodenbearbeitungsintensität zu reduzieren und damit das Erosionsrisiko, den Eintrag von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer, die Verdichtungsgefährdung sowie den Energieverbrauch zu vermindern. Zudem spart eine reduzierte Bearbeitungsintensität



deutlich Kosten für Arbeitszeit und Maschineneinsatz ein. Es ist zu erwarten, dass das in der Gesellschaft diskutierte Glyphosatverbot zu intensiverer Bodenbearbeitung führen und somit auch die genannten positiven Effekte rückgängig machen wird (Petersen, 2018; Steinkellner, 2019). Es besteht zudem die Gefahr, dass der infolge zunehmender Anwendung reduzierter Bodenbearbeitungsverfahren beobachtete Rückgang von Pflugsohlenverdichtungen (Brunotte et al., 2008) wieder umgekehrt wird. Neben den Zielkonflikten zwischen Biodiversitätsförderung durch Reduktion der mechanischen Unkrautregulation und der kurzfristigen Produktivität ist vor allem ein Konflikt zwischen Herbizideintrag und Bodenschonung gegeben.

## 7.2. Bodenschutz durch konservierenden Ackerbau

Bodenbearbeitung hat in der Landwirtschaft eine pflanzenbauliche, bodenökologische und ökonomische Bedeutung. Neben den klassischen Pflugverfahren gibt es verschiedene Formen der konservierenden Bodenbearbeitung bis hin zu Direktsaatverfahren. Studien zeigen, dass **Mulch- und Direktsaatverfahren** sehr effiziente Maßnahmen des Bodenschutzes vor Erosion und der damit einhergehenden Phosphorabträge darstellen (Erlach et al., 2008). Zudem verringern sie den Energie- und Arbeitsbedarf der Bewirtschaftung, sie sind jedoch oft mit etwas **niedrigeren und stärker variierenden Erträgen** verbunden (Berner et al., 2008; Dieckmann, 2008; Morris et al., 2010; van den Putte et al., 2010; Appel, 2012; Pittelkow et al., 2015; Seiter et al., 2017). Ökonomische Vorteile ergeben sich bei der Direktsaat eher durch die **Kostenreduktion** bei der Arbeitserledigung als durch höhere Erträge (Pittelkow et al., 2015). Die Wirkungen auf den Humushaushalt wurden oben bereits erwähnt. Allerdings bestehen auch zahlreiche Zielkonflikte: Bei konservierender Bodenbearbeitung scheinen die N-Verluste höher (s.o.) und die N-Effizienz etwas geringer zu sein, so dass in den Jahren der Umstellung auf ein System mit verringerter Bodenbearbeitung zumindest in der Anfangsphase etwas höhere N-Düngegaben notwendig sein können (Claupein und Ehlers, 1994; Lipiec und Stepniewski, 1995; Malhi et al., 2001; Soane et al., 2012). Direktsaatverfahren führen zu einer Schichtung von Nährstoffen und Humus mit Anreicherung im Oberboden zu Lasten der unteren Krumbereiche (Chervet et al., 2016; Seiter et al., 2017; Neugschwandtner et al., 2022). Diese Schichtung kann langfristig zu erhöhten Phosphorverlusten über abfließendes Oberflächenwasser führen, so dass die **P-Verluste** in Form gelöster P-Verbindungen im Boden sogar höher als durch Boden-

erosion sein können (Gaynor und Findlay, 1995; Dodd und Sharpley, 2016; Daryanto et al., 2017). Da die Bodenbearbeitung eine wichtige Maßnahme gegen Unkräuter und Krankheiten darstellt, ist vor allem bei Direktsaatverfahren die **Abhängigkeit von externen Betriebsmitteln** höher (Arnold-Reimer, 1994; Voss, 1998; Sievert, 2000; van den Putte et al., 2010). Insbesondere wird sich die ökonomisch wie ökologisch sinnvolle Ausweitung von Verfahren reduzierter Bodenbearbeitung ohne die Verfügbarkeit von Totalherbiziden wieder umkehren. Besonders problematisch sind Ungräser und *Fusarium spec.* im Getreide (Yi et al., 2001) sowie Maiszünsler (*Ostrinia nubilalis*) im Mais. Mäuse und Nacktschnecken können erheblich zunehmen (Jordan et al., 1997). Andere bodenbürtige Schaderreger werden unter Umständen reduziert, z. B. parasitärer Halmbruch (*Pseudocercospora herpotrichoides*) (Tebrügge, 1990).

Das System des Konservierenden Ackerbaus (Conservation Agriculture) stellt eine Weiterentwicklung konservierender Bodenbearbeitungssysteme dar (Hobbs et al., 2008; Kassam et al., 2009) und beinhaltet neben konservierender Bodenbearbeitung oder Direktsaat eine **weite Fruchtfolge** sowie **kontinuierliche Bodenbedeckung** durch möglichst umfassenden Anbau von Zwischenfrüchten. In diesem System sollen somit die negativen Effekte einer verminderten Bodenbearbeitungsintensität durch Erhöhung der Diversität ausgeglichen werden.

## 8. Nachwachsende Rohstoffe und Bioenergie

### 8.1. Aktuelle Kontroversen und Zielkonflikte

Nachwachsende Rohstoffe (NaWaRo) werden in Deutschland auf ca. 2,5 Mio. Hektar angebaut, dies entspricht 14% der landwirtschaftlichen Nutzfläche (FNR, 2022). Wichtige Kulturen in diesem Segment sind Silomais zur Biogasproduktion, Winterraps zur Biodieselerzeugung sowie Getreide zur Bioethanologewinnung. Der Anbau von nachwachsenden Rohstoffen hat Anfang des Millenniums durch die veränderten Rahmenbedingungen (z. B. Novellierung des EEG) eine starke Ausdehnung erfahren (Bosch und Peyke, 2011). Die politische Erwartung war, die Abhängigkeit von fossilen Energieträgern zu verringern und zugleich neue **Einkommensquellen** für die Landwirtschaft zu erschließen. Darüber hinaus bieten Raps und Silomais pflanzenbaulich erwünschte Möglichkeiten zur Auflockerung getreidereicher Fruchtfolgen. Der Anbau nachwachsender Rohstoffe war anfangs gesellschaftlich positiv konnotiert. Allerdings



fürten die veränderten Rahmenbedingungen nicht nur zu einer erheblichen **Intensivierung** der Landwirtschaft (z. B. durch Umbruch von Dauergrünland zum Anbau von Silomais, Peters et al., 2008), sondern zugleich zur weiteren Ausdehnung des Anbaus von Mais und Raps in Regionen mit ohnehin hoher Anbaukonzentrationen dieser Kulturen (Kruska und Emmerling, 2008). Mit der Ausdehnung des NaWaRo-Sektors wurden auch relativ bald die sog. „Flächenstilllegungen“ aufgegeben, Flächen die zuvor Rückzugsraum für Insekten und andere Tiere in Agrarökosystemen boten. Nach der Novellierung des EEG entzündete sich eine „**Tank-Teller**“-Debatte, die auf Zielkonflikte zwischen Lebensmittel- und Energieproduktion hinweist. Zudem war lange bekannt, dass Biomasse nur einen sehr überschaubaren Beitrag zur Deckung des Energiebedarfs leisten kann, da die Energiegewinnung pro Flächeneinheit deutlich geringer als bei anderen Konversionsverfahren für Sonnenenergie ist. Zum Beispiel sind Photovoltaik(PV)-Module in der Lage, den 15- bis 40-fachen Nettoenergieertrag pro Flächeneinheit im Vergleich zu Biogasmais zu erbringen. Die solare **Konversionseffizienz** durch Nutzpflanzenbestände liegt bei globaler Betrachtung sowohl in gemäßigten als auch tropischen Zonen in der Regel < 1% (Blankenship et al., 2011). Photovoltaikmodule sind selbst bei einer Konversion in lagerbare chemische Energie energieeffizienter als Bioenergie (Blankenship et al., 2011) und ließen sich mit einem effizienten Ackerbau zur Biomasse- oder Fleischproduktion (Agro-PV) verbinden.

Eine ausgewogene Bioökonomiestrategie muss die **Zielkonflikte zwischen Lebensmittelproduktion**, Flächenbedarf für **Naturschutz** und Flächeneffizienz verschiedener Ansätze des Anbaus nachwachsender Rohstoffe im Kontext der jeweiligen Flächenproduktivität im Blick behalten (Diasavvas und Frezal, 2019; Braun, 2018). Vermutlich können die Zielkonflikte durch Nutzung von Koppelprodukten aus der Landwirtschaft oder von Gehölzstreifen in der Agrarlandschaft (Agroforstsysteme) vermindert werden.

## 8.2. Weitere Entwicklung des Anbaus Nachwachsender Rohstoffe

Ein Ziel der Förderung von Bioenergie in Deutschland und international ist die CO<sub>2</sub>-Vermeidung gegenüber fossilen Energieträgern (Tilman et al., 2009). Die mittlere **CO<sub>2</sub>-Äq-Vermeidungsleistung** der Bioenergielinien in Deutschland beträgt etwa **4.000 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>** (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, 2007). Nach Auffassung des Wissenschaftlichen Beirats werden in Deutschland die Bioenergielinien

(z. B. Raps – RME) mit den geringsten CO<sub>2</sub>-Vermeidungsleistungen und höchsten CO<sub>2</sub>-Vermeidungskosten gefördert. Andere Bioenergielinien, z. B. Holz – Hackschnitzel-Verbrennung, würden wesentlich höhere CO<sub>2</sub>-Vermeidungsleistungen (bis 12.000 kg ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>) erzielen. Das höchste Flächenpotenzial zur Energiegewinnung besitzen allerdings **Photovoltaik und Windkraft**. Nach Auffassung der Leopoldina (Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, 2012) sollte **kein weiterer Ausbau der Bioenergienutzung** in Deutschland erfolgen, denn andere erneuerbare Energien sind wesentlich flächen- und energieeffizienter. Vielmehr sollte sich die Förderung von Bioenergie auf Formen beschränken, die nicht in Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion stehen (z.B. Gülle, pflanzliche Reststoffe, Nahrungsmittelabfälle). Bei der Produktion von Bioenergie oder anderen bioökonomischen Ansätzen ist zudem zu berücksichtigen, dass sie zu einer Intensivierung der Landwirtschaft führen und Zielkonflikte mit dem biotischen und abiotischen Ressourcenschutz bestehen.

## 9. Forschungs- und Entwicklungsbedarf im Pflanzenbau

### 9.1. Neue Paradigmen für die Pflanzenbauforschung

Bis heute spiegelt die Agrarforschung weitgehend eine an Mengenertrag und Verkaufswert orientierte Betrachtung wider, obwohl nahezu die Hälfte der Betriebseinkommen in der Landwirtschaft aus öffentlichen Zuwendungen kommt (BMEL, 2020b). In der Gesellschaft werden Forderungen laut, diese Zuwendungen künftig an **Gemeinwohlleistungen** der Landwirtschaft zu knüpfen, zumal auch immer deutlicher wird, dass letztere für die Erhaltung unserer Kulturlandschaften und der mit ihnen geschaffenen biologischen Vielfalt und Ästhetik des Landschaftsbildes von zentraler Wichtigkeit sind (Dieker et al., 2021). Insofern wird eine wichtige Aufgabe der zukünftigen Agrarforschung auch darin bestehen, Gemeinwohlleistungen zu definieren, zu quantifizieren, Maßnahmen zur Zielerreichung sowie Förderstrategien zu entwickeln, welche ökonomische Treiber, die zu Fehlentwicklungen führen, außer Kraft setzen. Im Abschnitt „Nachwachsende Rohstoffe und Bioenergie“ wurde auf die Ineffizienz der Bereitstellung von Bioenergie hingewiesen. Daher ist zu erwarten, dass sich der landwirtschaftliche Pflanzenbau weiter auf Nahrungs- (und Futter-) mittel fokussieren wird. Eine an gesunder Ernährung orientierte, konsumentennahe Produktion hätte vermutlich auch

positive Auswirkungen auf die Fruchtartenvielfalt (Nicholson et al., 2021). Dies erfordert in der Pflanzenbauforschung eine stärkere **Integration** von landwirtschaftlichem und gartenbaulichem Pflanzenbau, aber auch von Tier- und Pflanzenproduktion.

## 9.2. Quantifizierung von Zielgrößen und Bewertungstools

Forschungsbedarf besteht im Pflanzenbau in Bezug auf die Definition und **Bewertung von Nachhaltigkeit**. Dazu sind noch einige Wissenslücken im Kontext von systemischen Rückkopplungen zwischen biogeochemischen und sozio-ökonomischen Prozessen zu füllen, z. B. in Bezug auf die Minderungspotenziale von THG-Emissionen. Hier besteht Forschungsbedarf bei der Ableitung von realistischen und wissenschaftlich begründbaren Potenzialen zur THG-Minderung im Pflanzenbau im Kontext möglicher Kosten und Zielkonflikte. Dazu gehört auch die wissenschaftliche Bearbeitung von bestehenden Unsicherheiten bei der Quantifizierung von Emissionsfaktoren in Abhängigkeit bestimmter Einflussfaktoren (z. B. Bodengefüge, Bodenwasserhaushalt) oder Bewirtschaftungsweisen (z. B. Agroforstsysteme). Auch sind die Auswirkungen des Klimawandels auf die Kohlenstoffzufuhr durch Wurzeln und Wurzelexsudate weitgehend unerforscht (Bolinder et al., 2007). Computergestützte, dynamische Simulationsmodelle zur Bemessung des Betriebsmitteleinsatzes (z. B. Düngung, Pflanzenschutz) unter angemessener Berücksichtigung des N-Nachlieferungspotenzials des Bodens sollten als Entscheidungshilfen für die Landwirtschaft weiterentwickelt und implementiert werden. Durch Simulationsmodelle kann eine Nachhaltigkeitsbewertung auf multikriterielle Analysen aufgebaut werden, die entsprechende Rückkopplungseffekte offenlegt und adäquat berücksichtigt.

