

Reduktion von Treibhausgasen in der Landwirtschaft

Emissionsszenarien



MAßNAHMEN ZUR TREIBHAUSGAS- REDUKTION IN DER LANDWIRT- SCHAFT ZUR ERREICHUNG DER ZIELE DES KLIMASCHUTZGESETZES

Emissionsszenarien

Mit Unterstützung von Bund, Ländern und Europäischer Union

 Bundesministerium
Land- und Forstwirtschaft,
Regionen und Wasserwirtschaft

 **LE 14-20**
Entwicklung für den Ländlichen Raum

Europäischer
Landwirtschaftsfonds für
die Entwicklung des
ländlichen Raums:
Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.



REPORT
REP-0856

WIEN 2023

Projektleitung Elisabeth Schwaiger

Autor:innen Umweltbundesamt – in alphabetischer Reihenfolge:

Michael Anderl
Manuela Bürgler
Simone Mayer
Erwin Moldaschl
Elisabeth Schwaiger
Bettina Schwarzl
Peter Weiss

Franz Sinabell (Wirtschaftsforschungsinstitut – WIFO)

Katharina Falkner (Universität für Bodenkultur – BOKU)

Martin Schönhart (Universität für Bodenkultur – BOKU)

Georg Dersch (Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit – AGES)

Layout Thomas Lössl, Sarah Perfler

Lektorat Ira Mollay

Umschlagfoto © Deweis Maria

Auftraggeber Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK), Abteilung VI/1 – Allgemeine Klimapolitik
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (BML), Abteilung II 8 – Agrarische Wertschöpfungskette und Ernährung

Publikationen Weitere Informationen zu Umweltbundesamt-Publikationen unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/>

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt GmbH
Spittelauer Lände 5, 1090 Wien/Österreich

Diese Publikation erscheint ausschließlich in elektronischer Form auf <https://www.umweltbundesamt.at/>.

© Umweltbundesamt GmbH, Wien, 2023

Alle Rechte vorbehalten

ISBN: 978-3-99004-689-0

INHALTSVERZEICHNIS

VORWORT	7
ZUSAMMENFASSUNG	8
SUMMARY	13
1 ZIEL UND INHALT DER STUDIE	17
2 STAKEHOLDER-PROZESS	18
2.1 Stakeholder-Treffen	18
3 VERWENDETE MODELLE UND SZENARIENANNAHMEN.....	19
3.1 Agrarsektormodell PASMA	19
3.2 Makroökonomisches Modell ADAGIO.....	22
3.3 Annahmen der Szenarien	24
3.3.1 WEM	28
3.3.2 WAM ^{vorl}	30
3.3.3 WAM+	32
3.3.4 WAM++	33
4 BERECHNUNGEN DER TREIBHAUSGAS-EMISSIONEN.....	36
4.1 Methodik	36
4.2 Zusammenfassung der Parameter und Maßnahmen für alle Szenarien.....	36
4.3 Annahmen für WEM	39
4.3.1 Enterogene Fermentation	39
4.3.2 Wirtschaftsdüngermangement.....	39
4.3.3 Landwirtschaftliche Böden.....	40
4.3.4 Landnutzung – Grünland und Ackerland	41
4.4 Annahmen für WAM ^{vorl}	41
4.4.1 Enterogene Fermentation	42
4.4.2 Wirtschaftsdüngermangement.....	42
4.4.3 Landwirtschaftliche Böden.....	44
4.4.4 Landnutzung – Grünland und Ackerland	46
4.5 Annahmen für WAM+	46
4.5.1 Enterogene Fermentation	46
4.5.2 Wirtschaftsdüngermangement.....	46
4.5.3 Landwirtschaftliche Böden.....	48
4.5.4 Landnutzung – Grünland und Ackerland	49

4.6	Annahmen für WAM++	50
4.6.1	Enterogene Fermentation	50
4.6.2	Wirtschaftsdüngermangement.....	50
4.6.3	Landwirtschaftliche Böden.....	52
4.6.4	Landnutzung – Grünland und Ackerland	53
5	SZENARIENERGEBNISSE	54
5.1	Ergebnisse aus PASMA (Aktivitätsdaten)	54
5.1.1	WEM	54
5.1.2	WAM ^{vorl}	55
5.1.3	WAM+	56
5.1.4	WAM++	56
5.2	Sensitivitätsanalyse	57
5.3	Analyse der Rekalkulation zu den Szenarien 2019.....	58
5.4	Ergebnisse der volkswirtschaftlichen Berechnungen.....	59
5.5	Ergebnisse der THG-Berechnungen	61
5.5.1	Szenarienvergleich Landwirtschaft	61
5.5.1.1	WEM Landwirtschaft	65
5.5.1.2	WAM ^{vorl} Landwirtschaft.....	67
5.5.1.3	WAM+ Landwirtschaft.....	70
5.5.1.4	WAM++ Landwirtschaft.....	73
5.5.2	Szenarienvergleich der Landnutzungs(LULUCF) Subkategorien Ackerland und Grünland	76
5.5.2.1	Ackerland	76
5.5.2.2	Grünland	78
5.5.2.3	Landnutzung – Ackerland und Grünland gesamt.....	81
6	MÖGLICHKEITEN ZUR VERBESSERUNG DER THG-INVENTUR	83
6.1	Maßnahmen des GAP-Strategieplans 2023–2027	83
6.2	Noch nicht in der Österreichischen Luftschadstoffinventur enthaltene oder verbesserungswürdige Schätzungen zu Maßnahmen	84
6.2.1	Landschaftselemente und Agroforstsysteme.....	84
6.2.2	Organische Böden	85
6.2.3	Grünlandböden	85
6.2.4	Ackerböden	85
6.2.5	Einsatz stabiler Mineraldünger (N ₂ O).....	86
6.2.6	Verbesserte Methoden und Faktoren aus den IPCC 2019 Refinements.....	86
6.2.7	Gülleseparierung, -verdünnung und -ansäuerung	86
6.2.8	Ammoniak-Maßnahmen in der Tierhaltung	87

7	LITERATURRECHERCHE – REDUKTIONSPOTENZIALE VON TREIBHAUSGASEMISSIONEN AUS DER LANDWIRTSCHAFT	88
7.1	Kohlenstoffspeicherung im Boden und Landnutzung	88
7.1.1	Ackerböden	89
7.1.1.1	Organische Düngung	90
7.1.1.2	Belassen bzw. Einarbeitung von Ernteresten	93
7.1.1.3	Optimierung der Fruchtfolge und Kulturarten	94
7.1.1.4	Zwischenfrüchte und Gründüngung.....	95
7.1.1.5	Reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat.....	97
7.1.1.6	Biokohle	99
7.1.2	Grünlandböden	101
7.1.2.1	Dauergrünland.....	101
7.1.2.2	Verbessertes Weidemanagement	103
7.1.2.3	Moore und Feuchtgebiete	104
7.1.3	Aktuelle Projekte zur Kohlenstoffbindung	106
7.2	Agroforstwirtschaft.....	108
7.2.1	Landschaftselemente.....	110
7.2.1.1	Hecken und Pufferstreifen	111
7.2.1.2	Schutzgürtel	112
7.2.2	Streuobstbestände	113
7.3	Biologische Landwirtschaft	114
7.4	Stickstoffeffizienz und Reduktion von THG-Emissionen.....	116
7.4.1	Maßnahmen zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen	117
7.4.1.1	Quantifizierung von Minderungsmaßnahmen in Tonnen NH ₃	117
7.4.1.2	Ammoniak-Minderungsmaßnahmen im Detail	119
7.4.2	Maßnahmen zur Reduktion der Lachgas-Emissionen	132
7.4.2.1	Stickstoffeffizientes Düngemanagement und klimafitte Sorten	132
7.4.2.2	Keine tiefe Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern	140
7.4.2.3	Gülleseparierung, -verdünnung und -ansäuerung	140
7.4.2.4	Weidehaltung	141
7.4.2.5	Hecken und Pufferstreifen	141
7.5	Maßnahmen zur Reduktion der Methan-Emissionen.....	141
7.5.1	Stabilisierung der Rinderzahlen ab 2025 auf gleichbleibendem Niveau	141
7.5.2	Futtermittelzusätze bei Rindern	141
7.5.3	Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen	143
7.5.4	Feste Abdeckung von Güllebehältern	143
7.5.5	Gülleseparierung, -verdünnung und -ansäuerung	143
7.5.6	Weidehaltung	144
7.6	Lebenszyklusanalysen von landwirtschaftlichen Produkten	144
7.7	Reduktionspotenzial des Programms zur Entwicklung des Ländlichen Raums 2014–2020.....	145

7.7.1	Treibhausgas-Emissionen.....	145
7.7.1.1	Ergebnisindikator R18 „Verringerte Methan- und Distickstoff-Emissionen“ (Umweltbundesamt, 2019c).....	145
7.7.1.2	Treibhausgaswirkung des gesamten Programms LE 2014–20 (<i>Zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen des Programms LE 14-20 auf die Querschnittsthemen Umwelt und Klima, 2019</i>)	146
7.7.2	Ammoniak-Emissionen	148
7.7.2.1	Ergebnisindikator R19 „Verringerte Ammoniak-Emissionen“ (Umweltbundesamt, 2019c)	148
7.7.2.2	Ammoniakreduktion des gesamten Programms LE 2014–20	149
8	LITERATUR	151
9	ANHANG I: EINFACHE UND PLAKATIVE ABSCHÄTZUNGEN FÜR DAS ERREICHEN EINES -40 %-ZIELES FÜR 2040 („KSG 2040“)	179
9.1	Methodik und Annahmen zur Berechnung der THG-Emissionen .	180
9.2	Wirtschaftliche Auswirkung der Reduktion	181
10	ANHANG II: PREIS- UND PARAMETERANNAHMEN IN PASMA	184
11	ANHANG III: DETAILLIERTE MODELLERGEBNISSE (PASMA).....	193
12	ANHANG IV: DETAILLIERTE SZENARIENERGEBNISSE – THG- EMISSIONEN LANDWIRTSCHAFT	209
13	ANHANG V: SZENARIENERGEBNISSE – THG-EMISSIONEN LANDNUTZUNG.....	213
14	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	216
15	TABELLENVERZEICHNIS	218

VORWORT

Dieser Bericht wurde von einem Projektteam bestehend aus Umweltbundesamt, WIFO, BOKU und AGES im Auftrag des Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft (BML) und Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie (BMK) erstellt.

Im Rahmen dieser Arbeit wurden neben den beiden Szenarien „mit bestehenden Maßnahmen (WEM)“ und „mit zusätzlichen Maßnahmen (WAM)“, welches den aktuellen Stand der fachlichen Diskussion zum Integrierten Nationalen Energie- und Klimaplan für Österreich (NEKP) berücksichtigt, auch die zwei weiterführenden Szenarien WAM+ und WAM++ entwickelt. Zielvorgabe dabei war eine Modellierung des Agrarsektors mit spezifischen Annahmen, Maßnahmen und Rahmenbedingungen, die eine Reduktion der landwirtschaftlichen Treibhausgas-Emissionen um 30 % (WAM+) bzw. 40 % (WAM++) ermöglicht.

Neben dem Effekt auf die Treibhausgas-Emissionen wurden auch die volkswirtschaftlichen Auswirkungen der Szenarien näher analysiert.

Die Ergebnisse dieses Projekts dienen als fachliche Grundlage für den weiteren Abstimmungsprozess.

ZUSAMMENFASSUNG

Inhalt und Szenarien

Der vorliegende Bericht beschreibt die Entwicklung der Treibhausgas (THG)-Emissionen aus dem IPCC Sektor „Landwirtschaft“ (CRF-Sektor 3) und aus den Subkategorien Ackerland und Grünland des IPCC-Sektors „Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft“ (LULUCF bzw. CRF-Sektor 4) für die historische Zeitreihe ab 1990 bis 2050 anhand der Szenarien WEM, WAM, WAM+ und WAM++.

Das Szenario WEM (with existing measures) beschreibt bestehende Maßnahmen, die gegenwärtig umgesetzt werden (z. B. Gemeinsame Agrarpolitik Strategieplan). Die Ergebnisse bilden die Grundlage zur Erfüllung der nationalen Berichtspflicht unter der Governance Regulation (EU) 2018/1999 mit 15. März 2023.

Das Szenario WAM (with additional measures) beschreibt zusätzliche Maßnahmen und soll zeigen, inwiefern die geplanten Maßnahmen für die Zielerreichung 2030 und darüber hinaus ausreichen (z. B. Maßnahmen aus dem Integrierten Nationalen Energie- und Klimaplan).

Das in diesem Bericht dargestellte WAM-Szenario reflektiert den derzeitigen Stand der fachlichen Diskussionen (Ende Februar 2023) und wird deshalb „WAM vorläufig“ genannt (WAM^{vorl}).

Die Szenarien WAM+ und WAM++ sind sogenannte Zielerreichungsszenarien. Sie dienen dazu einen Eindruck zu erhalten, welche zusätzlichen Maßnahmen für die Reduktion der Treibhausgas-Emissionen aus dem Sektor Landwirtschaft von 30 % (WAM+) bzw. 40 % (WAM++) notwendig wären und welche volkswirtschaftlichen Konsequenzen dies für Österreich hätte. Sie dienen als fachliche Grundlage für den politischen Entscheidungsprozess, um die Auswirkungen der sektorbezogenen Zielfestlegung abschätzen zu können.

Entwicklung der Annahmen

Die in dieser Studie analysierten Szenarien sind kumulativ. Das bedeutet, dass das WEM-Szenario auf einer Reihe von Annahmen beruht und die weiteren Szenarien WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++ zusätzliche Annahmen enthalten, die zusammen mit jenen aus dem WEM-Szenario simuliert werden.

In einem Stakeholder-Prozess wurde zu den Szenarien eine Reihe von Annahmen entwickelt, um mögliche Entwicklungspfade der österreichischen Landwirtschaft und deren Auswirkung auf die Klima- und Wirtschaftspolitik darzustellen.

Die Aktivitäts-Szenarien wurden mit dem Agrarsektormodell PASMA abgeschätzt. Die Ergebnisse aus dem PASMA-Modell stellen die Datengrundlage für die Berechnung der Treibhausgas-Emissionen dar.

Die Effekte auf Beschäftigung und Wertschöpfung für die gesamte Wirtschaft wurden aus dem makroökonomischen Modell ADAGIO abgeleitet.

Die Berechnung der Emissionen basiert auf der Methodik der Österreichischen Luftschadstoffinventur (OLI).

Ergebnisse für den IPCC-Sektor Landwirtschaft

In diesem Sektor werden im Wesentlichen die Emissionen aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung und Düngung dargestellt.

THG-Reduktionen in den Szenarien

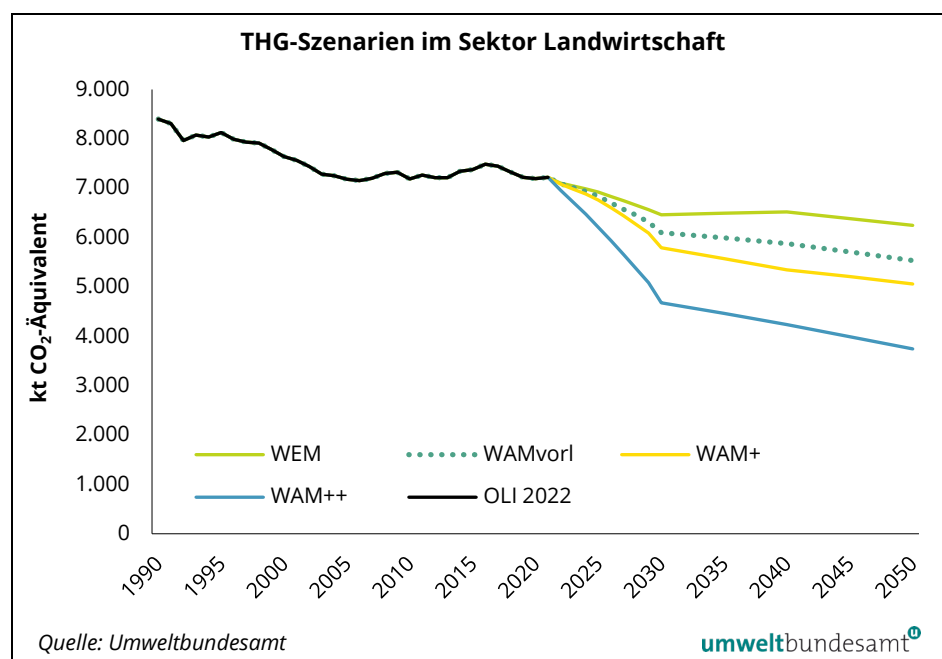
Alle vier Szenarien WEM, WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++ zeigen für den Sektor Landwirtschaft Treibhausgas-Emissionsreduktionen bis 2030, 2040 und 2050. Erwartungsgemäß sind die Abnahmen im WEM-Szenario am geringsten, im WAM++-Szenario am größten (siehe Abbildung 1).

Im Verhältnis zum Vergleichsjahr 2005 kommt es 2030 zu einem Emissionsrückgang von 10 % im WEM, 15 % im WAM^{vorl}, 19 % im WAM+ und 35 % im WAM++-Szenario.

In der Periode 2005–2040 kommt es zu einem Emissionsrückgang von 9,2 % im WEM, 18 % im WAM^{vorl}, 26 % im WAM+ und 41 % im WAM++-Szenario.

Zwischen 2005 und 2050 verringern sich die Treibhausgas-Emissionen um 13 % im WEM, 23 % im WAM^{vorl}, 30 % im WAM+ und um 48 % im WAM++-Szenario.

Abbildung 1:
Ergebnisse der THG-Emissionsszenarienabschätzung (kt CO₂-Äquivalent) – Sektor Landwirtschaft.



Abhängigkeit der Emissionsentwicklung

Die Emissionsentwicklung ist stark durch Aktivitätszahlen, wie Tierbestände, Milchleistung und Mineraldüngermengen, beeinflusst. Zusätzlich kommt die Wirkung emissionsmindernder Maßnahmen in den Bereichen Fütterung, Tierhaltungssysteme, Wirtschaftsdüngerlagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern und Mineraldüngern zum Tragen – je nach Szenario in unterschiedlicher Intensität.

Methan aus der enterogenen Fermentation in Rindermägen ist Hauptverursacher der landwirtschaftlichen Treibhausgas-Emissionen. Somit ist, gemäß den PASMA-Szenarienergebnissen, der Haupttreiber für die THG-Entwicklung der Rinderbestand.

Rinderbestand Der Rinderbestand zeigt in allen Szenarien abnehmende Trends, die bis 2030 immer am stärksten ausfallen, da ab diesem Zeitpunkt für die Szenarien zwar Preise und Kosten, aber keine neuen Maßnahmen mehr implementiert wurden. Die Rückgänge im Rinderbestand bewegen sich für den Zeitraum 2021 bis 2030 zwischen minus 13 % im WEM und minus 33 % im WAM++. Für die Periode 2021 und 2040 wurden Abnahmen von minus 13 % im WEM und minus 36 % im WAM++ modelliert. Die durchschnittliche Milchleistung pro Milchkuh ist in allen vier Szenarien, basierend auf den Ergebnissen des Stakeholder-Workshops, kontinuierlich ansteigend (2021 bis 2030: +11 % bzw. 2021 bis 2040: +21 %). Für den Schweine- und Geflügelbestand zeigen die PASMA Aktivitätsdaten aller Szenarien ebenso – zum Teil deutlich – abnehmende Trends.

Dünger und Fütterung Die modellierten Mineraldüngermengen zeigen im WEM- und WAM^{vorl}-Szenario steigende Trends. Hintergrund ist, dass das Wirtschaftsdünger-Nährstoffdefizit aufgrund der niedrigeren Tierbestände kompensiert werden muss. Für das WAM+- und WAM++-Szenario ergaben die PASMA-Modellierungen rückläufige Mineraldüngermengen.

Maßnahmen im Bereich der Fütterung haben ein großes Potenzial für die Reduktion der Treibhausgas-Emissionen. Die Berücksichtigung phytogener und synthetischer Futterzusatzstoffe (je nach Szenario) ergibt für die enterogene Fermentation deutliche Methanreduktionen im Rinderbereich. Die Menge an Rohprotein in der Futtermischung ist wesentlich für die Höhe der Stickstoffausscheidung, eine proteinreduzierte Fütterung führt daher zu geringeren Emissionsmengen von Lachgas (und auch Ammoniak).

Eine weitere Maßnahme mit hohem Potenzial zur Treibhausgasreduktion ist die Behandlung des Wirtschaftsdüngers in Biogasanlagen (Biomethanisierung). Ebenfalls zur Treibhausgas-Emissionsminderung führt die Erhöhung des Weideanteils durch den getrennten Anfall von Kot und Harn am Grünland und der dadurch verringerten Wirtschaftsdüngerlagerung. Der Effekt ist jedoch deutlich geringer.

Ammoniak Es gibt auch eine Reihe von Maßnahmen zur Minderung der Ammoniak-Emissionen, welche in die Berechnungen einfließen. Die Österreichische Luftschadstoffinventur (OLI) wird im Stickstoffflussverfahren berechnet, Optimierungen in der Praxis können zu deutlich geringeren NH₃-Emissionen führen. In der THG-Bilanzierung wirken sich reduzierte Stickstoffverluste insbesondere auf die Emissionsmengen der indirekten N₂O-Emissionen aus, das Potenzial zur THG-Reduktion ist somit beschränkt. Effizienzsteigerungen im Stickstoffmanagement sind aber zudem eine wichtige Maßnahme zur Reduktion des Mineraldüngerbedarfs.

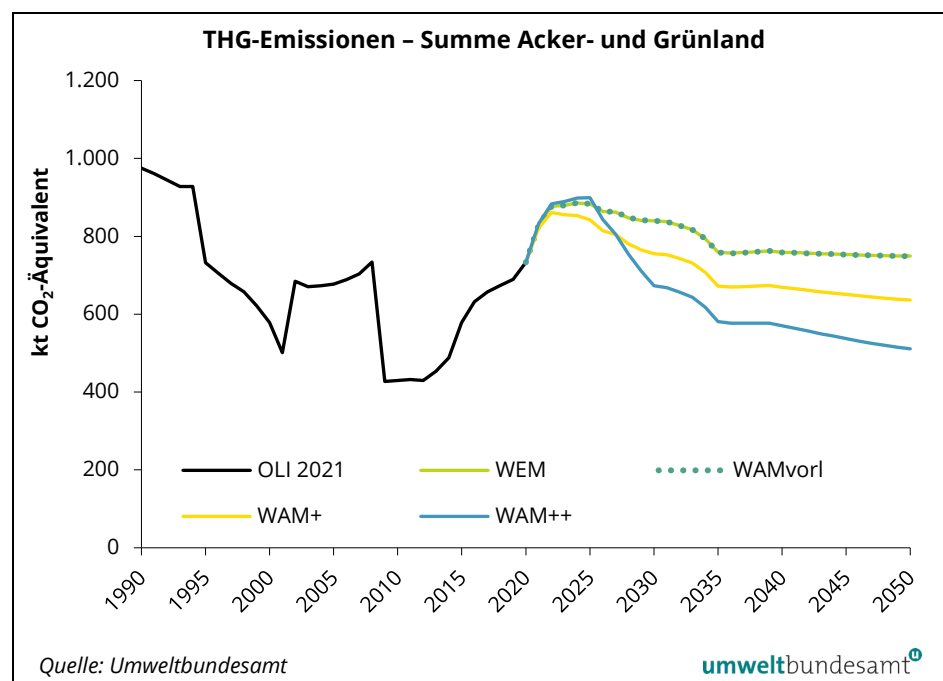
Ergebnisse für die Subkategorien Ackerland und Grünland des IPCC-Sektors Landnutzung, Landnutzungswechsel und Forstwirtschaft (land use, land use change and forestry – LULUCF)

Die LULUCF-Subkategorien Ackerland und Grünland bilden insbesondere die Kohlenstoffveränderungen in deren Biomasse und Boden ab.

Aufgrund der Implementierung der humusaufbauenden ÖPUL-Maßnahmen konnte ab 1995 bis 2008 ein Rückgang der Treibhausgas-Emissionen in der LULUCF-Subkategorie Ackerland erzielt werden. Grund dafür war die Humuszunahme im Ackerboden, die die sonstigen Emissionen in dieser Landnutzungskategorie kompensiert haben. Nach dem Erreichen eines neuen Equilibriumzustandes und deshalb keiner weiteren erzielbaren Senke im Ackerboden auf den Flächen mit Umsetzung dieser ÖPUL-Maßnahmen fällt diese Kompensation weg und die Treibhausgas-Emissionen aus dieser Landnutzungskategorie sind wiederum höher. Seit 2019 werden höhere Emissionen als noch 1990 beobachtet.

Die Szenarien führen aufgrund eines Rückganges an Ackerland, besonders aber aufgrund einer Reduktion der Landnutzungsänderungen von Grünland zu Ackerland, zu einer Trendumkehr in den Treibhausgas-Emissionen aus der LULUCF-Subkategorie Ackerland ab 2025 (siehe Abbildung 2). Derart wird ein weiterer Anstieg der Treibhausgas-Emissionen verhindert und der Trend zeigt für das Jahr 2050 für alle Szenarien ähnliche, um rund 10 % geringere Treibhausgas-Emissionen aus der LULUCF-Subkategorie Ackerland als im Vergleich zum Jahr 2020. Weitere Klimaschutz-Potenziale in der LULUCF-Subkategorie Ackerland, die jedoch durch die PASMA-Simulationsergebnisse nicht abbildbar und daher in den Ergebnissen nicht darstellbar waren, würden v. a. durch Maßnahmen für eine Erhöhung des Begrünungsanteils im Ackerland von aktuell rund 27 % sowie durch die weitere Anlage von Hecken und Landschaftselementen bewirkt werden.