Forschungsbedarf hinsichtlich der Bewertung der Nachhaltigkeit von Pflanzenproduktionssystemen ergibt sich auch aus der bislang mangelnden **Vergleichbarkeit** der einzelnen Instrumente zur Nachhaltigkeitsbewertung. Diese ist größtenteils in den unterschiedlichen Stakeholder-Perspektiven und Leitbildern begründet, die den verschiedenen Ansätzen zugrunde liegen. Beobachten lässt sich jedoch eine zunehmende Bedeutung der Ansätze einiger international orientierter Multistakeholder-Initiativen, welche vorwiegend von Vertretern des Handels und der verarbeitenden Industrie getragen werden, z. B. die „Cool Farm Alliance“ (Kayatz et al., 2019), „Field to Market“ (Gillum et al., 2016), „SISC“ (Konefal et al., 2019), sowie an vorderster Stelle die

„Sustainable Agriculture Initiative Platform“ (Poetz et al., 2012), die mit inzwischen weit über 100 Mitgliedsorganisationen einen großen Teil der internationalen Ernährungsindustrie vertritt.

Um ihre Akzeptanz zu fördern, arbeiten alle genannten Organisationen an einer **Kreuzreferenzierung** ihrer Indikatoren und Bewertungsergebnisse, z. B. SAI-Plattform und Cool Farm Alliance. Darüber hinaus setzen sie auf eine Anbindung an Ackerschlagkartei-Systeme (z. B. AgriCircle, Muddy Boots, Xarvio), um die Nachhaltigkeitsanalyse weitestgehend zu automatisieren. Da sich diese privaten Nachhaltigkeitsstandards an den Richtlinien supranationaler Organisationen wie FAO oder WBCSD orientieren, ist davon auszugehen, dass durch diesen Trend eine tatsächlich nachhaltigere Pflanzenbaupraxis vorangetrieben wird. Dieser Trend bietet eine große Chance, die Skalierung nachhaltiger Praktiken für den deutschen Kontext im Sinne der SDGs (Sustainable Development Goals) voranzutreiben.

Der Schlüssel für eine produktive Nutzbarmachung des oben skizzierten Trends hin zu einer flächendeckenden nachhaltigeren Produktion liegt in der Bildung eines **Konsensus-Modells** der wichtigsten relevanten Bewertungsschemata für den deutschen Kontext auf wissenschaftlicher Grundlage. Wichtig ist dabei, dass Bewertungstools, die eine steuernde Funktion bei der Vergabe von Fördergeldern übernehmen sollen oder zur Erzeugung von Labels für die Vermarktung genutzt werden können, für landwirtschaftliche Betriebe sowie die dahinter geschaltete Lebensmittelkette gut handhabbar und rechtssicher sind.

## 9.3. Weiterentwicklung von Messverfahren und Entscheidungsunterstützungssystemen

Fernerkundung mit **bildgebenden Verfahren** wird immer häufiger eingesetzt, um Pflanzenwachstumsparameter zerstörungsfrei und zeitlich hochaufgelöst zu erfassen (Yang et al., 2017). Großer Forschungsbedarf besteht jedoch in der Interpretation der Wachstumsmuster und Ableitung funktioneller Größen in Abhängigkeit von Witterung, Kulturart und Management. Auch die Überwindung unterschiedlicher räumlicher Skalen und Auflösungen von Drohnen bis hin zu Satelliten stellt eine große Herausforderung dar (Bukowiecki et al., 2021). Derzeit ist die schlageinheitliche und im Wesentlichen jahresunspezifische Düngung immer noch gängige landwirtschaftliche Praxis, auch auf heterogenen Schlägen mit differenziertem Ertragspotenzial. Zwar stehen sensor- und satellitengestützte **Düngesysteme** für die teilflächenspezifische Düngung zur Verfügung, sie haben

sich jedoch aus Kosten- und Praktikabilitätsgründen noch nicht in der Praxis durchgesetzt. Auf gesamtbetrieblicher Ebene gibt es leistungsfähige digitale Tools zur Bilanzierung der Nährstoffflüsse im System Boden – Pflanze – Tier – Umwelt. Mit prozessbasierten Agrarökosystem-Modellen können der Stickstoffumsatz im Boden sowie umweltrelevante Stickstoffverluste im Kontext der jeweiligen Anbausysteme modelliert werden; die schlag- bzw. teilschlagspezifische Parametrisierung stellt jedoch nach wie vor eine Herausforderung dar. Hier ist die Verschmelzung von fernerkundlichen Methoden (Satelliten- und drohnengestützte Bildgebung) mit mechanistischen wie auch datengetriebenen Simulationsmodellen eine vielversprechende Methode, um auf der Teilflächen-Skala bessere Entscheidungsunterstützung anbieten zu können.

Forschungsbedarf besteht im Wesentlichen in der Interpretation der **umfangreichen Daten**, die durch die zunehmend eingesetzte Sensorik entstehen. Eine besondere Herausforderung besteht darin, die mit unterschiedlicher Zielsetzung entwickelten digitalen Systeme besser zu vernetzen und einen effizienten Datenaustausch zu ermöglichen. Für landwirtschaftliche Unternehmen ist es derzeit nahezu unmöglich, die in unterschiedlichen digitalen Nährstoffmanagement-Tools verwalteten Daten mit vertretbarem Aufwand zusammenzuführen. Damit bleiben wichtige Informationen in Entscheidungsprozessen ungenutzt. Zugleich steigt das Datenaufkommen rasant, da z. B. durch moderne Landtechnik immer mehr Prozessdaten gewonnen werden. Erforderlich ist daher Forschung zur Koppelung von **Sensorik, Datenmanagement und Modellierung**, z. B. zur Ableitung fruchtartenspezifischer Vegetationsindizes und wissenschaftlich begründeter Düngelgorithmen.

Die **Vernetzung** der verschiedenen Akteure (öffentliche geförderte Forschung, Industrie, Beratung) auf diesem Gebiet ist ungenügend. Seitens der Industrie wurden und werden ungenügend validierte Produkte bzw. Dienstleistungen mit vergleichsweise großem Werbeaufwand als Lösungen zum betrieblichen Management auf den Markt gebracht. Nur wenige Unternehmen betreiben ernsthafte Forschungs- und Entwicklungsarbeit, da digitale Dienstleistungen bisher auch aufgrund einer mangelnden Zahlungsbereitschaft der Landwirtschaft nur als Marketinginstrument für die eigentlichen Kernprodukte gesehen werden. Die angebotenen Produkte sind häufig rein von der Datenverfügbarkeit (z.B. Sentinel II) getrieben und haben meist keinerlei Fundierung in einem Systemverständnis des Ertragsbildungssystems.

Die **Verknüpfung** von Wetter-, Boden-, Ertrags-, Qualitäts- und Managementdaten birgt ein großes Potential zur

weiteren Optimierung der pflanzenbaulichen Produktionsverfahren. Im Hinblick auf die Verfügbarkeit öffentlicher Wetter- und Bodendaten hat es – nach langer Verzögerung – in den letzten Jahren in Deutschland wichtige Fortschritte gegeben, es besteht aber weiterer Handlungsbedarf. **Aus öffentlichen Mitteln finanzierte oder teilfinanzierte Daten** von Feldversuchen und Ertragsdaten (z. B. Landessortenversuche, besondere Ernteermittlung) sollten mit standardisierten Schnittstellen zentral oder dezentral **öffentlich verfügbar gemacht werden**.

Trotz häufig noch unzureichender Datenqualität könnten auch **betrieblich erhobene Daten** einen Beitrag zur wissenschaftlichen Analyse der Interaktionen zwischen Umwelt, Management und Ertragsbildung leisten. Die betriebsspezifische Kalibrierung von Prozessmodellen wird wesentlich auf solche Daten zurückgreifen müssen. Ob es gelingen kann, mit datengetriebenen Modellen (Künstliche Intelligenz) wesentlich zur Präzisierung des betrieblichen Managements beizutragen, stellt eine spannende, zurzeit aber noch unbeantwortete Frage dar. Aus pflanzenbaulicher Sicht erscheint es jedoch unwahrscheinlich, dass dies allein mit Modellen ohne zugrundeliegendes Systemverständnis gelingen wird. Jedenfalls wären interdisziplinäre Projekte zwischen Pflanzenbauern und Informatikern an der Schnittstelle von Systemverständnis und Datenauswertungskompetenz sinnvoll. Leitbetriebe können einen wichtigen Beitrag zur Implementierung und Weiterentwicklung von betrieblichen Managementwerkzeugen leisten. Sie können jedoch im Wesentlichen nur Tools umsetzen, evaluieren und ggf. weiterentwickeln, die bereits vorhanden sind.

#### 9.4. Pflanzenbauforschung auf Landschaftsebene

Die Auswirkungen der **Anbaustruktur** in ihrer räumlichen (Anbaudiversität) und zeitlichen (Fruchtfolge) Dimension, sowie von **Landschaftselementen** und Agroforstkomponenten beispielsweise auf die Populationsentwicklung von Schaderregern und Nützlingen sowie auf die Biodiversität, lassen sich nur großräumig auf Landschaftsebene untersuchen. Entsprechende Ansätze in der Pflanzenbauforschung müssen verstärkt, und Citizen Science Angebote (Ryan et al., 2018), z. B. für das Schaderregermonitoring, aufgebaut werden. Agroforstkomponenten werden eine wichtige Rolle spielen, in der Strukturierung und Differenzierung der Agrarlandschaft, in der Vermeidung von Wind- und Wassererosion und für den Landschaftswasserhaushalt. Hierbei ist die Integration des Obstbaus als Streuobstanbau in Agroforstsysteme zu berücksichtigen (Lauri et al., 2019) und im



Hinblick auf das Auftreten von Obstschädlingen zu beforschen. Der Plantagenobstbau ist derzeit der pflanzenbauliche Sektor mit dem höchsten Einsatz an csPSM (Simon et al., 2011).

### 9.5. Pflanzenbauliche Bewertung neuer Züchtungstechniken

Züchterischer Fortschritt ist eine wichtige Komponente pflanzenbaulicher Innovation. Durch die Sequenzierung der Genome der meisten wichtigen Nutzpflanzen und Innovationen im Bereich der pflanzlichen Molekularbiologie sind in diesem Bereich auch in der Zukunft bedeutende Fortschritte zu erwarten. Die Pflanzenbauwissenschaft sollte daher einerseits Zuchtziele für Nutzpflanzen in modernen und nachhaltigen Anbausystemen definieren und andererseits züchterische Innovationen im Kontext des pflanzenbaulichen Systems bewerten. Dies gilt auch für neue Züchtungstechniken wie etwa **Genomeditierung** mittels CRISPR/Cas. Die pflanzenbauliche Forschung kann die gesellschaftspolitische Diskussion um die Regulierung dieser Züchtungstechniken bereichern und damit zu einem evidenzbasierten und innovationsoffenen politischen Umfeld beitragen.

### 9.6. Forschung, Praxis und Gesellschaft

Pflanzenbau ist eine wissenschaftliche Disziplin, die sich auch aus der praktischen Anwendung definiert und dabei viele Nachbardisziplinen aus Naturwissenschaften, Sozioökonomie und Technik integriert. Dies beinhaltet, dass Pflanzenbauforschung in engem Austausch mit der landwirtschaftlichen Praxis vorangetrieben wird. Dies umfasst gegenseitiges Anregen und die Überprüfung von Hypothesen in der praktischen Anwendung. Eine moderne pflanzenbauliche Forschung schließt auch die Interaktion mit Politik und Gesellschaft ein. Der Diskurs braucht dabei Plattformen, beispielsweise in Form von Feldtagen, Messen und öffentlichen Gesprächsrunden, aber auch die landwirtschaftliche Beratung. Kernelemente dieses Austausches sind Feldversuche (Demonstrationsversuche), Forschungs- und Demonstrationsbetriebe (Leitbetriebe) sowie Landschaftsexperimente und Living Labs. Insbesondere in den letztgenannten werden Landwirte wie auch andere Interessengruppen aktiv in die Forschung eingebunden und tragen in einem gemeinsamen Entwicklungsansatz (co-creation) dazu bei, dass die pflanzenbauliche Forschung (wie auch andere Forschungsweige) für Anwendungen auf allen Ebenen relevant bleibt. Andere partizipatorische Ansätze sowie die

sogenannte Begleitforschung helfen, zusätzliche Interaktionen zwischen den genannten Akteursgruppen zu initiieren, wo große Landschaftslabore sich nicht umsetzen lassen. Der Living-Lab-Ansatz steckt dabei jedoch noch in den Kinderschuhen und bedarf noch der fundierten Umsetzung und damit verbundener Forschung.

### 9.7. Open Data-Politik

Grundlegend für die weitere Entwicklung nachhaltiger und produktiver Pflanzenbausysteme ist die **freie Zugänglichkeit zu Daten aus Wissenschaft, Forschung und Verwaltung**. Dies trägt dazu bei, dass neues Wissen schneller generiert und verbreitet wird, erhöht die Sichtbarkeit, Transparenz und Vernetzung pflanzenbaulicher Forschung, und fördert damit deren Glaubwürdigkeit und Qualität. Die hierbei weltweit geforderten **FAIR-Prinzipien** besagen, dass Forschungsdaten auffindbar (findable), zugänglich (accessible), interoperabel (interoperable) und wiederverwendbar (re-usable) sein sollen. Diese Prinzipien sind die Grundlage für eine disziplin- und institutionenübergreifende Nachnutzung der Daten und Voraussetzung für den oben erwähnten Aufbau von Citizen-Science Initiativen. FAIR-Prinzipien werden auf alle digitalen Daten angewendet, sowohl auf qualitative und quantitative Forschungsdaten als auch auf Metadaten oder Software.