Abbildung 2:
Ergebnisse der THG-Emissionsszenarienabschätzung (kt CO₂-Äquivalent) – Sektor LULUCF (Acker und Grünland).



Renaturierung

Den Haupttreiber der Treibhausgas-Emissionen aus der LULUCF-Subkategorie Grünland stellt die Drainage und Bewirtschaftung organischen Böden dar (rund 13.000 ha laut aktueller Treibhausgasinventur). Deren Wichtigkeit spiegelt sich auch in den Szenarien wider. Im Szenario WEM und WAM^{vorl} kommt es zu keiner

Wiedervernässung organischer Böden und insgesamt sogar zu einem leichten Anstieg der Treibhausgas-Emissionen aus der LULUCF-Subkategorie Grünland bis 2050. In den Szenarien WAM+ und WAM++ hingegen bewirkt eine Wiedervernässung bzw. Renaturierung der landwirtschaftlich bewirtschafteten organischen Böden (bei WAM+ die Hälfte dieser, bei WAM++ sämtliche) eine starke Reduktion der Treibhausgas-Emissionen in der Grünland-Subkategorie (2050: minus 17 % in WAM+ und minus 47 % in WAM++ gegenüber 2020).

Über beide LULUCF-Subkategorien betrachtet bewirken die angenommenen Maßnahmen im Vergleich zu 2020 im Jahr 2050 um 2 % höhere Treibhausgas-Emissionen im Szenario WEM und um 30 % geringere Treibhausgas-Emissionen im Szenario WAM++.

Verbesserung Inventur

Ein weiterer Aspekt der Studie beschäftigt sich mit Möglichkeiten zur Verbesserung der Treibhausgasinventur in diesen Sektoren bzw. Subkategorien. Es werden eine Reihe von Maßnahmen, sowohl aus dem Sektor Landwirtschaft als auch aus dem Sektor Landnutzung, genannt, die zu einer Verbesserung der Treibhausgasinventur beitragen können (z. B. Landschaftselemente, Grünlandböden, Einsatz stabiler Mineraldünger, Wirtschaftsdüngerbehandlung). Verschiedene Forschungsprojekte beschäftigen sich aktuell mit der Bewertung des Reduktionspotenzials dieser Maßnahmen bzw. sind für die Zukunft geplant.

Literaturrecherche

Den Abschluss dieses Dokumentes bildet eine umfangreiche Literaturrecherche in der die Maßnahmen zur Reduktion von Treibhausgas-Emissionen in der Landwirtschaft dargestellt und quantifiziert werden. Die Schwerpunkte der Analyse liegen auf Kohlenstoffspeicherung in der Landnutzung, Agroforstwirtschaft, Biolandbau, Stickstoffeffizienz, Methan-Emissionen und den Maßnahmen des Programmes zur Entwicklung des ländlichen Raums.

Die Einflüsse des Klimawandels wurden in der vorliegenden Analyse in PASMA (über die Abnahme der Erträge der Kulturen) berücksichtigt, nicht jedoch in den Modellen der Treibhausgasinventur. Auch Landnutzungswechsel zu anderen Landnutzungsformen wurden im vorliegenden Projekt nicht analysiert.

SUMMARY

Within the scope of this project, scenarios of future activity and greenhouse gas (GHG) emissions and removals from the agricultural land use have been developed. Scenarios “with existing measures (WEM)” and “with additional measures (WAM)” have been developed. Furthermore, additional scenarios have been calculated, by considering two levels of possible additional policies and measures that could be added to the WEM scenario (WAM+ und WAM++).

The aim of this project was to develop and simulate specific assumptions, mitigation measures and frame conditions, which lead to a reduction of GHG emissions by 30 % (WAM+) and 40 % (WAM++) for the agriculture sector covering the time period up to 2050. In addition to the effect on the GHG emissions, the economic effects of the scenarios have been analysed. The results of this project serve as technical basis for the political decision-making process.

This report describes the development of greenhouse gas (GHG) emissions from the IPCC sector “Agriculture” (CRF sector 3) and from the subcategories “Cropland” and “Grassland” of the IPCC sector “Land use, land-use change and forestry” (LULUCF or CRF sector 4) from 1990 to 2050, based on the scenarios WEM, WAM, WAM+ and WAM++.

The scenario WEM takes into account existing measures that are currently being implemented (e.g. Common Agricultural Policy Strategy Plan). The results are required for reporting according to Regulation (EU) 2018/1999 on the Governance of the Energy Union and Climate Action.

The scenario WAM is based on the implementation of additional policy measures (e.g. measures from the current state of the technical discussions for the update of the Integrated National Energy and Climate Plan for Austria). As the WAM scenario reflects the current state of the technical discussions (end of February 2023), it is referred to as “WAM preliminary” (WAM^{vorl}).

The scenarios WAM+ and WAM++ are so-called target achievement scenarios. These scenarios indicate which additional mitigation measures would be necessary in order to reduce GHG emissions from the agricultural sector by 30 % (WAM+) or 40 % (WAM++) compared to the base year 2005. Furthermore, all scenarios consider the economic consequences for Austria.

The scenarios are cumulative, which means that the WEM scenario is based on a set of assumptions and the other scenarios WAM^{vorl}, WAM+ and WAM++ contain additional assumptions. All scenarios were discussed with national experts and stakeholders.

The projected activity data on livestock numbers, milk yields, N amounts of mineral fertilizer and crop yields were estimated with the Positive Agricultural Sector Model Austria (PASMA), and serve as input data for the calculation of GHG emissions. The macroeconomic model ADAGIO was engaged to derive the effects on employment and value added for the entire economy. Emissions then

are calculated based on the methodologies used for the Austrian Greenhouse Gas Inventory.

Results for the IPCC sector Agriculture

All four scenarios show a reduction of GHG emissions for the agriculture sector until 2030, 2040 and 2050. As expected, the reductions are smallest in the WEM scenario and largest in the WAM++ scenario.

In the period 2005–2030 emissions decrease by 10 % in the WEM, 15 % in the WAM^{vorl}, 19 % in the WAM+ and 35 % in the WAM++ scenario. Whereas in the period 2005–2040, emissions decline by 9.2 % in the WEM, 18 % in the WAM^{vorl}, 26% in the WAM+ and 41 % in the WAM++ scenario. Between 2005 and 2050, greenhouse gas emissions will be reduced by 13 % in the WEM, 23 % in the WAM^{vorl}, 30 % in the WAM+ and 48 % in the WAM++ scenario.

The main drivers of GHG emissions are livestock numbers, milk yields and N amounts of mineral fertilizers.

The cattle numbers are expected to decrease in all scenarios, which always indicate the strongest decrease until 2030, since from this point onwards prices and costs have been considered but no new measures were introduced. The decline in the cattle numbers for the period 2021 to 2030 range between minus 13 % in WEM and minus 33 % in WAM++. For the period 2021 and 2040, a reduction of 13 % in the WEM and 36 % in the WAM++ was modelled. The average milk yield per dairy cow is continuously increasing in all four scenarios, based on the results of the stakeholder workshop (2021 to 2030: +11 % and 2021 to 2040: +21 %). For pig and poultry, the PASMA model expects a decline in numbers for all scenarios too, to some extent significantly.

The amounts of mineral fertilizers are projected to increase in the WEM and WAM^{vorl} scenario. Lower livestock numbers lead to a loss of manure, which has to be substituted by mineral fertilizers in order to avoid a nutrient deficit. For the WAM+ and WAM++ scenarios, the results modelled by PASMA model imply declining quantities of mineral fertilizer.

In addition, mitigation measures regarding feeding strategies, housing systems, manure storage as well as application of organic and mineral fertilizers were implemented in the scenarios. Feeding measures have a considerable impact on the reduction of GHG emissions. The consideration of phytogenic and synthetic feed additives resulted in significant methane reductions; N-reduced feeding leads to lower emissions of nitrous oxide (and also ammonia). The treatment of manure in biogas plants (anaerobic digestion) also has a notable effect on greenhouse gas reduction.

The Austrian agricultural inventory model follows the N-flow concept, which links GHG emissions and air pollutants. Several measures of ammonia abatement with effect on GHG emissions are also taken into account.

Results for the subcategories Cropland and Grassland of the IPCC sector Land Use, Land Use Change and Forestry (LULUCF)

The LULUCF subcategories of Cropland and Grassland particularly reflect the carbon changes in their biomass and soil.

Due to the implementation of agri-environmental (ÖPUL) measures, a decrease in greenhouse gas emissions was achieved in the LULUCF subcategory arable land from 1995 to 2008. The reason for this was the increase in organic carbon in cropland which compensated for the other emissions in this category. After reaching a new equilibrium state, this compensation ceases and the greenhouse gas emissions rise again. Since 2019, higher emissions have been observed than in 1990.

Due to a decrease in arable land, but especially due to a reduction in land use changes from grassland to arable land, the PASMA model results show a trend reversal in GHG emissions from the LULUCF subcategory arable land from 2025 onwards. The trend for 2050 indicates similar GHG emissions from the LULUCF subcategory arable land for all scenarios, which are around 10 % lower than in 2020. Further potential for climate protection in the LULUCF subcategory arable land, which, however, could not be depicted by PASMA and therefore is not represented in the results, could be achieved by increasing the share of greening measures (ÖPUL) in arable land from the current level of around 27 % and the further planting of hedges and landscape elements.

The main driver of GHG emissions is drainage and management of organic grassland soils (about 13,000 ha according to the current GHG inventory). According to the model results, the scenarios WEM and WAM^{vori}, where no re-wetting of organic soils was implemented, show a slight increase in GHG emissions of grassland by 2050. In contrast, in the WAM+ and WAM++ scenarios, re-wetting or renaturation of organic grassland soils (in WAM+ half of these, in WAM++ all) results in a strong reduction of greenhouse gas emissions (2050: minus 17 % in WAM+ and minus 47 % in WAM++ compared to 2020).

Overall, considering both subcategories grassland and cropland, the adopted measures result in 2 % higher GHG emissions in the WEM scenario and 30 % lower GHG emissions in the WAM++ scenario in 2050.

A number of measures, both from the agricultural sector and from cropland and grassland (LULUCF subsector), can contribute to an improvement of the greenhouse gas inventory (e.g. landscape elements, grassland soils, use of stabilized mineral fertilizers, manure treatment). Various research projects are currently evaluating the reduction potential of these measures.

This document concludes with an extensive literature review, in which the measures for reducing GHG emissions in agriculture are presented and quantified. The analysis focuses on carbon storage in land use, agroforestry, organic farming, nitrogen efficiency, methane emissions and the measures of the Common Agricultural Policy (e.g. rural development measures).

The influences of climate change were taken into account in the present analysis in PASMA (via the cultivation of crop yields), but not for estimating the GHG emissions. Land use changes to other forms of land use were also not considered in the present project.

1 ZIEL UND INHALT DER STUDIE

In dem vorliegenden Projekt wurde anhand von Szenarien untersucht, welche Maßnahmen gesetzt werden können, um eine deutliche Senkung der Treibhausgas-(THG-)Emissionen der Landwirtschaft zu erzielen. Ebenso wurde eine Wirkungsfolgenabschätzung durchgeführt, um die Konsequenzen auf die Wertschöpfungskette der Agrargüter und Lebensmittel und die Auswirkung auf Beschäftigung und Wertschöpfung in der gesamten Volkswirtschaft abzuschätzen.

In der GAP (Gemeinsame Agrarpolitik) Periode 2023–2027 soll die Klimawirkung möglichst vieler Interventionen und Bewirtschaftungsauflagen identifiziert werden, um den Beitrag des Sektors Landwirtschaft und Landnutzung zu Klimazielen (Klimaneutralität 2040) darzustellen.

rechtliche Bezugspunkte

Um weitgehend konsistent mit den aktuellen politischen Rahmenbedingungen zu sein, wurde einerseits der Zielhorizont der Studie auf das Jahr 2030 festgelegt. Bis dahin reicht der konkrete Horizont der Verordnung zur Lastenteilung der EU (Verordnung (EU) 2018/842), die den Rahmen des österreichischen Klimaschutzgesetzes vorgibt. Die aktuell ins Auge gefasste Periode der GAP endet voraussichtlich 2027, aber es ist durchaus möglich, dass es eine Verlängerung bis 2030 geben wird. Zusätzlich wird in Hinblick auf das nationale Reporting, das Klimaschutzgesetz und die für Österreich im Regierungsprogramm beschlossene Klimaneutralität 2040 auch der Zeitraum bis 2050 abgeschätzt.