Die Umsetzung der FAIR-Prinzipien bedarf struktureller Unterstützung wie der Bildung von allgemein zugänglichen **Datenplattformen, Simulationsinfrastrukturen und Repositorien**, aber auch der Verfügbarmachung von hoheitlichen Daten für die Forschung. Dabei ist insbesondere ein konzertiertes und standardisiertes gemeinsames Vorgehen der Institutionen vonnöten, die Länder- und Zuständigkeitsgrenzen überwindet, wo sie derzeit noch hinderlich sind. Open-Data-Politik kann durch vorbildhaftes Voranschreiten angeregt und ihre Akzeptanz somit verbreitet werden.

Im Abschnitt „Weiterentwicklung von Entscheidungsunterstützungssystemen“ wurde bereits auf Forschungsbedarf zur verbesserten Nutzung und **Vernetzung** anfallender Daten, insbesondere auch auf die Verfügbarmachung von Daten aus Landessortenversuchen und der besonderen Ernteterminmittlung sowie auf die zu intensivierende Zusammenarbeit zwischen Pflanzenbau und Informatik hingewiesen. Hierzu zählt auch die Modernisierung und Weiterentwicklung von Software für Versuchsplanung und –auswertung im Hinblick auf die Nutzung einer aktualisierten technologischen Basis, insbesondere von Web-Technologien, auf (kosten-)freie Verfügbarkeit und Anpassbarkeit, sowie auf



ein Ontologie-basiertes FAIRes Datenmanagement. Voraussetzung für das allgemeine (auch interdisziplinäre) Verständnis von Daten ist ihre ausreichende Beschreibung mit sog. Metadaten auf der Basis vereinbarter (und maschinenlesbarer) Vokabularien (z.B. AGROVOC, FAO, 2022) und Begriffssysteme (Ontologien, Arnaud et al., 2020). Standards wie z. B. MIAPPE (Minimum Information About a Plant Phenotyping Experiment, Papoutsoglou et al., 2020) und Ontologien wie Crop Ontologies (Bioversity International, 2011), Plant Ontology (Avraham et al., 2008), Environment Ontology (Buttigieg et al., 2013), u. a. haben Relevanz für die Pflanzenbauforschung. Die Herausforderung besteht darin, diese in einen offenen Softwareentwicklungsprozess für Anwendungen zur Datenakquise und –bereitstellung zu integrieren (Germeier und Unger, 2019) und somit den Bereitstellern und Nutzern von Daten verfügbar zu machen und ein zentrales integriertes Zugangportal für pflanzenbauwissenschaftliche Daten aufzubauen. Entsprechende Initiativen im Rahmen der Nationalen Forschungsdaten Infrastruktur wie FAIRagro (FAIRagro, 2022) sollten unterstützt werden.

Auf der Ebene der Wissenschaft ist die Verfügbarmachung von Daten über Daten- und Berichtsveröffentlichungen bereits Usus, kann jedoch weiter ausgebaut werden. Insbesondere die Berücksichtigung und Wertschätzung von Datenveröffentlichungen in Bewertungssystemen von Wissenschaft und Forschung (Evaluierungen, individuelle Performanz-Indikatoren) kann weiter gesteigert werden. Dies senkt die Hemmschwelle bei der Verfügbarmachung von Forschungsdaten und fördert die Zugänglichkeit zu hochwertigen und qualitätsgesicherten Daten. Erstverwertungsrechte und Embargofristen können durch pre-print Veröffentlichungen sichergestellt werden. Im Zuge der Etablierung von internationalen Forschungsnetzwerken hat sich der Vorteil der öffentlichen Verfügbarmachung von Daten für die Forschungsgemeinde als vorteilhaft erwiesen, da dadurch weitere Quellen von Kreativität und Wissen angezapft und nutzbar gemacht werden. Die sich entwickelnde Kultur des Teilens zum Wohle aller sollte weiter gefördert werden.

## 10. Fazit

Landwirtschaft und Gesellschaft stellen eine Vielzahl von Ansprüchen an die Leistungen der flächenmäßig begrenzten Agrarökosysteme: Die Ziele einer hohen Produktionsleistung, des Arten- und Ressourcenschutzes, des Tierwohls, der

Sicherung angemessener Einkommen und Produktpreise sowie hoher Ernährungssicherheit stehen zumindest teilweise im Widerspruch zueinander. Die Gewichtung der Ziele fällt in Abhängigkeit von Einstellung und Interessenlage unterschiedlich aus.

Da es keine einfachen Lösungen gibt, wird in unserer Gesellschaft eine andere Kultur der Auseinandersetzung und insgesamt mehr Demut, aber auch eine verbesserte Kultur des Umgangs mit wissenschaftlichen Fakten benötigt. Die Landwirtschaft muss insgesamt akzeptieren, dass die Produktionsfunktion nur einen, wenn auch zentralen, Teil der Ökosystemleistungen darstellt, die Agrarökosysteme für die nachhaltige Entwicklung der Menschheit erbringen müssen. Daneben müssen die Belange des Natur- und Umweltschutzes stärker als bisher Beachtung finden. Ebenso muss auch die Naturschutzseite akzeptieren, dass Landwirtschaft in einem sehr schwierigen Geflecht von Zielkonflikten stattfindet. Daher ist es gut, wenn verschiedene landwirtschaftliche Systemansätze miteinander um das beste Konzept konkurrieren, denn dies zeigt nicht nur Handlungsalternativen auf, sondern fördert auch den wissenschaftlichen und technischen Fortschritt. Ein Ökolandbau, der sich stärker für die Nutzung des wissenschaftlich-technischen Fortschrittes öffnet und verbindlichere Formen der integrierten Pflanzenproduktion konvergieren hinsichtlich der Reduzierung der Zielkonflikte zwischen Produktivität und Ressourcenschutz (Haller et al., 2020). Ein Erfahrungsaustausch zwischen konventioneller und ökologischer Praxis wird zunehmend als für beide Seiten nützlich angesehen und es kann erwartet werden, dass sich die Dichotomie zwischen beiden Anbauformen weiter zugunsten standortoptimierter Produktionsverfahren verringert.

Es wird immer deutlicher, dass es keine vernünftige Alternative zu einer wissenschaftsbasierten, systembezogenen Transformation der Landwirtschaft gibt. Wissenschaft benötigt neben der Entwicklung guter Hypothesen und Theorien auch immer deren experimentelle Überprüfung. Ein abgestimmtes Zusammenwirken von Konzeptentwicklung, Implementierung und Analyse ist besonders in Zeiten starken gesellschaftlichen und globalen Wandels unerlässlich. Der transformative Prozess hin zu nachhaltigen Agrarsystemen erfordert das enge Wechselspiel zwischen landwirtschaftlicher Praxis, gesellschaftlichem Diskurs und einer inter- und transdisziplinär organisierten Wissenschaft. Dies erfordert auch neue, effizientere Strukturen in der Wissenschaft, im Innovations- und im Datenmanagement sowie in der Kommunikation zwischen Wissenschaft, Praxis, Politik und Gesellschaft.

## Danksagung

Wir danken Sonoko Bellingrath-Kimura, Rüdiger Grass und Martina Hofmann für ihre konstruktiven Kommentare und Anregungen zu dieser Arbeit.

## Literaturverzeichnis

- Abdalla, M., Osborne, B., Lanigan, G., Forristal, D., Williams, M., Smith, P., Jones, M.B., 2013. Conservation tillage systems: a review of its consequences for greenhouse gas emissions. *Soil Use and Management* 29, 199–209.
- Ainsworth, E.A., Long, S.P., 2021. 30 years of free-air carbon dioxide enrichment (FACE): What have we learned about future crop productivity and its potential for adaptation? *Global Change Biology* 27, 27–49.
- Akiyama, H., Yan, X., Yagi, K., 2010. Evaluation of effectiveness of enhanced-efficiency fertilizers as mitigation options for N<sub>2</sub>O and NO emissions from agricultural soils: meta-analysis. *Global Change Biology* 16, 1837–1846.
- Appel, T., 2012. Boden-Bearbeitungssysteme im Fokus von Ökonomie und Ökologie. Handreichung für eine differenzierte Beurteilung. <https://docplayer.org/56508740-Bodenbearbeitungssysteme-im-fokus-von-oekonomie-und-oekologie-handreichung-fuer-eine-differenzierte-beurteilung.html>.
- Armbruster, M., Ebertseder, T., Finck, M., Gutser, R., Horlacher, D., Knoblauch, S., 2012. Vorschlag des AK Nachhaltige Nährstoffhaushalte im VDLUFA zur Novellierung der Düngeverordnung. <https://www.vdlufa.de/de/index.php/fachinformationen-35/positionspapiere>.
- Arnaud, E., Laporte, M.-A., Kim, S., Aubert, C., Leonelli, S., Miro, B., Cooper, L., Jaiswal, P., Kruseman, G., Shrestha, R., Buttigieg, P.L., Mungall, C.J., Pietragalla, J., Agbona, A., Muliro, J., Detras, J., Hualla, V., Rathore, A., Das, R.R., Dieng, I., Bauchet, G., Menda, N., Pommier, C., Shaw, F., Lyon, D., Mwanzia, L., Juarez, H., Bonaiuti, E., Chiputwa, B., Obileye, O., Auzoux, S., Yeumo, E.D., Mueller, L.A., Silverstein, K., Lafargue, A., Antezana, E., Devare, M., King, B., 2020. The ontologies community of practice: a CGIAR initiative for big data in agrifood systems. *Patterns* 1, 100105.
- Arnold-Reimer, K., 1994. Einfluß konservierender Bodenbearbeitung auf Pflanzenkrankheiten und Unkräuter im Getreide und Konsequenzen für einen gezielten Pflanzenschutz. Zugl.: Göttingen, Univ., Diss., 1994. Cuvillier, Göttingen.
- Avraham, S., Tung, C.-W., Ilic, K., Jaiswal, P., Kellogg, E.A., McCouch, S., Pujar, A., Reiser, L., Rhee, S.Y., Sachs, M.M., Schaeffer, M., Stein, L., Stevens, P., Vincent, L., Zapata, F., Ware, D., 2008. The Plant Ontology Database: a community resource for plant structure and developmental stages controlled vocabulary and annotations. *Nucleic Acids Research* 36, D449–54.
- Barzman, M., Bärberi, P., Birch, A.N.E., Boonekamp, P., Dachbrodt-Saaydeh, S., Graf, B., Hommel, B., Jensen, J.E., Kiss, J., Kudsk, P., Lamichhane, J.R., Messéan, A., Moonen, A.-C., Ratnadass, A., Ricci, P., Sarah, J.-L., Sattin, M., 2015. Eight principles of integrated pest management. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 1199–1215.
- Basche, A.D., Kaspar, T.C., Archontoulis, S.V., Jaynes, D.B., Sauer, T.J., Parkin, T.B., Miguez, F.E., 2016. Soil water improvements with the long-term use of a winter rye cover crop. *Agricultural Water Management* 172, 40–50.
- Batáry, P., Dicks, L.V., Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology* 29, 1006–1016.
- Batáry, P., Matthiesen, T., Tschardtke, T., 2010. Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs. conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation* 143, 2020–2027.
- Becker, T., 2018. Systemanalyse Milch. Hintergründe für die Praxis. <https://www.gruenlandzentrum.org/wp-content/uploads/2021/03/Systemanalyse-Milch.pdf>.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.-C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261–269.
- Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., Crick, H.Q.P., 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39, 673–687.
- Berner, A., Hildermann, I., Fliesbach, A., Pfiffner, L., Niggli, U., Mäder, P., 2008. Crop yield and soil fertility response to reduced tillage under organic management. *Soil and Tillage Research* 101, 89–96.
- Bioversity International, 2011. Crop ontology curation and annotation tool. <http://www.cropontology.org>.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T.M., Lindquist, J.L., Shapiro, C.A., Elmore, R.W., Francis, C.A., Hergert, G.W., 2015. Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal* 107, 2449–2474.

- Blanco-Canqui, H., Laird, D.A., Heaton, E.A., Rathke, S., Acharya, B.S., 2020. Soil carbon increased by twice the amount of biochar carbon applied after 6 years: Field evidence of negative priming. *GCB Bioenergy* 12, 240–251.
- Blankenship, R.E., Tiede, D.M., Barber, J., Brudvig, G.W., Fleming, G., Ghirardi, M., Gunner, M.R., Junge, W., Kramer, D.M., Melis, A., Moore, T.A., Moser, C.C., Nocera, D.G., Nozik, A.J., Ort, D.R., Parson, W.W., Prince, R.C., Sayre, R.T., 2011. Comparing photosynthetic and photovoltaic efficiencies and recognizing the potential for improvement. *Science* 332, 805–809.
- BMEL, 2020a. Ackerbaustrategie 2035. Perspektiven für einen produktiven und vielfältigen Pflanzenbau. <https://www.bmel.de/DE/themen/landwirtschaft/pflanzenbau/ackerbau/ackerbaustrategie.html>.
- BMEL, 2020b. Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Wirtschaftsjahres 2018/2019. <https://www.bmel-statistik.de/fileadmin/daten/BFB-0111001-2019.pdf>.
- BMEL, 2020c. Statistischer Monatsbericht Kap. A Nährstoffbilanzen und Düngemittel, Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2018 (MBT-0111260-0000). <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/statistischer-monatsbericht-des-bmel-kapitel-a-landwirtschaft/>.
- Böcker, T., Finger, R., 2016. European pesticide tax schemes in comparison: an analysis of experiences and developments. *Sustainability* 8, 378.
- Bodner, G., Loiskandl, W., Kaul, H.-P., 2007. Cover crop evapotranspiration under semi-arid conditions using FAO dual crop coefficient method with water stress compensation. *Agricultural Water Management* 93, 85–98.
- Bodner, G., Scholl, P., Loiskandl, W., Kaul, H.-P., 2013. Environmental and management influences on temporal variability of near saturated soil hydraulic properties. *Geoderma* 204–205, 120–129.
- Bolinder, M.A., Janzen, H.H., Gregorich, E.G., Angers, D.A., VandenBygaart, A.J., 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118, 29–42.
- Bönecke, E., Breitsameter, L., Brüggemann, N., Chen, T.-W., Feike, T., Kage, H., Kersebaum, K.-C., Piepho, H.-P., Stützel, H., 2020. Decoupling of impact factors reveals the response of German winter wheat yields to climatic changes. *Global Change Biology* 26, 3601–3626.
- Boob, M., Grant, K., Thumm, U., Elsässer, M., 2019. Steigerung der Biodiversität im intensiv genutzten Grünland durch blühende Randstreifen. In: Arbeitsgemeinschaft für Grünland und Futterbau (Ed.), *Grünland 2050. LfL-Schriftenreihe* 6/2019, pp. 69–71.
- Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M.L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, J.A., Novak, J., 2019. Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N<sub>2</sub>O emissions: A meta-analysis. *The Science of the Total Environment* 651, 2354–2364.
- Bosch, S., Peyke, G., 2011. Gegenwind für die Erneuerbaren – Räumliche Neuorientierung der Wind-, Solar- und Bioenergie vor dem Hintergrund einer verringerten Akzeptanz sowie zunehmender Flächennutzungskonflikte im ländlichen Raum. *Raumforschung und Raumordnung* 69, 105–118.
- Bouwman, A.F., 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46, 53–70.
- Braun, J. von, 2018. Bioeconomy – The global trend and its implications for sustainability and food security. *Global Food Security* 19, 81–83.
- Brühl, C.A., Zaller, J.G., 2019. Biodiversity decline as a consequence of an inappropriate environmental risk assessment of pesticides. *Frontiers in Environmental Science* 7, 177. 177.
- Brunotte, J., Lorenz, M., Sommer, C., Harrach, T., Schäfer, W., 2008. Verbreitung von Bodenschadverdichtungen in Südniedersachsen. *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 86, 262–283.
- Bryant, R.H., Welten, B.G., Costall, D., Shorten, P.R., Edwards, G.R., 2018. Milk yield and urinary-nitrogen excretion of dairy cows grazing forb pasture mixtures designed to reduce nitrogen leaching. *Livestock Science* 209, 46–53.
- Bühle, L., Hensgen, F., Donnison, I., Heinsoo, K., Wachen-dorf, M., 2012. Life cycle assessment of the integrated generation of solid fuel and biogas from biomass (IFBB) in comparison to different energy recovery, animal-based and non-refining management systems. *Bioresource Technology* 111, 230–239.
- Bukowiecki, J., Rose, T., Kage, H., 2021. Sentinel-2 Data for Precision Agriculture?—A UAV-Based Assessment. *Sensors (Basel, Switzerland)* 21.
- Bundesministerium der Justiz und für Verbraucherschutz, 2012. Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz). *PflSchG. 44 S.* [http://www.gesetze-im-internet.de/pflschg\\_2012/PflSchG.pdf](http://www.gesetze-im-internet.de/pflschg_2012/PflSchG.pdf).
- Busche, S., 2008. Reduktion des Pflanzenschutzmitteleinsatzes – Konsequenzen für das Schaderregerauftreten



- und die Wirtschaftlichkeit in Getreide-Zuckerrübe-Fruchtfolgen. Dissertation, Göttingen.
- Buttigieg, P.L., Morrison, N., Smith, B., Mungall, C.J., Lewis, S.E., 2013. The environment ontology: contextualising biological and biomedical entities. *Journal of Biomedical Semantics* 4, 43.
- Capriel, P., 2013. Trends in organic carbon and nitrogen contents in agricultural soils in Bavaria (south Germany) between 1986 and 2007. *European Journal of Soil Science* 64, 445–454.
- Chervet, A., Ramseier, L., Sturny, W.G., Zuber, M., Stettler, M., Weisskopf, P., Zihlmann, U., Martinze G., I., Keller, T., 2016. Erträge und Bodenparameter nach 20 Jahren Direktsaat und Pflug. *Agrarforschung Schweiz* 7, 216–223.
- Chèze, B., David, M., Martinet, V., 2020. Understanding farmers' reluctance to reduce pesticide use: A choice experiment. *Ecological Economics* 167, 106349.
- Claupein, W., Ehlers, W., 1994. Approaches toward conservation tillage in Germany. In: Carter, M.R. (Ed.), *Conservation tillage in temperate agroecosystems*. CRC Revivals. CRC Press, Boca Raton, Florida, London, [England], New York, pp. 141–165.
- Cooper, J., Reed, E.Y., Hörtenhuber, S., Lindenthal, T., Løes, A.-K., Mäder, P., Magid, J., Oberson, A., Kolbe, H., Möller, K., 2018. Phosphorus availability on many organically managed farms in Europe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 110, 227–239.
- Dachbrodt-Saaydeh, S., Sellmann, J., Strassemeyer, J., Schwarz, J., Klocke, B., Kregel, S., Kehlenbeck, H., 2021. Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz: Jahresbericht 2017: Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2017. *Berichte aus dem Julius Kühn-Institut* 210, 146 S.
- Dardonville, M., Urruty, N., Bockstaller, C., Therond, O., 2020. Influence of diversity and intensification level on vulnerability, resilience and robustness of agricultural systems. *Agricultural Systems* 184, 102913.
- Daryanto, S., Wang, L., Jacinthe, P.A., 2017. Meta-Analysis of Phosphorus Loss from No-Till Soils. *Journal of Environmental Quality* 46, 1028–1037.
- Di Falco, S., 2012. On the value of agricultural biodiversity. *Annual Review of Resource Economics* 4, 207–223.
- Diakosavvas, D., Frezal, 2019. C. Bio-economy and the sustainability of the agriculture and food system. Opportunities and policy challenges. OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers.
- Dieckmann, J., 2008. Zur Bedeutung der Bodenstruktur für den Ertrag von Zuckerrüben – eine pflanzenbauliche und ökonomische Analyse in einer Zuckerrüben-Getreide-Fruchtfolge mit dauerhaft differenzierter Bodenbearbeitung. Dissertation, Göttingen.
- Dieker, P., Klimek, S., Dauber, J., 2021. Zielbilder für Biodiversität in Agrarlandschaften. *Geographische Rundschau*, 36–39.
- Diez, T., Bachthaler, G., 1978. Auswirkungen unterschiedlicher Fruchtfolge, Düngung und Bodenbearbeitung auf den Humusgehalt der Böden. *Bayer. Landw. Jahrbuch* 55, 368–377.
- DLG, 2019. Nachhaltige Landwirtschaft. <https://www.dlg-nachhaltigkeit.info/de/>.
- Dodd, R.J., Sharpley, A.N., 2016. Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. Springer; Springer Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 104, 373–392.
- Don, A., Flessa, 2018. H., Marx, K., Poeplau, C., Tiemeyer, B., Osterburg, B. Die 4-Promille-Initiative „Böden für Ernährungssicherung und Klima“. Wissenschaftliche Bewertung und Diskussion möglicher Beiträge in Deutschland. Johann Heinrich von Thünen-Institut (Ed.). Thünen Working Paper 112.
- Dudley, N., Attwood, S.J., Goulson, D., Jarvis, D., Bharucha, Z.P., Pretty, J., 2017. How should conservationists respond to pesticides as a driver of biodiversity loss in agroecosystems? *Biological Conservation* 209, 449–453.
- EEA, 2004. High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. EEA report. Office for Official Publ. of the Europ. Communities, Luxembourg.
- Eglinton, S., 2009. Understanding the causes of decline in breeding bird numbers in England. *British Trust for Ornithology. BTO Report Research* 562, Thetford. 124 S. [https://www.bto.org/sites/default/files/shared\\_documents/publications/research-reports/2014/rr562.pdf](https://www.bto.org/sites/default/files/shared_documents/publications/research-reports/2014/rr562.pdf).
- Ellenberg, H., Leuschner, C., 2010. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. UTB Botanik, Ökologie, Agrar- und Forstwissenschaften, Geographie. Ulmer, Stuttgart.
- Erlach, F., Lütke Entrup, N., Gröblichhoff, F.-F., 2008. Strategien zur Minderung diffuser Einträge von herbiziden Wirkstoffen in Oberflächengewässer - Vergleich verschiedener Bestellverfahren auf Parzellen mit Mais in Nordrhein-Westfalen. *Pflanzenbauwissenschaften* 12, 41–50.
- EU Nitrogen Expert Panel, 2015. Nitrogen Use Efficiency (NUE) - an indicator for the utilization of nitrogen in agriculture and food systems. Wageningen University, Alterra, PO Box 47, NL-6700 Wageningen,



- Netherlands. 47 S. <http://www.eunep.com/wp-content/uploads/2017/03/Report-NUE-Indicator-Nitrogen-Expert-Panel-18-12-2015.pdf>.
- European Commission, 2020. Farm to Fork Strategy. For a fair, healthy and environmentally-friendly food system. European Commission. [https://ec.europa.eu/food/horizontal-topics/farm-fork-strategy\\_de](https://ec.europa.eu/food/horizontal-topics/farm-fork-strategy_de).
- Everwand, G., Cass, S., Dauber, J., Williams, M., Stout, J., 2017. Legume crops and biodiversity. In: Murphy-Bokern, D., Stoddard, F.L., Watson, C.A. (Eds.), *Legumes in cropping systems*. CABI, Wallingford, Oxfordshire, UK, Boston, MA, pp. 55–69.
- FAIRagro, 2022. FAIRagro. <https://www.fairagro.net>.
- FAO, 2022. AGROVOC. <https://www.fao.org/agrovoc>.
- Farruggia, A., Dumont, B., Scohier, A., Leroy, T., Pradel, P., Garel, J.-P., 2012. An alternative rotational stocking management designed to favour butterflies in permanent grasslands. *Grass and Forage Science* 67, 136–149.
- Feike, T., Riedesel Freiherr Zu Eisenbach, Ludwig, Lieb, R., Gabriel, D., Sabboura, D., Shawon, A.R., Wetzler, M., Klocke, B., Krengel-Horney, S., Schwarz, J., 2020. Einfluss von Pflanzenschutzstrategie und Bodenbearbeitung auf den CO<sub>2</sub>-Fußabdruck von Weizen. *Journal für Kulturpflanzen* 72, 311–326.
- Firbank, L.G., 2005. Striking a new balance between agricultural production and biodiversity. *Annals of Applied Biology* 146, 163–175.
- Flade, M., 2012. Von der Energiewende zum Biodiversitäts-Desaster – zur Lage des Vogelschutzes in Deutschland. *Vogelwelt* 133, 149–158.
- Flessa, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M., Munch, J., Beese, F., 2002. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O) from two farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 91, 175–189.
- FNR, 2022. Basisdaten Nachhaltigkeits Rohstoffe. <https://basisdaten.fnr.de/land-und-forstwirtschaft/landwirtschaft>.
- Fortmann, H., Rademacher, P., Groh, H., Höper, H., 2012. Stoffgehalte und -vorräte im Boden und deren Veränderungen. In: Höper, H., Meesenburg, H. (Eds.), *Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen*, Hannover, pp. 48–69.
- Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W., Firbank, L.G., 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology Letters* 1, 431–434.
- Gabriel, D., Sait, S.M., Hodgson, J.A., Schmutz, U., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters* 13, 858–869.
- Gabriel, D., Sait, S.M., Kunin, W.E., Benton, T.G., 2013. Food production vs. biodiversity: comparing organic and conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology* 50, 355–364.
- Gaynor, J.D., Findlay, W.I., 1995. Soil and phosphorus loss from conservation and conventional tillage in corn production. *Journal of Environmental Quality* 24, 734–741.
- Geiger, F., van der Lubbe, S., Brunsting, A.M.H., Snoo, G.R. de, 2010. Insect abundance in cow dung pats of different farming systems. *entomologische berichten* 70, 106–110.
- Germeier, C.U., Unger, S., 2019. Modeling crop genetic resources phenotyping information systems. *Frontiers in Plant Science* 10, 728. 728.
- Gerowitt, B., Schröder, S., Dempfle, L., Engels, E.-M., Engels, J., Feindt, P.H., Graner, A., Hamm, U., Heißenhuber, A., Schulte-Coerne, H., Wolters, V., 2013. Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. BMELV. 20 S.
- Gillum, M., Johnson, P., Hudson, D., Williams, R., 2016. Fieldprint Calculator: A tool to evaluate the effects of management on physical sustainability. *Crops & Soils* 49, 26–29.
- Gottwald, F., Stein-Bachinger, K., 2016. Landwirtschaft für Artenvielfalt. Ein Naturschutzmodul für ökologisch wirtschaftende Betriebe. 2. Auflage. WWF Deutschland. 106 S. [www.landwirtschaft-artenvielfalt.de](http://www.landwirtschaft-artenvielfalt.de).
- Grethe, H., Martinez, J., Osterburg, B., Taube, F., Thom, F., 2021. Klimaschutz im Agrar- und Ernährungssystem Deutschlands: Die drei zentralen Handlungsfelder auf dem Weg zu Klimaneutralität. Gutachten für die Stiftung Klimaneutralität. Stiftung Klimaneutralität. 110 S. [https://www.stiftung-klima.de/app/uploads/2021/06/2021-06-01-Klimaneutralitaet\\_Landwirtschaft.pdf](https://www.stiftung-klima.de/app/uploads/2021/06/2021-06-01-Klimaneutralitaet_Landwirtschaft.pdf).
- Gutsche, V., Strassemeyer, J., 2007. SYNOPSIS – ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* 59, 197–210.
- Haller, L., Moakes, S., Niggli, U., Riedel, J., Stolze, M., Thompson, M., 2020. Entwicklungsperspektiven der ökologischen Landwirtschaft in Deutschland.