Unter Einbindung von Stakeholdern wurden Szenarien für mögliche Entwicklungspfade der österreichischen Agrar-, Klima-, und Wirtschaftspolitik dargestellt. Es wurden Möglichkeiten und Varianten für konkrete Alternativen entwickelt und quantifizierbare Ergebnisse geliefert, welche die Konsequenzen in Hinblick auf Treibhausgas-Emissionen, Beschäftigung und Bruttowertschöpfung im Agrarsektor, in der Nahrungsmittelwirtschaft und der gesamten Volkswirtschaft aufzeigen. Auf der Grundlage der Ergebnisse und nach Konsultation der Stakeholder sollen somit Wege aufgezeigt werden, die es ermöglichen, die gesteckten Klimaziele zu erreichen, nach Möglichkeit Wertschöpfung und Beschäftigung in der Volkswirtschaft zu steigern bzw. deren Rückgang möglichst gering zu halten. Die Konsequenzen verschiedener Varianten auf die Versorgung mit lokal hergestellten Agrargütern bzw. Lebensmitteln sollen quantitativ bestimmt werden.

2 STAKEHOLDER-PROZESS

Zur Diskussion der Szenarien mit Stakeholdern wurden zwei Workshops durchgeführt. Die Stakeholder wurden in Abstimmung mit dem Auftraggeber ausgewählt. Es handelte sich um Expert:innen aus dem BML, dem BMK, dem Österreichischen Institut für Wirtschaftsforschung (WIFO), der Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES), der Universität für Bodenkultur (BOKU), den Landwirtschaftskammern, der HBLFA Raumberg-Gumpenstein, dem Thünen Institut, dem Leibnizinstitut für Agrartechnik und Bioökonomie Potsdam, der Steuerberatungskanzlei - LBG Österreich und dem Umweltbundesamt.

2.1 Stakeholder-Treffen

Der erste Stakeholder-Workshop fand am 2. Mai 2022 statt. Das Hauptaugenmerk des Treffens lag auf der Diskussion von Maßnahmen und Parametern zur Entwicklung der Szenarien. Dazu wurden vier Arbeitsgruppen eingerichtet, in denen die Themen Konsumverhalten, Boden- und Landnutzung, Pflanzenbau und Tierhaltung diskutiert wurden. Die Ergebnisse der Arbeitsgruppen wurden soweit wie möglich in der Szenarienentwicklung berücksichtigt (z. B. Ertragsentwicklung, Milchleistung, Entwicklung der Tierbestände, Reduktion der Lebensmittelabfälle).

Ebenso wurde für das erste Treffen auf Wunsch des Auftragsgebers eine einfache und plakative Abschätzung für das Erreichen eines Reduktionszieles von minus 40 % durchgeführt. Ziel dieser Arbeiten war eine erste Abschätzung, durch welche simple Änderung der Aktivitätszahlen der aktuellen österreichischen Treibhausgasinventur für den Sektor Landwirtschaft eine signifikante Änderung der THG-Emissionen erreicht werden kann. Dieser Ansatz ist sehr theoretisch und diente dazu, ein erstes Gefühl für Größenordnungen und Hebelwirkungen zu vermitteln. Die durchgeführte Grobabschätzung bot somit einen ersten und wichtigen Anhaltspunkt für die Stakeholder-Diskussion. Eine detaillierte Beschreibung der Annahmen und Ergebnisse dieser schnellen Analyse wird in Anhang I (Kapitel 9) beschrieben.

Das zweite Stakeholder-Treffen fand am 19. Oktober 2022 statt, dabei wurden erste Ergebnisse der Szenarienabschätzung vorgestellt. Nach einer kritischen Bewertung und Beurteilung der quantitativen Ergebnisse aus der Modellierung wurden plausible Entwicklungspfade erarbeitet, die eine Erreichung der im Rahmen dieser Studie gesteckten Ziele wahrscheinlich erscheinen lassen.

Die Ergebnisse der Stakeholder-Treffen wurden in den Szenarienannahmen berücksichtigt (Details siehe Kapitel 9).

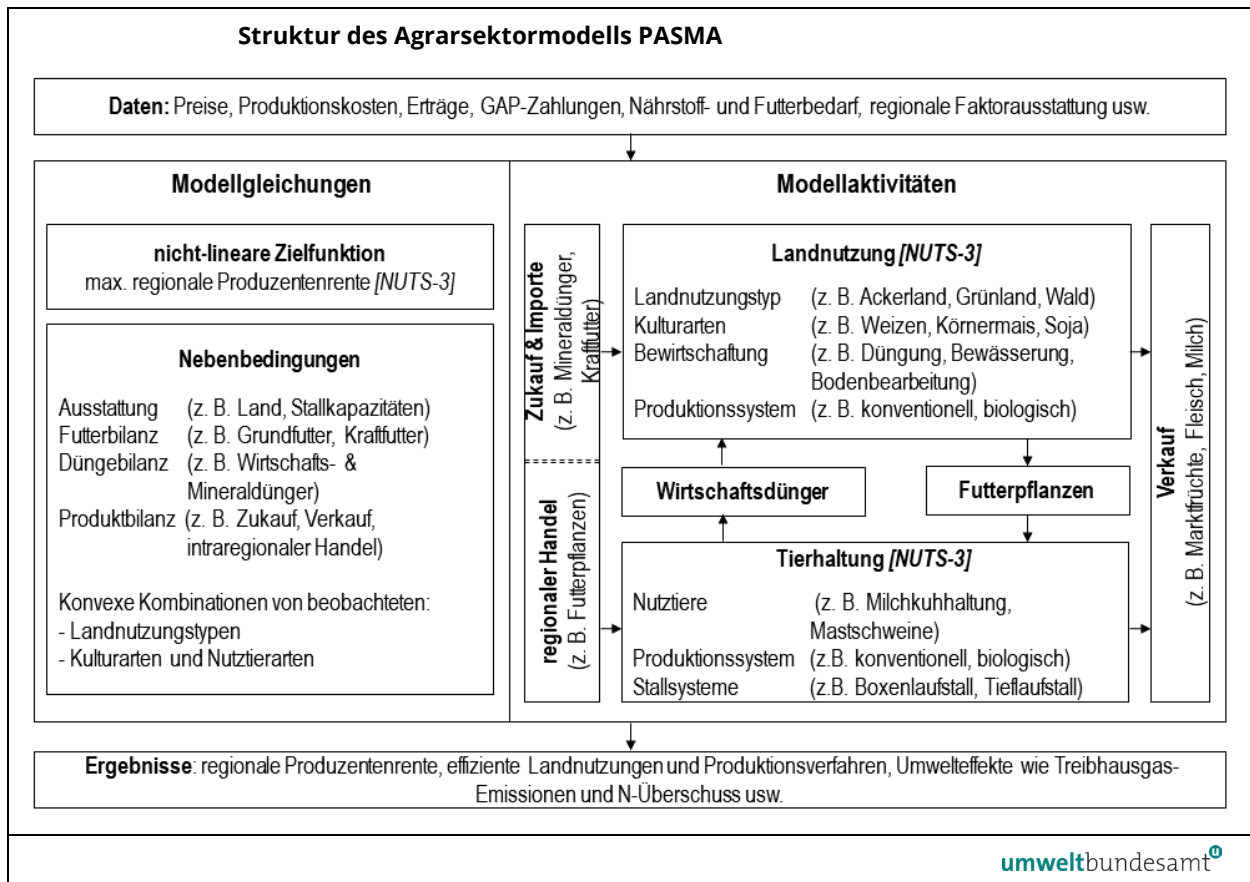
3 VERWENDETE MODELLE UND SZENARIENANNAHMEN

3.1 Agrarsektormodell PASMA

Das Agrarsektormodell PASMA (Positive Agricultural Sector Model for Austria) wurde entwickelt, um die Auswirkungen der GAP-Reform 2003 auf ausgewählte Agrar- und Umweltindikatoren und auf die landwirtschaftliche Entwicklung abzuschätzen (Schmid und Sinabell, 2005). Das Modell wurde seither kontinuierlich verbessert und weiterentwickelt (Kirchner, Schönhart und Schmid, 2016).

Eingangsdaten Abbildung 3 gibt einen Überblick über die wichtigsten Komponenten des Modells. PASMA bildet die politische, natürliche und strukturelle Komplexität des österreichischen Agrarsektors sehr detailliert ab. Die Struktur gewährleistet eine detaillierte Darstellung der Produktionsaktivitäten und Einkommensmöglichkeiten, eine wichtige Grundlage für umfassende politische Analysen. Die wichtigsten Eingangsdaten für PASMA sind das Integrierte Verwaltungs- und Kontrollsystem (INVEKOS), die Landwirtschaftliche Gesamtrechnung (LGR), die Agrarstrukturhebung (AS), das Informationsnetz landwirtschaftlicher Buchführungen (INLB), Standarddeckungsbeiträge und die Schätzungen der landwirtschaftlichen Arbeitskräfte. Diese Eingangsdaten liefern die notwendigen Informationen über die Ressourcen- und Produktionsausstattung der in PASMA abgebildeten 35 regionalen Produktionseinheiten (d. h. NUTS-3-Regionen) in Österreich. PASMA wird verwendet, um die landwirtschaftliche Produktion, die Arbeit, das Einkommen und die Umweltindikatoren für jede einzelne regionale Einheit abzuschätzen. Die meisten Produktionsaktivitäten stimmen mit den Aktivitäten der LGR, des INVEKOS und der Agrarstrukturhebung überein. Dadurch sind systematische politische Analysen und Vergleiche mit offiziellen, standardisierten Daten und Statistiken möglich.

Abbildung 3: Struktur des Agrarsektormodells PASMA.



In PASMA sind zwei Betriebstypen (Ackerbau- und Viehzuchtbetriebe) und unterschiedliche Bewirtschaftungssysteme (konventionelle und biologische Bewirtschaftung) sowie relevante Bewirtschaftungsmaßnahmen aus dem Österreichischen Agrarumweltprogramm ÖPUL und das Förderprogramm für Betriebe in benachteiligten Gebieten (AZ) abgebildet. Damit werden die beiden wichtigsten Komponenten des Programms für die ländliche Entwicklung maßnahmenbezogen abgedeckt. Neben den Hauptkomponenten des Programms für die Entwicklung des ländlichen Raums wird auch das gesamte Instrumentarium der GAP berücksichtigt. In PASMA kann der Instrumentenmix sowohl vor als auch nach der Reform der Agrarpolitik 2020 explizit modelliert werden.

wirtschaftliche Kalibrierung

PASMA maximiert die regionale Wertschöpfung der landwirtschaftlichen Betriebe und wird mit Hilfe der Methode der Positiven Mathematischen Programmierung (PMP) auf die beobachteten Aktivitäten in den Bereichen Ackerbau, Forstwirtschaft, Viehzucht und Agrotourismus kalibriert. Im Kern handelt es sich um eine modifizierte Variante der linearen Programmierung (LP). Howitt (1995) hat die PMP-Methode erstmals veröffentlicht und seither wurde sie stetig modifiziert und in zahlreichen Modellen angewandt, z. B. von Lee und Howitt (1996), Paris und Arfini (1995), Heckeley und Britz (1999), Cypris (2000), Röhm (2001) und Röhm und Dabbert (2003). Die PMP-Methode geht von einem gewinnmaxi-

mierenden Gleichgewicht (d. h. Grenzerlös gleich Grenzkosten) in der Basisperiode aus und leitet die Koeffizienten einer nicht-linearen Zielfunktion auf der Grundlage der beobachteten Produktionsaktivitäten ab.

Drei wichtige Voraussetzungen müssen erfüllt sein:

1. Die marginalen Deckungsbeiträge der einzelnen Tätigkeiten sind im Basislauf identisch und
2. der durchschnittliche PMP-Deckungsbeitrag ist identisch mit dem durchschnittlichen Deckungsbeitrag jeder Tätigkeit im Basislauf. Diese Bedingungen implizieren, dass die PMP- und LP-Zielfunktionswerte im Basislauf identisch sind.
3. Der Deckungsbeitragseffekt muss den Grenzkosten, den Grenzerlösen oder zu einem bestimmten Anteil beiden zugeordnet werden. In PASMA wird der Grenzdeckungsbeitragseffekt vollständig den Grenzkosten zugeordnet und folglich werden die Koeffizienten der linearen Grenzkostenkurven abgeleitet.

In PASMA werden lineare Approximationstechniken verwendet, um den nichtlinearen PMP-Ansatz zu imitieren (Schmid und Sinabell, 2005). Dadurch können große Modelle in angemessener Zeit gelöst werden. In Kombination mit einem Aggregationsverfahren, d. h. der Bildung konvexer Kombinationen historischer Kultur- und Futtermittelmischungen (Dantzig und Wolfe, 1961, McCarl, 1982, Önal und McCarl, 1989, Önal und McCarl, 1991), ist das Modell robust in seiner Anwendung und seinen Ergebnissen.