- Umweltbundesamt (Ed.). Texte 32/2020. 152 S. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/entwicklungsperspektiven-der-oekologischen>.
- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Holland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörrn, T., Goulson, D., Kroon, H. de, 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one* 12, e0185809.
- He, M., Dijkstra, F.A., 2014. Drought effect on plant nitrogen and phosphorus: a meta-analysis. *New Phytologist* 204, 924–931.
- Heap, I., 2014. Herbicide Resistant Weeds. In: Pimentel, D., Peshin, R. (Eds.), *Integrated Pest Management: Pesticide Problems*. Springer, Dordrecht, pp. 281–301.
- Heinz, S., Mayer, F., Kuhn, G., 2014. Artenreiches Grünland in Bayern. Tagungsband 58. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau, 28.-30. Aug. 2014, Arnstadt 58, 49–54.
- Heinz, S., Mayer, F., Kuhn, G., 2015. Grünlandmonitoring Bayern - Evaluierung der Agrarumweltmaßnahmen. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. 87 S. [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/gruendlandmonitorin-bayern-evaluierung\\_lfl-schriftenreihe.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/schriftenreihe/gruendlandmonitorin-bayern-evaluierung_lfl-schriftenreihe.pdf).
- Heldbjerg, H., Fox, A.D., Levin, G., Nyegaard, T., 2016. The decline of the Starling *Sturnus vulgaris* in Denmark is related to changes in grassland extent and intensity of cattle grazing. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 230, 24–31.
- Herrmann, M., Federle, C., Röhrig, M., Kleinhenz, B., 2021. Teilflächenspezifisches Prognosemodell zur räumlichen Verteilung von *Fusarium*-Halmbasisverbräunung. *Journal für Kulturpflanzen* 73, 131–139.
- Heyn, J., Olf, H.-W., 2018. Wirkungen reduzierter N-Düngung auf Produktivität, Bodenfruchtbarkeit und N-Austragsgefährdung – Beurteilung anhand mehrjähriger Feldversuche. VDLUFA (Ed.). VDLUFA-Schriftenreihe 72.
- Hirel, B., Le Gouis, J., Ney, B., Gallais, A., 2007. The challenge of improving nitrogen use efficiency in crop plants: towards a more central role for genetic variability and quantitative genetics within integrated approaches. *Journal of Experimental Botany* 58, 2369–2387.
- Hobbs, P.R., Sayre, K., Gupta, R., 2008. The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 363, 543–555.
- Hofer, D., Suter, M., Haughey, E., Finn, J.A., Hoekstra, N.J., Buchmann, N., Lüscher, A., 2016. Yield of temperate forage grassland species is either largely resistant or resilient to experimental summer drought. *Journal of Applied Ecology* 53, 1023–1034.
- Hofmeister, H., Garve, E., 2006. *Lebensraum Acker*. Verlag Kessel, Remagen.
- Holzschuh, A., Steffan-Dewenter, I., Kleijn, D., Tschardtke, T., 2007. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44(1), 41–49.
- Hornburg, B., 2006. Outcrossing in lentil (*Lens culinaris*) depends on cultivar, location and year, and varies within cultivars. *Plant Breeding* 125, 638–640.
- Hossard, L., Archer, D.W., Bertrand, M., Colnenne-David, C., Debaeke, P., Ernfors, M., Jeuffroy, M.-H., Munier-Jolain, N., Nilsson, C., Sanford, G.R., Snapp, S.S., Jensen, E.S., Makowski, D., 2016. A meta-analysis of maize and wheat yields in low-input vs. conventional and organic systems. *Agronomy Journal* 108, 1155.
- Hossard, L., Philibert, A., Bertrand, M., Colnenne-David, C., Debaeke, P., Munier-Jolain, N., Jeuffroy, M.H., Richard, G., Makowski, D., 2014. Effects of halving pesticide use on wheat production. *Scientific Reports* 4, 4405.
- Hötter, V., Dierschke, V., Flade, M., Leuschner, C., 2014. Diversitätsverluste in der Brutvogelwelt des Acker- und Grünlands. *Natur und Landschaft* 89, 410–416.
- Hou, Y., Velthof, G.L., Lesschen, J.P., Staritsky, I.G., Oenema, O., 2017. Nutrient recovery and emissions of ammonia, nitrous oxide, and methane from animal manure in Europe: effects of manure treatment technologies. *Environmental Science & Technology* 51, 375–383.
- Huguenin-Elie, O., Delaby, L., Le Clerc'h, S., Moreno, G.M., Teixeira, R.F.M., Schneider, M.K., 2018. Optimising ecosystem services provided by grassland systems. Teagasc, Animal & Grassland Research and Innovation Centre. Sustainable meat and milk production from grasslands. Proceedings of the 27th General Meeting of the European Grassland Federation, Cork, Ireland, 17-21 June 2018, 520–534.
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Sauter, G.J., Walter, T., 2010. Impact of different meadow mowing techniques on field invertebrates. *Journal of Applied Entomology* 134, 592–599.
- Hünig, C., Benzler, A., 2017. *Das Monitoring der Landwirtschaftsflächen mit hohem Naturwert in Deutschland*. BfN-Skripten 476, Bonn-Bad Godesberg. 46 S.
- Hunt, J.R., Celestina, C., Kirkegaard, J.A., 2020. The realities of climate change, conservation agriculture and soil carbon sequestration. *Global Change Biology* 26, 3188–3189.

- Hüwing, H., 2008. Vergleich der Winterweizenproduktion ökologisch und konventionell wirtschaftender Betriebe in Schleswig-Holstein – COMPASS (Comparative Assessment of Land Use Systems). Dissertation Kiel.
- Ineichen, S., Marquardt, S., Wettstein, H.-R., Kreuzer, M., Reidy, B., 2019. Milk fatty acid profile and nitrogen utilization of dairy cows fed ryegrass-red clover silage containing plantain (*Plantago lanceolata* L.). *Livestock Science* 221, 123–132.
- IPCC, 2019. Climate Change and Land. An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. Intergovernmental Panel on Climate Change. Shukla, P.R., Skea, J., Calvo Buendia, E., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., van Diemen, R., Ferrat, M., Haughey, E., Luz, S., Neogi, S., Pathak, M., Petzold, J., Portugal Pereira, J., Vyas, P., Huntley, E., Kissick, K., Belkacemi, M., Malley, J. (Eds.). 906 S. <https://www.ipcc.ch/srccl/>.
- Isbell, F., Reich, P.B., Tilman, D., Hobbie, S.E., Polasky, S., Binder, S., 2013. Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 110, 11911–11916.
- ISIP, 2022. ISIP - das Informationssystem für die integrierte Pflanzenproduktion. <https://www.isip.de/isip/servlet/isip-de>.
- IVPTI, 2022. The International “4 per 1000” Initiative. Soils for Food Security and Climate. <https://www.4p1000.org>.
- Jackson, L.E., Pascual, U., Hodgkin, T., 2007. Utilizing and conserving agrobiodiversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 121, 196–210.
- Jansen-Willems, A.B., Lanigan, G.J., Grünhage, L., Müller, C., 2016. Carbon cycling in temperate grassland under elevated temperature. *Ecology and Evolution* 6, 7856–7868.
- Jedicke, E., 2014. Ökosystemleistungen des Grünlands – welche Grünlandnutzung brauchen wir? In: Multifunktionalität des Dauergrünlandes erhalten und nutzen. Tagungsband 58. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, pp. 9–19.
- Jeffery, S., Abalos, D., Prodana, M., Bastos, A.C., van Groenigen, J.W., Hungate, B.A., Verheijen, F., 2017. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. *IOP Publishing Ltd. Environmental Research Letters* 12, 53001.
- JKI, 2022. Synopsweb. <http://synops.julius-kuehn.de/>.
- Jordan, V.W.L., Hutcheon, J.A., Kendall, D.A., 1997. Influences of cultivation practices on arable crop pests, diseases and weeds and their control requirements. *Proceedings of EC-workshop on EC concerted Action No. AIR 3-CT93-1464 Band III*. In: Tebrügge, F., Böhrnsen, A. (Eds.), Experience with the applicability of no-tillage crop production in the West-European countries. *Proceedings of EC-workshop on EC concerted Action No. AIR 3-CT93-1464 Band III*. Wissenschaftlicher Fachverlag Dr. Fleck, Gießen, pp. 43–50.
- Judson, H.G., Fraser, P.M., Peterson, M.E., Edwards, G.R., 2018. Specific genotypes of plantain (*Plantago lanceolata*) vary in their impact on sheep urine volume and nitrification in the urine patch. *Journal of New Zealand Grasslands* 80, 125–128.
- Juroszek, P., Racca, P., Link, S., Farhumand, J., Kleinhenz, B., 2020. Overview on the review articles published during the past 30 years relating to the potential climate change effects on plant pathogens and crop disease risks. *John Wiley & Sons, Ltd. Plant Pathology* 69, 179–193.
- Kage, H., Rübiger, T., Sieling, K., 2022. Stickstoffdüngung zu Winterraps und Winterweizen. Eine Evaluierung der Düngeverordnung, methodischer Aspekte der Auswertung von Düngeversuchen sowie der Beziehung zwischen Dünghöhe und Stickstoffauswaschung. *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 100.
- Kagiya, N., Reinsch, T., Taube, F., Salminen, J.-P., Kluß, C., Hasler, M., Malisch, C.S., 2019. Turnover rates of roots vary considerably across temperate forage species. *Soil Biology and Biochemistry* 139, 107614.
- Kahmen, A., Perner, J., Buchmann, N., 2005. Diversity-dependent productivity in semi-natural grasslands following climate perturbations. *Functional Ecology* 19, 594–601.
- Kanter, D.R., Searchinger, T.D., 2018. A technology-forcing approach to reduce nitrogen pollution. *Nature Sustainability* 1, 544–552.
- Kassam, A., Friedrich, T., Shaxson, F., Pretty, J., 2009. The spread of Conservation Agriculture: justification, sustainability and uptake. *International Journal of Agricultural Sustainability* 7, 292–320.
- Kayatz, B., Baroni, G., Hillier, J., Lüdtke, S., Heathcote, R., Malin, D., van Tonder, C., Kuster, B., Freese, D., Hüttl, R., Wattenbach, M., 2019. Cool Farm Tool Water: A global on-line tool to assess water use in crop production. *Journal of Cleaner Production* 207, 1163–1179.



- Klaus, V.H., Hölzel, N., Prati, D., Schmitt, B., Schöning, I., Schrupf, M., Solly, E.F., Hänsel, F., Fischer, M., Kleinebecker, T., 2016. Plant diversity moderates drought stress in grasslands: Implications from a large real-world study on  $(13)\text{C}$  natural abundances. *The Science of the Total Environment* 566-567, 215–222.
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharnke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology & Evolution* 26, 474–481.
- Klik, A., Rosner, J., 2020. Long-term experience with conservation tillage practices in Austria: Impacts on soil erosion processes. *Soil and Tillage Research* 203, 104669.
- Klink, H., Verreet, J.-A., Hasler, M., Birr, T., 2021. Will triazoles still be of importance in disease control of *Zymoseptoria tritici* in the future? *Agronomy* 11, 933.
- Klocke, B., Dachbrodt-Saaydeh, S., 2016. Die Tücken liegen im Detail. DLG-Mitteilungen: Agrarmanagement, Trends & Perspektiven 131, 56–59.
- Kolbe, H., 2015. Bodenfruchtbarkeit - Grundlage erfolgreicher Landwirtschaft. In: Bodenfruchtbarkeit - Grundlage erfolgreicher Landwirtschaft. BAD Tagungsband 2015, Frankfurt/Main, pp. 89–123.
- Konefal, J., Hatanaka, M., Constance, D.H., 2019. Multi-stakeholder initiatives and the divergent construction and implementation of sustainable agriculture in the USA. *Renewable Agriculture and Food Systems* 34, 293–303.
- Krause, B., Wesche, K., Culmsee, H., Leuschner, C., 2014. Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Grünland seit 1950. W.Kohlhammer GmbH. *Natur und Landschaft* 89, 399–404.
- Kremen, C., Williams, N.M., Thorp, R.W., 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99, 16812–16816.
- Kruska, V., Emmerling, C., 2008. Flächennutzungswandel durch Biogaserzeugung. Regionale und lokale Erhebungen in Rheinland-Pfalz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 40, 69–72.
- Küstermann, B., Christen, O., Hülsbergen, K.-J., 2010. Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135, 70–80.
- Küstermann, B., Kainz, M., Hülsbergen, K.-J., 2008. Modelling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farming systems. *Renewable Agriculture and Food Systems* 23, 38–52.
- Laidig, F., Feike, T., Hadasch, S., Rentel, D., Klocke, B., Miedaner, T., Piepho, H.P., 2021. Breeding progress of disease resistance and impact of disease severity under natural infections in winter wheat variety trials. *Theoretical and Applied Genetics* 134, 1281–1302.
- Lamichhane, J.R., Arendse, W., Dachbrodt-Saaydeh, S., Kudsk, P., Roman, J.C., van Bijsterveldt-Gels, J.E., Wick, M., Messéan, A., 2015. Challenges and opportunities for integrated pest management in Europe: A telling example of minor uses. *Crop Protection* 74, 42–47.
- Lang, M., Prestele, J., Fischer, C., Kollist, H., Albrecht, H., 2016. Reintroduction of rare arable plants by seed transfer. What are the optimal sowing rates? *Ecology and Evolution* 6, 5506–5516.
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C.A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R.I., Mellado-Vázquez, P.G., Malik, A.A., Roy, J., Scheu, S., Steinbeiss, S., Thomson, B.C., Trumbore, S.E., Gleixner, G., 2015. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications* 6, 6707.
- Lauri, P.-É., Barkaoui, K., Ater, M., Rosati, A., 2019. Agroforestry for fruit trees in Europe and Mediterranean North Africa. In: Mosquera-Losada, M.R., Prabhu, R. (Eds.), *Agroforestry for sustainable agriculture*. Burleigh Dodds Series in Agricultural Science. Burleigh Dodds Science Publishing, pp. 385–418.
- Le Clec'h, S., Finger, R., Buchmann, N., Gosal, A.S., Hörtnagl, L., Huguenin-Elie, O., Jeanneret, P., Lüscher, A., Schneider, M.K., Huber, R., 2019. Assessment of spatial variability of multiple ecosystem services in grasslands of different intensities. *Journal of Environmental Management* 251, 109372.
- Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D., Munier-Jolain, N., 2017. Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nature Plants* 3, 17008.
- Libohova, Z., Seybold, C., Wysocki, D., Wills, S., Schoeneberger, P., Williams, C., Lindbo, D., Stott, D., Owens, P.R., 2018. Reevaluating the effects of soil organic matter and other properties on available water-holding capacity using the National Cooperative Soil Survey Characterization Database. *Soil and Water Conservation Society. Journal of Soil and Water Conservation* 73, 411–421.
- Lipiec, J., Stepniewski, W., 1995. Effects of soil compaction and tillage systems on uptake and losses of nutrients. *Soil and Tillage Research* 35, 37–52.
- Liu, X.J., Mosier, A.R., Halvorson, A.D., Reule, C.A., Zhang, F.S., 2007. Dinitrogen and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions in



- arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 2362–2370.
- Lorenz, H., Reinsch, T., Hess, S., Taube, F., 2019. Is low-input dairy farming more climate friendly? A meta-analysis of the carbon footprints of different production systems. *Journal of Cleaner Production* 211, 161–170.
- Lugato, E., Leip, A., Jones, A., 2018. Mitigation potential of soil carbon management overestimated by neglecting N<sub>2</sub>O emissions. *Nature Climate Change* 8, 219–223.
- Lüttger, A.B., Feike, T., 2018. Development of heat and drought related extreme weather events and their effect on winter wheat yields in Germany. *Theoretical and Applied Climatology* 132, 15–29.
- MacLeod, M., Moran, D., Eory, V., Rees, R.M., Barnes, A., Topp, C.F., Ball, B., Hoard, S., Wall, E., McVittie, A., Pajot, G., Matthews, R., Smith, P., Moxey, A., 2010. Developing greenhouse gas marginal abatement cost curves for agricultural emissions from crops and soils in the UK. *Agricultural Systems* 103, 198–209.
- Malhi, S.S., Grant, C.A., Johnston, A.M., Gill, K.S., 2001. Nitrogen fertilization management for no-till cereal production in the Canadian Great Plains: a review. *Soil and Tillage Research* 60, 101–122.
- Malhi, S.S., Nyborg, M., Goddard, T., Puurveen, D., 2011. Long-term tillage, straw management and N fertilization effects on quantity and quality of organic C and N in a Black Chernozem soil. Springer; Springer Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 90, 227–241.
- Manning, P., Loos, J., Barnes, A.D., Batáry, P., Bianchi, F.J., Buchmann, N., Deyn, G.B. de, Ebeling, A., Eisenhauer, N., Fischer, M., Fründ, J., Grass, I., Isselstein, J., Jochum, M., Klein, A.M., Klingenberg, E.O., Landis, D.A., Lepš, J., Lindborg, R., Meyer, S.T., Temperton, V.M., Westphal, C., Tscharrntke, T., 2019. Transferring biodiversity-ecosystem function research to the management of ‘real-world’ ecosystems. In: *Advances in Ecological Research*, pp. 323–356.
- McSherry, M.E., Ritchie, M.E., 2013. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. *Global Change Biology* 19, 1347–1357.
- Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C., 2011. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 108, 11500–11505.
- Metzing, D., Hofbauer, N., Ludwig, G., Matzke-Hajek, G., 2018. Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands. Band 7: Pflanzen. Deutschland. Bundesamt für Naturschutz (Ed.). *Naturschutz und biologische Vielfalt*, Bonn-Bad Godesberg. 784, IV Seiten.
- Meyer, S., Wesche, K., Krause, B., Brütting, C., Hensen, I., Leuschner, C., 2014. Diversitätsverluste und floristischer Wandel im Ackerland seit 1950. *Natur und Landschaft* 89, 392–398.
- Minasny, B., McBratney, A.B., 2018. Limited effect of organic matter on soil available water capacity. *European Journal of Soil Science* 69, 39–47.
- Möckel, S., Gawel, E., Kästner, M., Knillmann, S., Liess, M., Bretschneider, W., 2015. Eine Abgabe auf Pflanzenschutzmittel für Deutschland. *Natur und Recht* 37, 669–677.
- Möller, K., 2018. Soil fertility status and nutrient input-output flows of specialised organic cropping systems: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 112, 147–164.
- Möller, K., 2020. Einfluss der organischen Düngung auf die Stickstoff-, Phosphor und Klimagasemissionen. In: Boxberger, J., Mayer, Möller, K., Pöllinger (Eds.), *Praxishandbuch Organische Düngung. Effizient und nachhaltig*. Themenbibliothek Pflanzenproduktion. Erling Verlag, Clenze, pp. 401–480.
- Morris, N.L., Miller, P., Orson, J.H., Froud-Williams, R.J., 2010. The adoption of non-inversion tillage systems in the United Kingdom and the agronomic impact on soil, crops and the environment—A review. *Soil and Tillage Research* 108, 1–15.
- Morris, T.F., Murrell, T.S., Beegle, D.B., Camberato, J.J., Ferguson, R.B., Grove, J., Ketterings, Q., Kyveryga, P.M., Laboski, C.A., McGrath, J.M., Meisinger, J.J., Melkonian, J., Moebius-Clune, B.N., Nafziger, E.D., Osmond, D., Sawyer, J.E., Scharf, P.C., Smith, W., Spargo, J.T., van Es, H.M., Yang, H., 2018. Strengths and Limitations of Nitrogen Rate Recommendations for Corn and Opportunities for Improvement. *Agronomy Journal* 110, 1–37.
- Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, 2012. *Bioenergie: Möglichkeiten und Grenzen. Kurzfassung und Empfehlungen*. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina, Halle (Saale). 50 S.
- Nesme, T., Metson, G.S., Bennett, E.M., 2018. Global phosphorus flows through agricultural trade. *Global Environmental Change* 50, 133–141.
- Neugschwandtner, R.W., Száková, J., Pachtrog, V., Tlustoš, P., Kulhánek, M., Černý, J., Kaul, H.-P., Wagentristl, H., Moitzi, G., Euteneuer, P., 2022. Exchangeable and plant-available macronutrients in a long-term tillage and crop rotation experiment after 15 years. *Plants* 11, 565.

- Nicholson, C.C., Emery, B.F., Niles, M.T., 2021. Global relationships between crop diversity and nutritional stability. *Nature Communications* 12, 5310.
- Norton, M., van Sprundel, G.-J., Turvey, C.G., Meuwissen, M.P., 2016. Applying weather index insurance to agricultural pest and disease risks. *International Journal of Pest Management* 62, 195–204.
- Oenema, O., Velthof, G.L., Yamulki, S., Jarvis, S.C., 1997. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. *Soil Use and Management* 13, 288–295.
- Olesen, J.E., Jørgensen, L.N., Petersen, J., Mortensen, J.V., 2003. Effects of rate and timing of nitrogen fertilizer on disease control by fungicides in winter wheat. 1. Grain yield and foliar disease control. *The Journal of Agricultural Science* 140, 1–13.
- Ölschläger, C., Zeller, F.J., Treutter, D., 2009. Rutin and proanthocyanidin contents in buckwheat grains: combined biosynthesis in interspecific hybrids between *Fagopyrum esculentum* Moench x *F. homotropicum* Ohnishi and their progeny. *The European Journal of Plant Science and Biotechnology* 4, 98–109.
- Omara, P., Aula, L., Oyebiyi, F., Raun, W.R., 2019. World Cereal Nitrogen Use Efficiency Trends: Review and Current Knowledge. *Agrosystems, Geosciences & Environment* 2, 1–8.
- Oomes, M.J.M., 1992. Yield and species density of grasslands during restoration management. *Journal of Vegetation Science* 3, 271–274.
- Oppermann, R., Buhk, C., Pfister, S., 2019. Handlungsperspektiven für eine insektenfreundliche Landnutzung. *W.Kohlhammer GmbH. Natur und Landschaft* 94, 279–288.
- Owen, J.J., Parton, W.J., Silver, W.L., 2015. Long-term impacts of manure amendments on carbon and greenhouse gas dynamics of rangelands. *Global Change Biology* 21, 4533–4547.
- Palma, R.M., Rímolo, M., Saubidet, M.I., Conti, M.E., 1997. Influence of tillage system on denitrification in maize-cropped soils. *Springer; Springer-Verlag. Biology and Fertility of Soils* 25, 142–146.
- Palmer, R.G., Perez, P.T., Ortiz-Perez, E., Maalouf, F., Suso, M.J., 2009. The role of crop-pollinator relationships in breeding for pollinator-friendly legumes: from a breeding perspective. *Euphytica* 170, 35–52.
- Papoutsoglou, E.A., Faria, D., Arend, D., Arnaud, E., Athanasiadis, I.N., Chaves, I., Coppens, F., Cornut, G., Costa, B.V., Ćwiek-Kupczyńska, H., Droesbeke, B., Finkers, R., Gruden, K., Junker, A., King, G.J., Krajewski, P., Lange, M., Laporte, M.-A., Michotey, C., Oppermann, M., Ostler, R., Poorter, H., Ramí Rez-Gonzalez, R., Ramšák, Ž., Reif, J.C., Rocca-Serra, P., Sansone, S.-A., Scholz, U., Tardieu, F., Uauy, C., Usadel, B., Visser, R.G.F., Weise, S., Kersey, P.J., Miguel, C.M., Adam-Blondon, A.-F., Pommier, C., 2020. Enabling reusability of plant phenomic datasets with MIAPPE 1.1. *New Phytologist* 227, 260–273.
- Pembleton, K.G., Hills, J.L., Freeman, M.J., McLaren, D.K., French, M., Rawnsley, R.P., 2016. More milk from forage: Milk production, blood metabolites, and forage intake of dairy cows grazing pasture mixtures and spatially adjacent monocultures. *Journal of Dairy Science* 99, 3512–3528.
- Peters, W., Schultze, C., Köppel, J., 2008. Naturschutzfachliche Anforderungen an den Energiepflanzenanbau & Naturschutzfachliche Bewertung von Anbaufrüchten und-verfahren. In: Vogt, R., Gärtner, S., Reinhardt, G., Köppen, S. (Eds.), *Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland*, pp. 235–304.
- Petersen, J., 2018. Konsequenzen des Glyphosateinsatzes im Ackerbau für Anbausysteme, Umwelt und Gesellschaft. *TH Bingen, Bingen*. 38 S.
- Pittelkow, C.M., Liang, X., Linquist, B.A., van Groenigen, K.J., Lee, J., Lundy, M.E., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C., 2015. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature* 517, 365–368.
- Poeplau, C., 2021. Grassland soil organic carbon stocks along management intensity and warming gradients. *Grass and Forage Science* 76, 186–195.
- Poeplau, C., Zopf, D., Greiner, B., Geerts, R., Korvaar, H., Thumm, U., Don, A., Heidkamp, A., Flessa, H., 2018. Why does mineral fertilization increase soil carbon stocks in temperate grasslands? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 265, 144–155.
- Poetz, K., Haas, R., Balzarova, M., 2012. Emerging strategic corporate social responsibility partnership initiatives in agribusiness: the case of the sustainable agriculture initiative. *Journal on Chain and Network Science* 12, 151–165.
- Ponti, T. de, Rijk, B., van Ittersum, M. K., 2012. The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems* 108, 1–9.
- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 365, 2959–2971.
- Powney, G.D., Carvell, C., Edwards, M., Morris, R.K.A., Roy, H.E., Woodcock, B.A., Isaac, N.J.B., 2019. Widespread