Programmierungsmodelle und -phasen

PASMA besteht folglich aus drei fast identischen Programmierungsmodellen. Im ersten Modell (Phase 1) werden alle landwirtschaftlichen Tätigkeiten – d. h. Ackerbau, Forstwirtschaft, Viehzucht und Agrotourismus – und die verbleibenden Kostenanteile den Futter- und Düngerbilanzen zugeordnet. So wird beispielsweise die Fläche der Wiesen in verschiedenen oben genannten Datenquellen erfasst. Es liegen jedoch keine Informationen darüber vor, welche Tätigkeiten in welchem Umfang tatsächlich ausgeübt werden (z. B. Weide-, Heu-, Silage- oder Grünfütterproduktion). Im Modell werden diese Aktivitäten und die verbleibenden Kostenanteile (d. h. Dünger und Futtermittel) anhand von aktuellen Viehbestandsdaten und detaillierten Futter- und Düngemittelbilanzen entsprechend zugeordnet. Phase 2 ist das zweite LP-Modell. Die Störungskoeffizienten (Howitt, 1995) werden einbezogen, um die Kalibrierungskoeffizienten einer linearen Grenzkostenkurve zu berechnen – dies entspricht im Wesentlichen dem Ansatz von Röhm und Dabbert (2003). Im dritten Teil (Phase 3) kommt mit dem nicht-linearen Modell das eigentliche Politikmodell zur Anwendung. Die Kalibrierungskoeffizienten werden mit Hilfe von linearen Annäherungstechniken eingebaut und ermöglichen eine Kalibrierung der Aktivitäten in den Bereichen Ackerbau, Forstwirtschaft, Viehzucht und Agrotourismus auf beobachtete und geschätzte Anteile. Weitere Modellmerkmale, wie konvexe Kombinationen von Landnutzungstypen, Kulturartenverteilung und Futtermittelmischungen, Ausweitung, Verringerung und Umstellung der Tierproduktion, eine Transportmatrix und Importe von Futtermitteln und Vieh, werden einbezogen, um angemessene Reaktionen auf Produktionskapazitäten unter verschiedenen politischen Szenarien zu ermöglichen.

Die Integration ökonomischer und ökologischer Indikatoren in einem kohärenten Rahmen ist eine zentrale Stärke von Pasma und hat dazu geführt, dass das Modell häufig in Agrarumweltanalysen eingesetzt wurde. Jüngere Studien befassten sich mit Evaluierungen (Sinabell et al., 2019), Szenarienanalysen und Szenarien des Produktionssystems der österreichischen Landwirtschaft (Sinabell, Schönhart und Schmid, 2018).

Anpassungen Für die hier vorgelegte Studie wurde Pasma in vier wesentlichen Punkten angepasst:

- Die für die Kalibrierung des Modells verwendeten Daten wurden bis zum Jahr 2020 aktualisiert. Dafür wurden Informationen aus der aktuellen Agrarstrukturhebung 2020 verwendet. Zudem wurden auch die Änderungen der Agrarpolitik im Jahr 2020, die ab 2023 umgesetzt werden, und die Inanspruchnahme der Maßnahmen berücksichtigt.
- Die Struktur des neuen Agrarumweltprogramms und die Änderungen aufgrund des strategischen Plans der GAP wurden implementiert.
- Jüngste Änderungen der Rechtsvorschriften über Luft- und Nitrat-Emissionen wurden im Modell berücksichtigt (durch Anpassung der Kosten an höhere Investitionskosten).
- Die jüngsten Preisprognosen für Agrarrohstoffe von OECD und FAO wurden in die Szenariendaten integriert.

Die Details der Szenarien mit bestehenden Maßnahmen (WEM) und mit zusätzlichen Maßnahmen (WAM^{vorl}) werden im nächsten Abschnitt dargestellt. Die wichtigsten Ergebnisse (Vorleistungen und landwirtschaftliche Produktion) werden verwendet, um das makroökonomische Modell ADAGIO zu schocken und Effekte auf die Beschäftigung und Wertschöpfung für die gesamte Wirtschaft abzuleiten.

3.2 Makroökonomisches Modell ADAGIO

Die Pasma-Ergebnisse bilden die Basis für die Abschätzung der Auswirkungen veränderter landwirtschaftlicher Produktionsaktivitäten auf die Volkswirtschaft mittels ADAGIO, dem Input-Output-Weltmodell des WIFO. Die Pasma-Ergebnisse werden mittels einer Brückentabelle in ADAGIO integriert. ADAGIO bildet nur einen Agrarsektor (A01) ab, d. h. im Gegensatz zu Pasma wird nicht endogen zwischen pflanzlicher und tierischer Produktion unterschieden.

Vorleistungen Zunächst werden die Produktion und die Nachfrage nach Vorleistungen im Agrarsektor auf das mit Pasma für das jeweilige Szenario modellierte Niveau fixiert. Weiters werden folgende Schritte umgesetzt:

- Simulation der Auswirkungen auf die vorgelagerten Sektoren (Rückwärtsverflechtungen), d. h. jene Sektoren, die die Vorleistungen und Investition der Landwirtschaft liefern, durch ADAGIO.

- Für die nachgelagerten Sektoren (Vorwärtsverflechtungen) wird angenommen, dass alle nicht im Inland produzierten Güter aus dem Ausland importiert werden, d. h., dass jede Lücke im inländischen Angebot durch Importe ausgeglichen werden kann. Dabei ist zu beachten, dass mit dieser Annahme zwar eine Reduktion der nationalen THG-Emissionen aufgrund der sinkenden Produktion einhergehen kann. Durch mögliche Produktionsausweitungen im Ausland kann es jedoch zu einem Import dieser THG-Emissionen kommen. Man spricht in diesem Fall von Emissionsverlagerung (Carbon Leakage). In diesem Fall ist – über die gesamte Wertschöpfungskette – auch ein Anstieg der globalen Emissionen nicht auszuschließen. Um das Ausmaß der mit dem vermehrten Import von Agrargütern und Lebensmittel einhergehenden THG-Emissionen abzuschätzen, müsste für sämtliche Produkte eine konsumbasierte THG-Bilanzierung (Ökobilanzierung, Life Cycle Assessment) durchgeführt werden. Diese stand jedoch nicht im Fokus der vorliegenden Studie.

Bestimmung heimische Nachfrage

Zur Bestimmung der Nachfrage nach heimischen Agrarprodukten werden die Exporte landwirtschaftlicher Güter über einen strukturellen Ansatz ermittelt:

- Die beiden Hauptzweige der Landwirtschaft – die pflanzliche und die tierische Produktion – weisen deutlich unterschiedliche Exportanteile auf (eine Abschätzung über Daten aus der Handelsstatistik der Statistik Austria und der landwirtschaftlichen Produktionsstatistik zeigt, dass rund ein Viertel der pflanzlichen Produkte exportiert wird, während nur 4 % der tierischen Produktion direkt exportiert werden).
- In den PASMA-Ergebnissen zeichnet sich jedoch ein anderer Trend ab. Wir gehen davon aus, dass die Exportanteile für jede Untergruppe – pflanzliche bzw. tierische Produktion – konstant bleiben. Der neue Gesamtexportanteil für landwirtschaftliche Erzeugnisse ist die neu gewichtete Summe dieser beiden Exportanteile.
- Die Importe werden dann als Residuum zwischen der Gesamtnachfrage nach inländischen landwirtschaftlichen Erzeugnissen (inklusive Exporte) und der inländischen Produktion berechnet.

Ein ähnlicher struktureller Ansatz wurde für den Lebensmittelsektor (C10) gewählt:

- PASMA schätzt die Auswirkungen auf Großvieheinheiten, welche als Referenz für die Auswirkungen auf die Milch- und Fleischindustrie (beide sind Teilsektoren des Lebensmittelsektors) verwendet werden.
- Wiederum unter Verwendung der verschiedenen Exportanteile nach Teilsektoren (laut Handels- und Produktionsstatistiken) ergibt sich der neue Gesamtexportanteil für die Nahrungsmittelindustrie als die neu gewichtete Summe der Teilsektoren. Die unterschiedliche Behandlung tierischer und pflanzlicher Erzeugnisse kann dadurch begründet werden, dass der Transport tierischer Erzeugnisse über große Entfernungen sehr teuer ist. Die meisten Molkereien befinden sich in der Nähe der Milcherzeuger, und der Transport von lebenden Tieren ist stark reguliert.

Im Fall von WAM++ wird zusätzlich angenommen, dass der Konsum von Nahrungsmitteln um ein Zwölftel sinkt, was die Nachfrage nach (inländischen) Nahrungsmitteln weiter reduziert, was durch eine höhere Nachfrage nach anderen Konsumgütern kompensiert wird.

ADAGIO simuliert für jedes Szenario die Auswirkungen auf vor- und nachgelagerte Sektoren. Dazu wird das Modell in seiner „nicht-allgemeinen Gleichgewichtsversion“ angewandt. Es kehrt also nach einem Schock nicht in einen Zustand der Vollbeschäftigung zurück (im Falle eines Produktionsrückgangs werden die frei gewordenen Ressourcen nicht in einem anderen Sektor eingesetzt). Vielmehr zeigen die Ergebnisse die Input-Output-Verknüpfungen der von PASMA erzeugten Schocks mit der Gesamtwirtschaft.

3.3 Annahmen der Szenarien

Der GAP-Strategieplan (GAP-SP) für Österreich 2023–2027 wurde Ende 2021 eingereicht und im September 2022 von der EU-Kommission genehmigt. Er umfasst Interventionen, die es den Teilnehmer:innen ermöglichen, Direktzahlungen zu erhalten (erste Säule der GAP), und Maßnahmen, die aus dem ELER finanziert werden (zweite Säule der GAP). Darüber hinaus wurden Sektorprogramme (Obst und Gemüse, Bienen, Wein, Hopfen) angepasst. Da die GAP-Periode mit einer Verzögerung von zwei Jahren begonnen hat, kann davon ausgegangen werden, dass das Programm bis 2030 fortgesetzt wird.

Zuordnung klimarelevante Maßnahmen

Im österreichischen GAP-SP¹ werden insgesamt 98 Interventionen, basierend auf 45 Bedarfen, gemeinsam programmiert und umgesetzt. Gemäß der Interventionslogik werden die klimarelevanten Interventionen dem Ziel 4 (Klima) durch entsprechende relevante Ergebnisindikatoren zugeordnet (die Zahlen geben den Referenzcode im Programm an):

- 31-01 Begrünung – Zwischenfrucht
- 31-02 Begrünung – Immergrün
- 31-03 Erosionsschutz
- 31-04 Tierwohl Weide
- 47-13 Nachhaltige Energie
- 47-18 Nachhaltige Logistik
- 70-01 UBB
- 70-04 Heuwirtschaft
- 70-14 Grundwasserschutz Acker
- 70-15 Humuserhalt und Bodenschutz
- 70-16 Naturschutz

¹ <https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-foerderungen/nationaler-strategieplan/gsp-einreichung.html>

- 70-17 Ergebnisorientierung
- 70-18 Tierwohl Rinder
- 70-02 BIO
- 70-03 EBB
- 70-07 Erosionsschutz Acker
- 70-08 Bodennahe Gülleausbringung
- 73-01 Landwirtschaftliche Investitionen
- 73-02 Verarbeitung und Vermarktung
- 73-12 Erneuerbare Energieträger
- 73-13 Klima- und Energieprojekte
- 73-14 Klimaaktiv mobil
- 73-03 Infrastruktur Wald
- 73-04 Waldbewirtschaftung
- 73-06 Hochwasserschutz
- 73-07 Gewässerökologie

Gemäß der Klassifizierung der klimarelevanten Maßnahmen nach Finanzierung (Art. 100 „Tracking of climate-related expenditure“) sind die Maßnahmen in der folgenden Liste zugeordnet (die Artikel beziehen sich auf die Verordnung (EU) 2021/2115):

- Ländliche Entwicklung:
 - Art. 70 und 72 Österreichisches Agrarumweltprogramm (exklusive Ökoregelung, inklusive N2000 und WRRL)
 - Art. 71 Zahlungen für Gebiete, die aus natürlichen oder anderen besonderen Gründen benachteiligt sind (Ausgleichszulage, AZ)
 - Art. 73 Investitionen
 - 73-7 Investitionen in die ökologische Verbesserung der Gewässer
 - 73-12 Investitionen in den Bau, die Erweiterung und die Verbesserung aller Arten von kleinen Infrastrukturen, einschließlich Investitionen in erneuerbare Energiequellen
 - 73-13 Durchführung von Klima- und Energieprojekten auf lokaler Ebene
 - 73-15 Investitionen für die Erhaltung, Wiederherstellung und Verbesserung des natürlichen Erbes
- Direktzahlungen (einschließlich Öko-Regelung)

Im Vergleich zur vorherigen GAP-Periode (2014–2020, verlängert bis 2022) haben sowohl Klimaschutz- als auch Klimawandelanpassungsmaßnahmen gegenüber anderen Maßnahmen mehr Gewicht erhalten. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass sich das Volumen der nominellen Mittel nicht wesentlich verändert hat und die Inflation ab 2022 sehr hoch ist. Die Umsetzung von Maßnahmen hängt daher weniger von finanziellen Anreizen als vielmehr von der persönlichen Motivation der Landwirt:innen ab.

getroffene Annahmen Für die Anwendung der oben beschriebenen Modelle wurden mehrere Annahmen getroffen. Dabei handelt es sich im Wesentlichen um Annahmen zu Inputpreisen, die aus internationalen Quellen stammen. Diese Preisprognosen beruhen auf Annahmen über die Entwicklung von Schlüsselindikatoren auf den globalen Agrarrohstoff- und Lebensmittelmärkten (OECD-FAO, 2022). Die Prognosen für die wichtigsten Wirtschaftsindikatoren basieren auf Kaniovski et al. (2021). Die Annahmen zu Energiepreisen sind konsistent mit jenen des Umweltbundesamts (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Annahmen zu makroökonomischen Variablen in Österreich (Quelle: Umweltbundesamt, Kaniovski et al., 2021).