- losses of pollinating insects in Britain. *Nature Communications* 10, 1018.
- Prager, K., Hagemann, N., Schuler, J., Heyn, N., 2011. Incentives and enforcement: The institutional design and policy mix for soil conservation in Brandenburg (Germany). *Land Degradation & Development* 22, 111–123.
- Räbiger, T., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Quinones, T.S., Böttcher, U., Kage, H., 2020. Indirect nitrous oxide emissions from oilseed rape cropping systems by  $\text{NH}_3$  volatilization and nitrate leaching as affected by nitrogen source, N rate and site conditions. *European Journal of Agronomy* 116, 126039.
- Rajmis, S., Karpinski, I., Kehlenbeck, H., 2021. Ökonomische Kennzahlen und betriebswirtschaftliche Bewertung von teilflächenspezifischen Pflanzenschutzmittelapplikationen mit Direkteinspeisung und Assistenzsystem. *Journal für Kulturpflanzen* 73, 159–170.
- Ratjen, A.M., Reinsdorf, E., Kage, H., 2016. Sechs Jahre ISIP Düngeempfehlungsmodell für Winterweizen. *Mitt. Ges. Pflanzenbauwiss.* 28, 96–97.
- Ravetto Enri, S., Probo, M., Farruggia, A., Lanore, L., Blanchetete, A., Dumont, B., 2017. A biodiversity-friendly rotational grazing system enhancing flower-visiting insect assemblages while maintaining animal and grassland productivity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 241, 1–10.
- Reinsch, T., Malisch, C., Lorenz, H., Böldt, M., Peters, T., Poyda, A., Taube, F., 2018. THG-Emissionen im Futterbau und in der Milchproduktion. In: Leistungen von Gras und Klee-Gras auf Acker und Grünland. Tagungsband ; Vorträge und Posterbeiträge der 62. Jahrestagung der AGGF in Kiel 30. August - 01. September 2018. Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Kiel.
- Reinsdorf, E., Baumgärtel, G., Rathjen, A.M., Kage, H., 2016. Online optimieren. *DLG Mitteilungen*, 20–22.
- Richner, W., Sinaj, S., 2017. Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD 2017). *Spezialpublikation. Agrarforschung Schweiz* 8, 276 S.
- Riesch, F., Komainda, M., Horn, J., Isselstein, J., 2020. Grüne Aussichten: mehr Weidegang für Milchkühe durch virtuelle Zäune? In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Ed.), Chancen der Wertschöpfung, Probleme der Wertschätzung im Grünland.
- Riggers, C., Poeplau, C., Don, A., Frühauf, C., Dechow, R., 2021. How much carbon input is required to preserve or increase projected soil organic carbon stocks in German croplands under climate change? *Plant and Soil* 460, 417–433.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, A., Chapin, F.S., Lambin, E.F., Lenton, T.M., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H.J., Nykvist, B., Wit, C.A. de, Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P.K., Costanza, R., Svedin, U., Falkenmark, M., Karlberg, L., Corell, R.W., Fabry, V.J., Hansen, J., Walker, B., Liverman, D., Richardson, K., Crutzen, P., Foley, J.A., 2009. A safe operating space for humanity. *Nature Publishing Group. Nature* 461, 472–475.
- Rose, L., Leuschner, C., 2012. The diversity–productivity relationship in a permanent temperate grassland: negative diversity effect, dominant influence of management regime. *Plant Ecology & Diversity* 5, 265–274.
- Roy, J., 2001. How does biodiversity control primary productivity? In: Saugier, B., Mooney, H.A., Roy, J. (Eds.), *Terrestrial global productivity. Physiological ecology series. Academic Press, San Diego, Calif*, pp. 169–186.
- Ruser, R., Fuß, R., Andres, M., Hegewald, H., Kesenheimer, K., Köbke, S., Räbiger, T., Quinones, T.S., Augustin, J., Christen, O., Dittert, K., Kage, H., Lewandowski, I., Prochnow, A., Stichnothe, H., Flessa, H., 2017. Nitrous oxide emissions from winter oilseed rape cultivation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 249, 57–69.
- Ruysschaert, G., Nelissen, V., Postma, R., Bruun, E., O’Toole, A., Hammond, J., Rödger, J.-M., Hylander, L., Kihlberg, T., Zwart, K., Hauggaard-Nielsen, H., Shackley, S., 2016. In: Shackley, S., Ruysschaert, G., Zwart, K., Glaser, B. (Eds.), *Biochar in European soils and agriculture. Science and practice. Routledge Taylor & Francis Group Earthscan from Routledge, London, New York*.
- Ryan, S.F., Adamson, N.L., Aktipis, A., Andersen, L.K., Austin, R., Barnes, L., Beasley, M.R., Bedell, K.D., Briggs, S., Chapman, B., Cooper, C.B., Corn, J.O., Creamer, N.G., Delborne, J.A., Domenico, P., Driscoll, E., Goodwin, J., Hjarding, A., Hulbert, J.M., Isard, S., Just, M.G., Kar Gupta, K., López-Urbe, M.M., O’Sullivan, J., Landis, E.A., Madden, A.A., McKenney, E.A., Nichols, L.M., Reading, B.J., Russell, S., Sengupta, N., Shapiro, L.R., Shell, L.K., Sheard, J.K., Shoemaker, D.D., Sorger, D.M., Starling, C., Thakur, S., Vatsavai, R.R., Weinstein, M., Winfrey, P., Dunn, R.R., 2018. The role of citizen science in addressing grand challenges in food and agriculture research. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 285, 20181977.
- Sainju, U.M., Senwo, Z.N., Nyakatawa, E.Z., Tazisong, I.A., Reddy, K.C., 2008. Tillage, cropping systems, and nitrogen fertilizer source effects on soil carbon sequestration and fractions. *Journal of Environmental Quality* 37, 880–888.



- Salo, T., Turtola, E., 2006. Nitrogen balance as an indicator of nitrogen leaching in Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113, 98–107.
- Saltzmann, J., Kehlenbeck, H., 2018. Wirtschaftlichkeitsbewertung von Pflanzenschutzstrategien in E- und A-Weizen anhand eines Feldversuches in Brandenburg mit sechsgliedriger Fruchtfolge in den Jahren 2004 bis 2016. *Gesunde Pflanzen* 70, 129–138.
- Sassenrath, G.F., Schneider, J.M., Gaj, R., Grzebisz, W., Halloran, J.M., 2013. Nitrogen balance as an indicator of environmental impact. *Renewable Agriculture and Food Systems* 28, 276–289.
- Schepers, W., 2020. Herausforderungen beim Nährstoffmanagement in Gebieten mit hohem Tierbesatz am Beispiel Niedersachsen. In: Boxberger, J., Mayer, Möller, K., Pöllinger (Eds.), *Praxishandbuch Organische Düngung. Effizient und nachhaltig. Themenbibliothek Pflanzenproduktion*. Erling Verlag, Clenze, pp. 551–566.
- Schmidt, H.-P., Anca-Couce, A., Hagemann, N., Werner, C., Gerten, D., Lucht, W., Kammann, C., 2019. Pyrogenic carbon capture and storage. *GCB Bioenergy* 11, 573–591.
- Schneider, F., Don, A., 2019. Root-restricting layers in German agricultural soils. Part I: extent and cause. *Plant and Soil* 442, 433–451.
- Schneider, F., Don, A., Hennings, I., Schmittmann, O., Seidel, S.J., 2017. The effect of deep tillage on crop yield – What do we really know? *Soil and Tillage Research* 174, 193–204.
- Schneider, M.K., Homburger, H., Lüscher, A., 2011. Survey of the biodiversity-productivity relationship in Swiss summer pastures. *Grassland Science in Europe* 16, 487–489.
- Schwarz, J., Klocke, B., Wagner, C., Kregel, S., 2018. Untersuchungen zum notwendigen Maß bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Winterweizen in den Jahren 2004 bis 2016. *Gesunde Pflanzen* 70, 119–127.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W.W., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574, 671–674.
- Seidel, P., 2016. Auswirkungen von Extremwetterereignissen auf Schaderreger, ihre Schadwirkung und Pflanzenschutzmaßnahmen - erste Hinweise. Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen. *Journal für Kulturpflanzen* 68, 253–269.
- Seiter, C., Flaig, H., Hartung, K., Ott, J., Breuer, J., Möller, K., 2017. Pflanzenbauliche und bodenökologische Auswirkungen von Pflug-, Mulch- und Direktsaat - „Systemvergleich Bodenbearbeitung“. Abschlussbericht. Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (LTZ). (Ed.). <https://ltz.landwirtschaft-bw.de/pb/,Lde/Startseite/Arbeitsfelder/Bodenbearbeitung?QUERYSTRING=Abschlussbericht+2017>.
- Sela, S., van Es, H.M., Moebius-Clune, B.N., Marjerison, R., Moebius-Clune, D., Schindelbeck, R., Severson, K., Young, E., 2017. Dynamic model improves agronomic and environmental outcomes for maize nitrogen management over static approach. *Journal of Environmental Quality* 46, 311–319.
- Sieling, K., Kage, H., 2006. N balance as an indicator of N leaching in an oilseed rape – winter wheat – winter barley rotation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 115, 261–269.
- Sievert, M., 2000. Aspekte des Pflanzenschutzes in Winterweizen, Winterweizen und Wintergerste bei nichtwendender Bodenbearbeitung. Zugl.: Göttingen, Univ., Diss., 1999. Cuvillier, Göttingen.
- Simon, P.L., Klein, C.A.M. de, Worth, W., Rutherford, A.J., Dieckow, J., 2019. The efficacy of *Plantago lanceolata* for mitigating nitrous oxide emissions from cattle urine patches. *The Science of the Total Environment* 691, 430–441.
- Simon, S., Brun, L., Guinaudeau, J., Sauphanor, B., 2011. Pesticide use in current and innovative apple orchard systems. *Agronomy for Sustainable Development* 31, 541–555.
- Sinn, C., Pohl, J.-P., Jahncke, D., Golla, B., 2021. Webservices für die teilschlagspezifische Bereitstellung ökologischer und ökonomischer Kennzahlen und Basisinformationen im Pflanzenschutz. 149-158 Seiten / *Journal für Kulturpflanzen*, Bd. 73 Nr. 5-6 (2021): Themenheft: Assistenzsysteme für den Pflanzenschutz / *Journal für Kulturpflanzen*, Bd. 73 Nr. 5-6 (2021): Themenheft: Assistenzsysteme für den Pflanzenschutz. *Journal für Kulturpflanzen*.
- Sirami, C., Gross, N., Baillo, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-Garcia, M.Á., Miñano, J., Mathevet,



- R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tschardtke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019a. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116, 16442–16447.
- Sirami, C., Gross, N., Baillod, A.B., Bertrand, C., Carrié, R., Hass, A., Henckel, L., Miguet, P., Vuillot, C., Alignier, A., Girard, J., Batáry, P., Clough, Y., Violle, C., Giralt, D., Bota, G., Badenhausser, I., Lefebvre, G., Gauffre, B., Vialatte, A., Calatayud, F., Gil-Tena, A., Tischendorf, L., Mitchell, S., Lindsay, K., Georges, R., Hilaire, S., Recasens, J., Solé-Senan, X.O., Robleño, I., Bosch, J., Barrientos, J.A., Ricarte, A., Marcos-Garcia, M.Á., Miñano, J., Mathevet, R., Gibon, A., Baudry, J., Balent, G., Poulin, B., Burel, F., Tschardtke, T., Bretagnolle, V., Siriwardena, G., Ouin, A., Brotons, L., Martin, J.-L., Fahrig, L., 2019b. Increasing crop heterogeneity enhances multitrophic diversity across agricultural regions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116, 16442–16447.
- Skiba, U., Drewer, J., Tang, Y.S., van Dijk, N., Helfter, C., Nemitz, E., Famulari, D., Cape, J.N., Jones, S.K., Twigg, M., 2009. Biosphere–atmosphere exchange of reactive nitrogen and greenhouse gases at the NitroEurope core flux measurement sites: Measurement strategy and first data sets. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 133, 139–149.
- Skinner, C., Gattinger, A., Muller, A., Mäder, P., Fließbach, A., Stolze, M., Ruser, R., Niggli, U., 2014. Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management—a global meta-analysis. *The Science of the Total Environment* 468–469, 553–563.
- Smith, B., Holland, J., Jones, N., Moreby, S., Morris, A.J., Southway, S., 2009. Enhancing invertebrate food resources for skylarks in cereal ecosystems: how useful are in-crop agri-environment scheme management options? *Journal of Applied Ecology* 46, 692–702.
- Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research* 118, 66–87.
- Soussana, J.F., Graux, A.I., Tubiello, F.N., 2010. Improving the use of modelling for projections of climate change impacts on crops and pastures. *Journal of Experimental Botany* 61, 2217–2228.
- Speiser, B., Schärer, H.-J., Tamm, L., 2019. Direct plant protection in organic farming. In: Köpke, U. (Ed.), *Improving organic crop cultivation*. Burleigh Dodds Series in Agricultural Science Number 47. Burleigh Dodds Science Publishing, Cambridge, UK, pp. 303–322.
- Statistisches Bundesamt, 2019a. Flächenbelegung von Ernährungsgütern 2010–2017. Statistisches Bundesamt. Umweltökonomische Gesamtrechnungen. 29 S.
- Statistisches Bundesamt, 2019b. Statistisches Jahrbuch. Deutschland und Internationales. 2019. [https://www.destatis.de/DE/Themen/Querschnitt/Jahrbuch/statistisches-jahrbuch-2019-dl.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.destatis.de/DE/Themen/Querschnitt/Jahrbuch/statistisches-jahrbuch-2019-dl.pdf?__blob=publicationFile).
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., Carpenter, S.R., Vries, W. de, Wit, C.A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G.M., Persson, L.M., Ramanathan, V., Reyers, B., Sörlin, S., 2015. Sustainability. Planetary boundaries: guiding human development on a changing planet. *Science* 347, 1259855.
- Stein-Bachinger, K., Fuchs, S., 2012. Protection strategies for farmland birds in legume–grass leys as trade-offs between nature conservation and farmers’ needs. *Organic Agriculture*, 2(2), 145–162.
- Stein-Bachinger, K., Gottwald, F., Haub, A., Schmidt, E., 2021. To what extent does organic farming promote species richness and abundance in temperate climates? A review. Springer; Springer Netherlands. *Organic Agriculture* 11, 1–12.
- Steinkellner, S., 2019. Nationale Machbarkeitsstudie zum Glyphosatausstieg. Endbericht zum Forschungsprojekt Nummer 101347. Universität für Bodenkultur Wien, Wien. 257 S. [https://www.bmlrt.gv.at/dam/jcr:acbc2379-c87b-4448-81e3-e70fe-73fe0e2/Endbericht\\_Glyphosat\\_Forschungsprojekt\\_Nr\\_101347\\_08\\_2019\\_b.pdf](https://www.bmlrt.gv.at/dam/jcr:acbc2379-c87b-4448-81e3-e70fe-73fe0e2/Endbericht_Glyphosat_Forschungsprojekt_Nr_101347_08_2019_b.pdf).
- Steinmann, T., Welp, G., Holbeck, B., Amelung, W., 2016a. Long-term development of organic carbon contents in arable soil of North Rhine-Westphalia, Germany, 1979–2015. *European Journal of Soil Science* 67, 616–623.
- Steinmann, T., Welp, G., Wolf, A., Holbeck, B., Große-Rüschkamp, T., Amelung, W., 2016b. Repeated monitoring of organic carbon stocks after eight years reveals carbon losses from intensively managed agricultural soils in Western Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 179, 355–366.
- Suso, M.J., Bebeli, P.J., Christmann, S., Mateus, C., Negri, V., Pinheiro de Carvalho, M.A.A., Torricelli, R., Veloso, M.M., 2016. Enhancing legume ecosystem services

- through an understanding of plant-pollinator interplay. *Frontiers in Plant Science* 7, 333.
- Suso, M.J., del Río, R., 2015. A crop-pollinator inter-play approach to assessing seed production patterns in faba bean under two pollination environments. *Euphytica* 201, 231–251.
- Suter, M., Lüscher, A., 2008. Occurrence of *Senecio aquaticus* in relation to grassland management. *Applied Vegetation Science* 11, 317–324.
- Sylvester-Bradley, R., Thorman, R.E., Kindred, D.R., Wynn, S.C., Smith, K.E., Rees, R.M., Topp, C., Pappa, V.A., Mortimer, N.D., Misselbrook, T.H., Gilhespy, S., Cardenas, L.M., Chauhan, M., Bennett, G., Malkin, S., Munro, D.G., 2015. Minimising nitrous oxide intensities of arable crop products (MIN-NO). AHDB Project Report. Agriculture and Horticulture Development Board (AHDB). 228 S. <https://ahdb.org.uk/minimising-nitrous-oxide-intensities-of-arable-crop-products-min-no>.
- Szöcs, E., Brinke, M., Karaoglan, B., Schäfer, R.B., 2017. Large scale risks from agricultural pesticides in small streams. *Environmental Science & Technology* 51, 7378–7385.
- Taube, F., 2018. Expertise zur Bewertung des neuen Dünge-rechts (DüG, DüV, StoffBilV) von 2017 in Deutschland im Hinblick auf den Gewässerschutz. Studie im Auftrag von: BDEW - Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V., Kiel. 25 S.
- Tebbe, C., Breckheimer, B., Racca, P., Schorn, C., Kleinhenz, B., Nauen, R., 2016. Incidence and spread of knockdown resistance (kdr) in German Colorado potato beetle (*Leptinotarsa decemlineata* Say) populations. *EPPO Bulletin* 46, 129–138.
- Tebrügge, F., 1990. Stroheinarbeitung: Nicht bloß Resteverwertung. *DLG Mitteilungen* 13, 592.
- Techen, A.-K., Ries, E., Steinführer, A., 2015. Evaluierung der Gewässerschutzberatung in Hessen im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Auswirkungen auf Wissen und Handeln von Landwirten. Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Report 33. [https://www.openagr.de/receive/timport\\_mods\\_00008882](https://www.openagr.de/receive/timport_mods_00008882).
- Thate, A., 2014. Resistenzen gegenüber Pflanzenschutzmitteln in Sachsen. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. 2 S.
- Thies, C., Schreiber, J., Flohre, A., Fischer, C., Tschardt, T., 2010. Diversität, Produktivität und landwirtschaftliche Intensivierung. In: Hotes, S., Wolters, V. (Eds.), *Fokus Biodiversität. Wie Biodiversität in der Kulturlandschaft erhalten und nachhaltig genutzt werden kann*. Oekom Verlag, München, pp. 171–175.
- Tilman, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R., Polasky, S., 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* 418, 671–677.
- Tilman, D., Socolow, R., Foley, J.A., Hill, J., Larson, E., Lynd, L., Pacala, S., Reilly, J., Searchinger, T., Somerville, C., Williams, R., 2009. Energy. Beneficial biofuels--the food, energy, and environment trilemma. *Science* 325, 270–271.
- Tonn, B., Thumm, U., Claupein, W., 2010. Semi-natural grassland biomass for combustion: influence of botanical composition, harvest date and site conditions on fuel composition. *Grass and Forage Science* 65, 383–397.
- Tschardt, T., Grass, I., Wanger, T.C., Westphal, C., Batáry, P., 2021. Beyond organic farming - harnessing biodiversity-friendly landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 36, 919–930.
- Tschumi, M., Albrecht, M., Bärtschi, C., Collatz, J., Entling, M.H., Jacot, K., 2016. Perennial, species-rich wildflower strips enhance pest control and crop yield. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 220, 97–103.
- Ulber, L., Rissel, D., 2018. Farmers' perspective on herbicide-resistant weeds and application of resistance management strategies: results from a German survey. *Pest management science* 74, 2335–2345.
- Umstatter, C., 2011. The evolution of virtual fences: A review. *Computers and Electronics in Agriculture* 75, 10–22.
- van den Putte, A., Govers, G., Diels, J., Gillijns, K., Demuzere, M., 2010. Assessing the effect of soil tillage on crop growth: A meta-regression analysis on European crop yields under conservation agriculture. Elsevier. *European Journal of Agronomy* 33, 231–241.
- van der Kooij, C.J., Reich, M., Löw, M., Kok, L.J. de, Tausz, M., 2016. Growth and yield stimulation under elevated CO<sub>2</sub> and drought: A meta-analysis on crops. Elsevier BV. *Environmental and Experimental Botany* 122, 150–157.
- van der Ploeg, R.R., Ringe, H., Machulla, G., Hermsmeyer, D., 1997. Postwar Nitrogen Use Efficiency in West German Agriculture and Groundwater Quality. *Journal of Environmental Quality* 26, 1203–1212.
- van Groenigen, J.W., Velthof, G.L., Oenema, O., van Groenigen, K.J., van Kessel, C., 2010. Towards an agronomic assessment of N<sub>2</sub>O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science* 61, 903–913.
- Voss, M.C., 1998. Einfluss einer reduzierten Bodenbearbeitung und Direktsaat auf das Auftreten von Ackerschnecken (Mollusca, Gastropoda), die Verunkrautung sowie den Befall mit der Wurzelhals- und Stengelfäule (*Phoma lingam*) in Winterraps. Dissertation.

- Voßhenrich, H.-H., Landschreiber, M., Henne, U., Schleich-Saidfar, C., Epperlein, J., Olderog-Enge, K., Matthiesen, H., 2018. Entwicklung nachhaltig wirkender Methoden zur Ackerfuchsschwanzbekämpfung. Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig. 163 S. 10.3220/WP1530178331000.
- Vries, W. de, Kros, J., Kroeze, C., Seitzinger, S.P., 2013. Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5, 392–402.
- Wachendorf, M., Buchter, M., Trott, H., Taube, F., 2004. Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses. *Grass and Forage Science* 59, 56–68.
- Wagner, D.L., 2020. Insect Declines in the Anthropocene. *Annual Review of Entomology* 65, 457–480.
- Webb, J., Pain, B., Bittman, S., Morgan, J., 2010. The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response—A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 137, 39–46.
- Weber, K., Eichenauer, S., Stadlbauer, E., Schulten, M.A., Echterhof, T., Kammann, C., Schmidt, H.-P., Gerlach, A., Gerlach, H., 2016. Verwendung von Biomassekarbonisaten. In: Quicker, P., Weber, K. (Eds.), *Biokohle*. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden, pp. 213–246.
- Weisser, W.W., Roscher, C., Meyer, S.T., Ebeling, A., Luo, G., Allan, E., Beßler, H., Barnard, R.L., Buchmann, N., Buscot, F., Engels, C., Fischer, C., Fischer, M., Gessler, A., Gleixner, G., Halle, S., Hildebrandt, A., Hillebrand, H., Kroon, H. de, Lange, M., Leimer, S., Le Roux, X., Milcu, A., Mommer, L., Niklaus, P.A., Oelmann, Y., Proulx, R., Roy, J., Scherber, C., Scherer-Lorenzen, M., Scheu, S., Tschardt, T., Wachendorf, M., Wagg, C., Weigelt, A., Wilcke, W., Wirth, C., Schulze, E.-D., Schmid, B., Eisenhauer, N., 2017. Biodiversity effects on ecosystem functioning in a 15-year grassland experiment: Patterns, mechanisms, and open questions. *Basic and Applied Ecology* 23, 1–73.
- Wiesler, F., Hund-Rinke, K., Gäth, S., George, E., Greef, J.-M., Hölzle, Prof. Dr. Ludwig E., Holz, F., Hülsbergen, K.-J., Pfeil, R., Severin, K., Frede, H.-G., Blum, D.-I.A.B., Schenkel, H., Horst, W., Dittert, K., Ebertseder, T., Osterburg, B., Philipp, W., Pietsch, M., 2016. Anwendung von organischen Düngern und organischen Reststoffen in der Landwirtschaft. *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft* 94, 1–25.
- Wiesmeier, M., Poeplau, C., Sierra, C.A., Maier, H., Frühauf, C., Hübner, R., Kühnel, A., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Schilling, B., Lützow, M. von, Kögel-Knabner, I., 2016. Projected loss of soil organic carbon in temperate agricultural soils in the 21(st) century: effects of climate change and carbon input trends. *Scientific Reports* 6, 32525.
- Wijewardene, L., Wu, N., Qu, Y., Guo, K., Messyasz, B., Lorenz, S., Riis, T., Ulrich, U., Fohrer, N., 2021. Influences of pesticides, nutrients, and local environmental variables on phytoplankton communities in lentic small water bodies in a German lowland agricultural area. *The Science of the Total Environment* 780, 146481.
- Wilson, J.B., Peet, R.K., Dengler, J., Pärtel, M., 2012. Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science* 23, 796–802.
- Winter, S., Jung, L.S., Eckstein, R.L., Otte, A., Donath, T.W., Kriechbaum, M., 2014. Control of the toxic plant *Colchicum autumnale* in semi-natural grasslands: effects of cutting treatments on demography and diversity. *Journal of Applied Ecology* 51, 524–533.
- Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik, 2007. Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz 11. 255 S.
- Wurbs, D., Steininger, D., 2011. Wirkungen der Klimaänderungen auf die Böden. Untersuchungen zu Auswirkungen des Klimawandels auf die Bodenerosion durch Wasser. Umweltbundesamt. 225 S.
- Yang, G., Liu, J., Zhao, C., Li, Z., Huang, Y., Yu, H., Xu, B., Yang, X., Zhu, D., Zhang, X., Zhang, R., Feng, H., Zhao, X., Li, Z., Li, H., Yang, H., 2017. Unmanned Aerial Vehicle Remote Sensing for Field-Based Crop Phenotyping: Current Status and Perspectives. *Frontiers in Plant Science* 8, 1111.
- Ye, L., Camps-Arbestain, M., Shen, Q., Lehmann, J., Singh, B., Sabir, M., 2020. Biochar effects on crop yields with and without fertilizer: A meta-analysis of field studies using separate controls. *Wiley. Soil Use and Management* 36, 2–18.
- Yi, C., Kaul, H.-P., Kübler, E., Schwadorf, K., Aufhammer, W., 2001. Head blight (*Fusarium graminearum*) and deoxynivalenol concentration in winter wheat as affected by pre-crop, soil tillage and nitrogen fertilization. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz* 108, 217–230.
- Zimmer, J., Roschke, M., Schulze, D., 2005. Influence of different treatments of organic and mineral fertilization



- on yield, soil organic matter and N-balance of a diluvial sandy soil – results after 45 years long-term field experiment P60 (Groß Kreutz, 1959 – 2003). *Archives of Agronomy and Soil Science* 51, 135–149.
- ZKL, 2021. Zukunft Landwirtschaft. Eine gesamtgesellschaftliche Aufgabe. Empfehlungen der Zukunftskommission Landwirtschaft. <https://www.bundesregierung.de/breg-de/suche/zukunft-landwirtschaft-1940048>.
- Zörb, C., Ludewig, U., Hawkesford, M.J., 2018. Perspective on wheat yield and quality with reduced nitrogen supply. *Trends in Plant Science* 23, 1029–1037.
- Zorn, W., Schröter, H., 2014. Auswertung aktueller Versuche zur P-Düngung auf dem Ackerland nach der Bilanzmethode. VDLUFA-Verlag, Darmstadt. In: Kongressband 2014 Hohenheim. Vorträge zum Generalthema: Nährstoffbedarf und Nährstoffversorgung von Pflanze und Tier. VDLUFA-Schriftenreihe 70. VDLUFA-Verlag, Darmstadt, pp. 261–268.