		2020	2025	2030	2040	2050
reales BIP (2015) in Preisen	Mrd. €	349,2	391,4	411,3	469,9	530,1
Verbraucherpreisindex	%	1,4	1,7	2,0	2,0	2,0
BIP-Deflator	%	1,1	1,7	2,2	2,0	2,0
Bevölkerung im erwerbsfähigen Alter	Mio.	5,9	5,8	5,7	5,6	5,6
Preis für Diesel	€/GJ	28,6	37,1	39,8	47,4	69,0

Ein Vergleich dieser OECD-Prognosen mit Projektionen der Europäischen Kommission (Europäische Kommission, 2022) zeigt eine große Ähnlichkeit der Annahmen über die künftige Entwicklung der wichtigsten Wirtschaftsindikatoren. Aufgrund der Modellstruktur von PASMA sind Annahmen über den österreichischen wirtschaftlichen Kontext (z. B. BIP-Wachstum, Bevölkerungsdynamik) nicht direkt erforderlich. Sie sind jedoch in den exogenen Preisannahmen (hauptsächlich dem Verbraucherpreisindex) relevant. Auf andere treibende Kräfte (Preise, Technologie, Einschränkungen) wird in den folgenden Abschnitten Bezug genommen.

Die Annahmen über die künftigen politischen Variablen und Preise für landwirtschaftliche Erzeugnisse sind im Kapitel 10 angeführt. Der Zeitraum der Projektionen dieser Studie umfasst den Zeitraum von 2030 bis 2050. Für die Zeit nach 2031 liegen keine OECD-FAO-Prognosen vor. Daher wird für die meisten Tätigkeiten ab 2031 von einer Fortschreibung bisheriger Entwicklungen ausgegangen.

Alle Preisprojektionen mit Ausnahme der Dieselpreise basieren auf den OECD-FAO-Prognosen für 2022. Die Preise für Diesel und andere Energieträger wurden vom Umweltbundesamt² zur Verfügung gestellt. Die Preisschätzungen für landwirtschaftliche Erzeugnisse sind spezifisch für die österreichische Marktsituation; es wird davon ausgegangen, dass der beobachtete Preiskeil zwischen den österreichischen und den EU-Märkten auch in Zukunft bestehen bleibt. In Österreich ist der Markt für Bioprodukte sehr wichtig und viele Bioprodukte werden

² Umweltbundesamt (2022): persönliche Mitteilung via Email

zu einem Premiumpreis verkauft. Die erwarteten Preisaufschläge basieren auf den von der LBG gemeldeten Fünfjahresdurchschnittswerten (verschiedene Jahre)³ aus der Vergangenheit.

Annahmen aus Stakeholder-Prozess

Für diesen Bericht wurde in einem Stakeholder-Prozess (siehe auch Kapitel 2) eine Reihe detaillierter Annahmen zu Preisen und technischen Koeffizienten (z. B. Futterverwertung in der Viehhaltung und durchschnittliche Ernteerträge) entwickelt, die das Fachwissen von Expert:innen der Landwirtschaftskammer Österreich, der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) und von Teilnehmer:innen an drei Sitzungen des für diese Studie eingerichteten Projektbeirats miteinbezieht. Ein erster Vorschlag für die Annahmen zu den Szenarien wurde Mitte 2022 entwickelt. Im Sommer 2022 wurde eine Online-Befragung durchgeführt, um die Meinung von Agrarexpert:innen in Österreich einzuholen. Außerdem wurde ein Workshop organisiert, um die Annahmen zu Preisen und technischen Koeffizienten zu diskutieren. Diese Koeffizienten sind in Kapitel 10, Anhang II dokumentiert und lassen sich wie folgt zusammenfassen: Die Produktivität in der Viehwirtschaft, insbesondere in der Milcherzeugung, wird in den kommenden Jahren steigen, allerdings langsamer als in der Vergangenheit. Die Kosten für Ställe für Nutztiere werden nach 2030 deutlich teurer sein als im Jahr 2020. Die Annahme höherer Kosten ist dadurch gerechtfertigt, dass die Einhaltung der Umweltvorschriften die Investitionen verteuern wird. In Bezug auf die Ernteerträge bestand Konsens darüber, dass diese aufgrund des Klimawandels nach 2030 gesenkt werden sollten.

Das Agrarsektormodell PASMA deckt mehr Tätigkeiten als die LGR ab und unterscheidet zwischen verschiedenen Bewirtschaftungsformen (z. B. biologische Bewirtschaftung, konventionelle Bewirtschaftung mit hochintensivem Input und mit reduziertem Input). Dieser Detailgrad ist notwendig, um die Auswirkungen von Agrarumweltmaßnahmen, wie z. B. die Förderung der biologischen Wirtschaftsweise, zu modellieren. Das Modell benötigt daher viele Eingangsdaten, die nur teilweise aus beobachteten Daten und Veröffentlichungen abgeleitet werden können. Zu vielen Aspekten müssen explizit Annahmen getroffen werden, die auf dem Urteil von Expert:innen und nicht auf einer rigorosen Datenanalyse beruhen (ausführlicher im vorigen Abschnitt aufgeführt).

Die in dieser Studie analysierten Szenarien sind kumulativ. Das bedeutet, dass das WEM-Szenario (mit bestehenden Maßnahmen) auf einer Reihe von Annahmen beruht und das Szenario WAM zusätzliche Annahmen enthält, die zusammen mit jenen aus dem WEM Szenario simuliert werden.

Annahmen zu agrarpolitischen Instrumenten

Eine wichtige Szenario-Annahme ist, dass sich nach 2030 nur die Agrarpreise und die agrar-technologischen Parameter (wie Milchproduktion pro Kuh, Ferkel pro Sau, Ernteerträge) ändern werden. Das spezifisch agrarpolitische Instrumentarium, d. h. die Art und Weise, wie die Umweltprogramme funktionieren, bleibt nach diesem Jahr unverändert, ausgenommen die für Szenarien spezifischen Änderungen. Daraus folgt, dass ein bestimmter Ergebnisindikator, der bis

³ Die Ausgaben aller Jahre sind hier zu finden:

<https://gruenerbericht.at/cm4/download/category/4-buchfngsergebnisse>

2030 einen Abwärtstrend aufweist, danach wieder ansteigen kann. Solche Modellergebnisse sind auf Kombinationen von Preisen und technologischen Parametern in späteren Zeiträumen zurückzuführen, von denen angenommen wird, dass sie sich ändern, während die wichtigen agrarpolitischen Instrumente bis 2050 konstant bleiben. In Pasma werden Ergebnisse früherer Perioden nicht in die Berechnung der späteren Perioden einbezogen, wie dies etwa in Zeitreihenmodellen der Fall ist.

Der Vorteil einer solchen Szenarienerstellung besteht darin, dass das Modell zeigt, wie sich Indikatoren von Interesse ändern könnten, wenn sich die Marktbedingungen und die Technologie ändern, die Politik jedoch unverändert bleibt. Das bedeutet, dass die Prämien für Agrarumweltmaßnahmen nominal konstant gehalten werden, während die Preise für Outputs und Inputs im Allgemeinen, wenn auch moderat, steigen. Die Prämien spiegeln die Opportunitätskosten im Jahr 2020 wider, verändern sich jedoch über die Zeit, sodass ihre Wirksamkeit nach 2030 immer mehr abnimmt.

3.3.1 WEM

Im Szenario „mit bestehenden Maßnahmen“ (WEM, *with existing measures*) werden verbindlich umzusetzende Maßnahmen berücksichtigt. So werden u. a. Maßnahmen des GAP-SP 2023–2027 mit einer potenziellen Klimawirkung mitberücksichtigt. Das sind zum Beispiel Maßnahmen für eine verbesserte Fütterung, für eine verlustarme Ausbringung von Wirtschaftsdünger und Biogasgülle, die Förderung der biologischen Wirtschaftsweise, der Weidehaltung und der reduzierte Einsatz von Mineraldüngern.

Insgesamt sind im WEM-Szenario die EU-Rohstoffpreisprojektionen der OECD-FAO 2022, der Rechtsrahmen 2022 für die Regulierung der Landwirtschaft (Luft, Wasser, Tierschutz, Landnutzung), die Agrarpolitik gemäß dem GAP-SP, der ab 2023 umgesetzt wird, und die klimapolitischen Maßnahmen, wie sie in Österreich ab 2022 umgesetzt werden, abgebildet (dazu gehört die ökosoziale Steuerreform mit einer Abgabe auf fossile Energieträger und mit dem nationalen Emissionshandelssystem für die Nicht-ETS-Sektoren, das fossile Brennstoffe in mehreren Schritten verteuert).

wichtigste Annahmen

In der folgenden Übersicht sind die wichtigsten Annahmen zusammengefasst. Diese müssen beim Vergleich der Ergebnisse dieses Berichts mit den Projektionen von 2018 (Sinabell, Schönhart und Schmid, 2018) berücksichtigt werden:

Preise:

- Die in WEM verwendeten Preise für landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Vorleistungen entsprechen der OECD-FAO-Prognose aus 2022 bis 2029–2031, mit Ausnahme des Dieselpreises, der auf Annahmen des Umweltbundesamts basiert.
- Die Preise nach 2030 folgen in den meisten Fällen dem Trend; in anderen Fällen wurde bei stark steigenden Preisen der Trend nach eigenem Ermessen abgeflacht.

Technologische Parameter:

- Es wird angenommen, dass sich die Agrar-, Klima- und Umweltpolitik nach 2028 nicht ändern werden, sondern bis 2050 ohne weitere Änderungen fortbestehen.
- Die technologischen Annahmen werden für die Ernteerträge, die Milcherträge pro Kuh und andere Parameter, die den technischen Wandel erfassen, explizit getroffen.
- Die Milchleistung pro Kuh steigt an, dürfte aber aufgrund des hohen Anteils an ökologischen Betrieben und aus Gründen des Tierschutzes dauerhaft niedriger bleiben als in Ländern wie den Niederlanden oder Dänemark.
- Es wird davon ausgegangen, dass sich die Produktivität in der Viehwirtschaft (vor allem der Futtermittelbedarf) ebenfalls ändert, insbesondere im Hinblick auf den Nährstoffbedarf.

Klimawandel und Anpassung durch Landwirte und Landwirtinnen:

- Die Ernteerträge werden im Jahr 2050 voraussichtlich niedriger sein als 2030.
- Es wird davon ausgegangen, dass die Anpassung an den Klimawandel in den erwarteten Preisänderungen und im technologischen Wandel, einschließlich Effizienzsteigerungen bei der Bewässerung, berücksichtigt wird, sodass künftige Dürreperioden mit zusätzlichen Investitionen bewältigt werden können.

Ressourcen und landwirtschaftliche Flächen:

- Es wird davon ausgegangen, dass alle notwendigen Ressourcen (Arbeit, Wasser, Kapital) vorhanden sind und entweder durch Einnahmen oder Subventionen aus der Agrarpolitik finanziert werden.
- Der Verlust an landwirtschaftlichen Flächen folgt dem langfristigen Trend.

Politische Maßnahmen:

- Die Umsetzung sektorspezifischer Maßnahmen erfolgt im Einklang mit der Klima- und Energiepolitik im Jahr 2022. Dazu gehört vor allem eine schrittweise Erhöhung der Dieselpreise.
- Umsetzung der Agrarpolitik, gemäß GAP-SP, wie sie 2023 umgesetzt wird; dazu gehören das Agrarumweltprogramm und Subventionen für klimarelevante Investitionen.
- Es wird davon ausgegangen, dass das Programm zur Entwicklung des ländlichen Raums während des Projektionszeitraumes beibehalten wird. Auch über 2030 hinaus wird das Programm unverändert Bestand haben.

**Ergebnis
Szenariodefinition**

Bei der Ausarbeitung des Szenarios WEM wurde deutlich, dass weder die Marktbedingungen noch die geplanten politischen Maßnahmen so beschaffen sind, dass bis zum Jahr 2030 mit einem signifikanten Rückgang der Wiederkäuerzahlen zu rechnen ist. Der wichtigste Grund für diese Annahme ist, dass Österreich aufgrund des großen Grünlandanteils an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche einen komparativen Vorteil in der Milcherzeugung hat und dass die OECD-FAO-Prognosen attraktive Preise für Milch erwarten lassen. Der größte

Teil der landwirtschaftlichen Emissionen stammt von Wiederkäuern und dem Wirtschaftsdünge-Management. Wie hoch der Beitrag des Sektors Landwirtschaft bzw. der Viehhaltung zur Erreichung des Ziels von insgesamt minus 48 % THG-Emissionen aus den Nicht-ETS-Sektoren in Österreich sein soll, muss noch entschieden werden. Ein explizites Ziel für den Sektor Landwirtschaft wurde bisher nicht definiert. Im Rahmen der Szenariendefinition wurde jedoch davon ausgegangen, dass der GAP-SP und die enthaltenen Klimaambitionen nicht genügend Anreize für eine drastische Verringerung der Viehbestände bieten.

3.3.2 WAM^{vorl}

Das in diesem Bericht dargestellte WAM-Szenario (*with additional measures*) reflektiert den derzeitigen Stand der fachlichen Diskussionen (Ende Februar 2023) und wird deshalb „WAM vorläufig“ genannt (WAM^{vorl}). Der politische Abstimmungsprozess zum WAM-Szenario ist aktuell noch ausständig.

inkludierte Maßnahmen

Inkludiert sind Maßnahmen, die nach der Einführung des GAP-SP im Jahr 2023 wirksam werden und in konkreten Plänen festgehalten sind. Es werden z. B. einschlägige Maßnahmen aus dem Integrierten Nationalen Energie- und Klimaplan für Österreich oder dem nationalen Luftreinhalteprogramm unter Berücksichtigung des aktuellen Standes in Hinblick auf die Überarbeitung der Programme 2023 abgebildet. Einschlägige Gesetze und Rechtsnormen, die nach dem 31.12.2022 erlassen wurden, wie z. B. die Ammoniakreduktionsverordnung (BGBl. II Nr. 395/2022) oder das Tierschutzgesetz 2022 (BGBl. II Nr. 130/2022) werden ebenfalls im WAM^{vorl}-Szenario berücksichtigt.

Die Ergebnisse dieses Szenarios zeigen den Beitrag, den die geplanten Maßnahmen zur Zielerreichung 2030 leisten.

Vergleich WEM

In WAM^{vorl} wird von einer unveränderten Unterstützung für die Landwirtschaft verglichen mit WEM ausgegangen. Auch die Preise für Agrargüter und die Kosten für Vorleistungen wurden gegenüber WEM nicht verändert. Die bis 2030 zu erwartenden emissionsrelevanten Vorschriften werden voraussichtlich zu höheren Investitionen und damit zu steigenden Kosten in der landwirtschaftlichen Produktion führen. Diese Annahme wurde in einem Stakeholder-Workshop diskutiert und entspricht der übereinstimmenden Meinung von Landwirtschaftsexpert:innen. In PASMA werden die höheren Investitionskosten durch einen höheren Barwert für die jährlichen Kosten von fixen Kapazitäten umgesetzt. Dadurch wird die Tierhaltung teurer und andere Aktivitäten (wie z. B. die Pflanzenproduktion) werden für die Landwirte rentabler. Insbesondere steigen in WAM die jährlichen Kosten für Stallplätze um 10 % im Vergleich zu WEM. Dieser Anstieg scheint angemessen, um Bauarbeiten und Investitionen wie Güllebehälterabdeckungen, Gülleseparatoren und verbesserte Klimateanlagen zu finanzieren.

Ein Überblick über die in den Szenarien WEM und WAM^{vorl} berücksichtigten Maßnahmen und Regelungen findet sich in Tabelle 2.

Tabelle 2: Szenario – Maßnahmen – Matrix Szenarien WEM und WAM^{vorl} (Quelle: WIFO; eigene Ausarbeitung).

		WEM		WAM- vorl
		2020	2030	2030
Bestehender Rechtsrahmen				
01	Nationaler Emissionshandel (NEHG)		X	X
02	GAP 2014–2020 mit Verlängerung bis 2022	X		
03	Aktionsprogramm der Nitratrichtlinie bis 2016	X	X	
04	Lastenteilungsverordnung – Klimaschutzgesetz 2011	X	X	
05	Tierschutzgesetz 2004 bis 2021	X		
Nach 2022 umzusetzender Rechtsrahmen				
06	Tierschutzgesetz 2022 (mögliche Auswirkungen auf die Güllewirtschaft)			X
07	Aktionsprogramm für Nitrat 2023			X
08	Amoniakreduktions-Verordnung 2023			X
09	Nationales Luftreinhalteprogramm 2023 – in Ausarbeitung			X
10	Nationaler Energie- und Klimaplan 2021–2030 – in Ausarbeitung			X
11	Klimaschutzgesetz – in Ausarbeitung			X
12	Maßnahmen aus dem Energieeffizienzgesetz			X
13	Maßnahmen aus dem Erneuerbare-Wärme-Gesetz			X
GAP-Strategieplan treibhausgasrelevante Maßnahmen			X	X
14	Neu: Deckelung der EP, Junglandwirte, Umverteilung		X	X
15	Mehr Land für umweltgerechte biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung (UBB)		X	X
16	Fruchtfolge auf Ackerland (UBB)		X	X
17	Beschränkung der Grünlandumwandlung (UBB)		X	X
18	Ackerland: Erosionsschutz (UBB)		X	X
19	Ackerland: zusätzliche Prämie für mehr Flächen für die biologische Vielfalt		X	X
20	Ackerland: Basismodul		X	X
21	Ackerland: Aufstockung der Artenvielfalt		X	X
22	Verordnung für den ökologischen Landbau (Weideland für Rinder)		X	X
Grünland				
23	Grünlandflächen: Basismodul		X	X
24	Grünland: Grundmodul GVE < 1,4 Wiederkäuer-GVE/ha		X	X
25	Grünland: Basismodul GVE > 1,4 Wiederkäuer-GVE/ha		X	X
26	biologische Vielfalt aufstocken		X	X
Reduktion ertragssteigernder Substanzen / Herbizide / Pestizide				
27	Ackerland		X	X
28	Weinberge		X	X
29	Obstgärten		X	X
30	Hopfen		X	X

		WEM		WAM- vorl
		2020	2030	2030
31	Mulchsaat		X	X
32	Direktsaat		X	X
33	Erdaufschüttung im Kartoffelanbau		X	X
34	Untersaaten (Sojabohnen, Gurken, Sonnenblumen, Bohnen)		X	X
35	Grüne Gräben auf Ackerland		X	X
36	Zwischenfrucht (Varianten)		X	X
37	Aktive Begrünung (Varianten)		X	X
38	Evergreen-System		X	X
Andere Flächen: Erosionsschutz				
39	Hopfen: Erosionsschutz		X	X
40	Weinberge: Erosionsschutz (Varianten)		X	X
41	Obstbau: Erosionsschutz (Varianten)		X	X
Kontrollen der Nitratauswaschung				
42	Ackerland in den Programmregionen		X	X
43	Pflege von Grünland (Varianten – hangabhängig)		X	X
Güllemanagement			X	X
44	Ackerland: bodennahe Ausbringung von Gülle		X	X
45	Grünland: bodennahe Ausbringung von Gülle		X	X
46	Gülleabtrennung und Biogasnutzung		X	X

Aufbauend auf den WEM und WAM^{vorl}-Szenarien, welche parallel in einem gesonderten Auftrag mit dem BMK bearbeitet wurden, wurden unter Einbeziehung der Ergebnisse aus zwei Stakeholder-Workshops zwei weitere Szenarien (WAM+ und WAM++) zur Erreichung der Ziele des Klimaschutzgesetzes („KSG 2040“) entwickelt und abgeschätzt. Diese beiden Szenarien dienen als Grundlage für den weiteren Entscheidungsprozess, um die Auswirkungen der sektorbezogenen Zielfestlegung abschätzen zu können.

3.3.3 WAM+

Dieses Szenario entwickelt Rahmenbedingungen, Politiken und Maßnahmen, welche zu einer Reduktion der THG um etwa -30 % bis 2040 führen sollen. Es soll Grundlagen liefern, um zukünftige sektorbezogene Zielfestlegungen abschätzen zu können. Im Agrarsektormodell PASMA wurden zusätzlich zu den bereits in WAM berücksichtigten Maßnahmen weitere Maßnahmen implementiert, um diesem Ziel nahe zu kommen (Tabelle 3). Die Annahmen der Szenarien WEM und WAM^{vorl} sind somit als Teilmenge in den WAM+-Annahmen enthalten. Wichtig ist, dass mit Ausnahme der Preise von Mineraldünger alle übrigen Preise in allen Szenarien gleich sind.

Durch die Reduktion der verfügbaren Stallplatzkapazitäten um 15 % wird die maximal mögliche Anzahl der Nutztiere verringert. Diese Annahme kann zum Beispiel durch die Verringerung der Nachfrage nach tierischen Produkten begründet werden. Änderungen der Preise von Nutztieren oder tierischen Produkten wie Milch und Eiern wurden nicht unterstellt.

Die Hälfte der unter landwirtschaftlicher Bewirtschaftung stehenden organischen Böden wird renaturiert, was zu einer Reduktion der THG-Emissionen, vor allem im Landnutzungsektor (siehe Kapitel 5.5.2.2), führt. Diesbezügliche Effekte werden im Einklang mit den IPCC-Guidelines für CH₄ und CO₂ im LULUCF-Sektor und für N₂O im Landwirtschaftssektor berichtet.

In WAM+ wurden in Bezug auf die Mineraldüngung folgende Annahmen getroffen:

- Einführung einer Steuer auf Mineraldünger: Angenommen wird die Verteuerung von Stickstoffdünger um 50 % im Vergleich zum WEM.
- Steigerung der Düngereffizienz um 5 %; dies bedeutet, dass der gleiche Ertrag der Nutzpflanzen mit im Vergleich zum WEM weniger Düngereinsatz erreicht werden kann (z. B. durch Precision-Farming-Technologie).

3.3.4 WAM++

Entwickelte Rahmenbedingungen, Politiken und Maßnahmen sollen in der Modellierung ein Szenario von etwa -40 % Reduktion der THG bis 2040 ergeben. In diesem Szenario wurden – wie in den vorherigen Szenarien – weitere emissions-senkende Maßnahmen ergänzt (Tabelle 3). WAM++ enthält somit die umfassendste Kombination von Maßnahmen, die sich aus den vorigen Szenarien ableiten. Alle Annahmen, die nicht explizit genannt sind, bleiben unverändert. Wie auch beim Szenario WAM+ soll auch diese Analyse weitere Datengrundlagen für den politischen Entscheidungsprozess schaffen.

Im Szenario WAM++ werden sämtliche unter landwirtschaftlicher Bewirtschaftung stehenden organischen Böden renaturiert (Besteuerung von THG-Emissionen verursachender Bodenbewirtschaftung).

Zusätzlich wird angenommen, dass die Lebensmittelabfälle auf das Notwendigste reduziert werden. In der Folge sinkt die Nachfrage nach Nahrungsmitteln um ein Zwölftel.

Durch die weitere Reduktion der verfügbaren Stallplatzkapazitäten (um 30 % weniger als in den Szenarien WEM und WAM^{vorl}) wird die maximal mögliche Anzahl der Nutztiere gegenüber WAM+ weiter verringert. Diese Annahme ist etwa durch eine stärker rückläufige Nachfrage nach tierischen Produkten gerechtfertigt als im Szenario WAM+ unterstellt wurde. Zusätzlich wird unterstellt, dass der Milchpreis nach und nach sinkt, verglichen mit dem Preis, der in den Szenarien WEM, WAM^{vorl} und WAM+ gleich gehalten wird. Die Senkung beträgt 23 % im Jahr 2030 und 33 % in den Jahren 2040 und 2050. Eine solche Situation kann eintreten, wenn Substitute von Milch deutlich billiger werden (weil sie in großem

Stil industriell produziert werden) und gleichzeitig die Vorteile von Kuhmilch weniger zum Tragen kommen. Änderungen der Preise von Nutztieren, Eiern und Honig wurden nicht unterstellt.

In WAM++ wurden in Bezug auf die Mineraldüngung ergänzend zu den Maßnahmen in WAM+ folgende Annahmen getroffen:

- Reduktion der Menge des mineralischen Stickstoffdüngers um 30 % (im Vergleich zu WEM). Dies kann etwa durch die Änderungen der zulässigen Höchstmengen in Form einer Regulierung (z. B. Aktionsprogramm Nitrat) umgesetzt werden.
- Steigerung der Düngereffizienz um 10 % gegenüber WEM. Dies bedeutet, dass bei Nutzpflanzen der gleiche Ertrag mit weniger Düngereinsatz erreicht wird, zum Beispiel durch den umfangreichen Einsatz von Precision-Farming-Methoden.

Tabelle 3: Szenario – Maßnahmen – Matrix: ergänzende Maßnahmen in den Szenarien WAM+ und WAM++ (Quelle: WIFO; eigene Ausarbeitung).

		WAM+	WAM++
		2030	2030
Reduktion von Lebensmittelabfällen und Maßnahmen der Kreislaufwirtschaft			
47	Verringerung der Lebensmittelverschwendung und folglich Verringerung des Lebensmittelbedarfs	X	X
Maßnahmen im Bereich der öffentlichen Gesundheit und Informationskampagnen			
48	Umstieg auf eine gesündere und klimafreundliche Ernährung durch einen größeren Anteil der Bevölkerung	X	X
Anreize / Subventionen			
49	Optimierung von Fütterungssystemen	X	X
50	CH ₄ -reduzierende Futtermittelzusätze	X	X
51	Höhere variable Kosten durch zusätzliche Maßnahmen zur THG-Reduktion	X	X
52	Investitionen für zusätzliche THG-Reduktionsmaßnahmen	X	X
53	100 % Biotreibstoff für Traktoren	X	X
54	Kohlenstoffbindung im Boden in das EU-ETS integriert	X	X
55	Prämien für die Reduktion der Anzahl der Wiederkäuer	X	X
56	Prämien für die Reduktion anderer Tierkategorien	X	X
57	Nachfrageverschiebung hin zu pflanzlichen Lebensmitteln (= niedrigerer Preis für tierische Erzeugnisse)	X	X
58	Prämien für brachliegende Flächen mit hohem Kohlenstoffgehalt	X	X
Steuern / Negativanreize			
59	Höhere Verbrauchersteuern auf tierische Erzeugnisse (Milch, Fleisch)		X
60	Steuer auf CH ₄ -Emissionen aus enterischer Fermentation		X
61	Steuer auf THG-Emissionen von Wirtschaftsdünger		X
62	Besteuerung von THG-Emissionen verursachender Bodenbewirtschaftung		X

		WAM+	WAM++
		2030	2030
63	Steuer auf Mineraldünger in Abhängigkeit vom THG-Emissionspotenzial		X
64	Regulierung der Flächennutzung / Reduktion der Umwandlung von Flächen in Siedlungsflächen		X

4 BERECHNUNGEN DER TREIBHAUSGASEMISSIONEN

4.1 Methodik

Die Berechnung der Emissionen basiert auf der Methodik der Österreichischen Luftschadstoffinventur (OLI). Eine umfassende Beschreibung der THG-Inventur ist im Nationalen Inventurbericht 2023 enthalten (Umweltbundesamt, 2023b).

Die Emissionsberechnungen für den Sektor Landwirtschaft erfolgen anhand eines umfassenden Stickstoffflussmodells, welches sämtliche N-Spezies Emissionen umfasst (neben dem Treibhausgas N₂O auch die Luftschadstoffe NH₃, NO_x sowie den molekularen Stickstoffverlust N₂). Änderungen in der Luftschadstoffinventur wirken sich daher auch in der THG-Inventur aus.

Für die Konsistenz der Ergebnisse ist es daher wichtig, dass in der Modellierung von THG-Inventur und Szenarien auch die Luftreinhaltemaßnahmen zu Ammoniak berücksichtigt werden. Eine detaillierte Methodikbeschreibung zur Luftschadstoffinventur ist im Bericht „Informative Inventory Report 2023“ (Umweltbundesamt, 2023a) enthalten.

Die den Emissionsberechnungen zugrunde liegenden Aktivitätsdaten der einzelnen Szenarien wurden dem PASMA-Modell entnommen (siehe Kapitel 11). Viehbestand und Milchleistung pro Milchkuh sind in Tabelle 20 (WEM), Tabelle 24 (WAM^{vorl}), Tabelle 28 (WAM+) und Tabelle 32 (WAM++) dargestellt. Der Düngemiteleinsatz findet sich in Tabelle 21 (WEM), Tabelle 25 (WAM^{vorl}), Tabelle 29 (WAM+) und Tabelle 33 (WAM++).

4.2 Zusammenfassung der Parameter und Maßnahmen für alle Szenarien

Die folgende Tabelle gibt einen zusammenfassenden Überblick der in die Szenarien getätigten Annahmen.

Tabelle 4: Zusammenfassung der Parameter und Maßnahmen für die Szenarien WEM, WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++.

Parameter/ Maßnahmen	WEM	WAM ^{vorl}	WAM+	WAM++
Tierzahlen	Viehbestand aus PASMA (WIFO 2022) je Szenario (siehe Anhang III)			
Milchleistung pro Milchkuh	Ergebnis des Stakeholder-Workshops am 19.10.2022. Für den projizierten Milchertrag pro Milchkuh (siehe Anhang III) wird keine Unterscheidung zwischen den einzelnen Szenarien getroffen.			
Futterzusatzstoffe	-	Reduktion CH ₄ aus enterogener Fermentation um -2 % 2030, -5 % ab 2040	Reduktion CH ₄ aus enterogener Fermentation um -4 % 2030, -15 % ab 2040	Reduktion CH ₄ aus enterogener Fermentation um -5 % 2030, -15 % 2040, -20 % 2050

Parameter/ Maßnahmen	WEM	WAM ^{vori}	WAM+	WAM++
Proteinreduzierte Fütterung	Annahmen gemäß OLI 2022 (MiNutE-Studie)	Absenkung des Rohproteingehalts (XP) für Milchkühe und Mastrinder um 2 % 2030 und 4 % ab 2040. Bei Mastschweinen (ohne Ferkel) wird der XP um 5 % 2030 und ab 2040 um 10 % abgesenkt. Bei Zuchtsauen 3 % 2030 und 5 % ab 2040.	Absenkung des Rohproteingehalts (XP) für Milchkühe, Mastrinder (ein Jahr bis zur Schlachtung) und Sauen um 3 % 2030 und 5 % ab 2040. Bei Mastschweinen (ohne Ferkel) wird der XP um 5 % 2030 und bis 2040 um 10 % abgesenkt, danach konstant gehalten.	
Stallsysteme/lw. Struktur	Weiterführung der Trends zu Laufstallhaltung und Flüssigmistsystemen im Rinderbereich			
Gummilippen oder Maßnahmen mit ähnlicher Wirkung (Rinder)	Anteile 2021 gemäß OLI fortgeschrieben: je nach Rinderkategorie zwischen 1,1 % und 8,1 %	Anteil 2030: 10 %; Anteil ab 2040: 30 %	Anteil 2030: 20 %; Anteil ab 2040: 60 %	Anteil 2030: 50 %, Anteil ab 2040: 100 %
Reinigungsroboter (Rinder)	-	-	Anteil 2030: 20 %; Anteil ab 2040: 60 %	Anteil 2030: 50 %, Anteil ab 2040: 100 %
Emissionsarme Gestaltung Ställe – Zuchtsauen	Anteile für Flüssigmistsysteme 2021 gemäß OLI fortgeschrieben: 53 % Vollspalten- und 47 % Teilspaltenböden	Keine Vollspaltenböden bei Flüssigmistsystemen ab 2040. Anteil Teilspaltenböden 2030: 50 %; ab 2040: 100 %	Keine Vollspaltenböden bei Flüssigmistsystemen ab 2040. Anteil Teilspaltenböden 2030: 60%; ab 2040: 100%	Keine Vollspaltenböden bei Flüssigmistsystemen ab 2040. Anteil Teilspaltenböden 2030: 70%, ab 2040: 100%
Emissionsarme Gestaltung Ställe - Mastschweine	Anteile für Flüssigmistsysteme 2021 gemäß OLI fortgeschrieben: 91% Vollspaltenböden und 9% Teilspaltenböden	Keine Vollspaltenböden bei Flüssigmistsystemen ab 2040. Anteil Teilspaltenböden 2030: 30%; ab 2040: 100%	Keine Vollspaltenböden bei Flüssigmistsystemen ab 2040. Anteil Teilspaltenböden 2030: 40 %; ab 2040: 100 %	Keine Vollspaltenböden bei Flüssigmistsystemen ab 2040. Anteil Teilspaltenböden 2030: 50 %, ab 2040: 100 %
Abluftbehandlung Schweine	-	-	2030: 5 %; 2040: 20 %, 2050: 30 %	2030: 20 %, 2040: 40 %, 2050: 60 %
Abluftbehandlung Hühner und Trutzhähne	-	-	2030: 10 %, 2040: 25 %, 2050: 50 %	2030: 25 %, 2040: 50 %, 2050 75 %
Weidehaltung	Anteile 2021 gemäß OLI fortgeschrieben: Milchkühe 3,7 % und Mutterkühe 17,8 %	+30 % Weidehaltung Milch- und Mutterkühe 2030; ab 2040 um 50 % erhöht	+40 % Weidehaltung Milch- und Mutterkühe 2030; ab 2040 um 75 % erhöht	+50 % Weidehaltung Milch- und Mutterkühe 2030; ab 2040 um 100 % erhöht
Feste Güllelageabdeckung (Rinder und Schweine)	Anteile 2021 gemäß OLI fortgeschrieben (siehe Umweltbundesamt 2023b)	ab 01.01.2028 gemäß NH ₃ -VO verpflichtend; volle Maßnahmenwirkung ab 2028		
Festmistlager eingehaust mit dreiseitiger Umrandung (Rinder und Schweine)	-	2030: 10 %, ab 2040: 30 %, danach konstant	2030: 10 %, ab 2040: 40 %, danach konstant	2030: 20 %, ab 2040: 50 %, danach konstant
Festmist unter Folie gelagert (Rinder und Schweine)	-	-	2030: 10 %, 2040: 25 %, danach konstant	2030: 20 %, 2040: 50 %, danach konstant
Gülleansäuerung im Lager (Rinder und Schweine)	-	-	2030: 5 %, 2040: 10 %, 2050: 20 % im Lager angesäuert	2030: 10 %, 2040: 20 %, 2050: 30 % im Lager angesäuert
Kotbandentmistung und trockene Lagerung (Hühner)	Anteile 2021 gemäß OLI fortgeschrieben: Legehennen 27,8 % und Masthühner 28,5 %	Layers und Broilers: 2030: 35 %, ab 2040: 50 %	Layers und Broilers: 2030: 40 %, 2040: 60 %, 2050: 75 %	Layers und Broilers: 2030: 50 %, 2040: 75 %, 2050: 100 %

Parameter/ Maßnahmen	WEM	WAM ^{vori}		WAM+		WAM++	
Biomethanisierung	Anteile 2021 gemäß OLI fortgeschrieben: Rinder 2,3 %, Schweine: 0,5 %, Hühner: 0,4 %	2030: 20 %, ab 2040: 30 %		2030: 25 %, 2040: 30 %, 2050: 33 %		2030: 30 %, 2040: 33 %, 2050: 35 %	
N-Menge Mineral- dünger	N-Mengen (Zweijahres-Mittelwert) aus PASMA (WIFO 2022) je Szenario						
Einarbeiten von Harnstoff <4 h oder Zugabe von Ureasehemmstoff	Annahmen gemäß OLI 2022 (Baumgarten et. al., 2019)	ab 01.01.2023 Inkrafttreten der NH ₃ -VO: ab 2024 volles Potenzial der Maßnahme					
Bodennahe Gülleaus- bringung	Schätzwerte bis 2027 gemäß GAP-Strategieplan (BML, 2023), danach Fortschreibung	<i>Rinder</i> Schlepp- schlauch: 20 % (2030) 15 % (2040) Schlepp- schuh: 20 % (2030) 30 % (2040) Injek- tor: 1 % (2030) 5 % (2040)	<i>Schweine</i> Schlepp- schlauch: 35 % (2030) 40 % (2040) Schlepp- schuh: 25 % (2030) 30 % (2040) Injek- tor: 20 % (2030) 20 % (2040)	<i>Rinder</i> Schlepp- schlauch: 20 % (2030) 15 % (2040) Schlepp- schuh: 20 % (2030) 40 % (2040) Injek- tor: 5 % (2030) 10 % (2040)	<i>Schweine</i> Schlepp- schlauch: 40 % (2030) 35 % (2040) Schlepp- schuh: 30 % (2030) 40 % (2040) Injek- tor: 20 % (2030) 25 % (2040)	<i>Rinder</i> Schlepp- schlauch: 10 % (2030) 10 % (2040) Schlepp- schuh: 25 % (2030) 50 % (2040) Injek- tor: 5 % (2030) 10 % (2040)	<i>Schweine</i> Schlepp- schlauch: 40 % (2030) 25 % (2040) Schlepp- schuh: 35 % (2030) 50 % (2040) Injek- tor: 20 % (2030) 25 % (2040)
Einarbeitung Festmist	Fortschreibung OLI (TIHALO II) Anteile 2021: Rinder 22 % <4 h und 60 % <12 h; Schweine 36 % <4 h und 59 % <12 h	Sämtlicher Geflügelmist, der auf Nutzflächen ohne Bodenbedeckung ausgebracht wird, wird gemäß NH ₃ -VO innerhalb von 4 h eingearbeitet.		Der Festmist aller Tierkategorien, der auf Nutzflächen ohne Bodenbedeckung ausgebracht wird, wird innerhalb von 4 h eingearbeitet.			
Einarbeitung Gülle	Fortschreibung OLI (TIHALO II) Anteile 2021: Rinder 22 % <4 h und 60 % <12 h; Schweine 37 % <4 h und 59 % <12 h	Der Flüssigmist aller Tierkategorien, der auf Nutzflächen ohne Bodenbedeckung ausgebracht wird, wird gemäß NH ₃ -VO innerhalb von 4 h eingearbeitet.					
Gülleseparierung (Rinder und Schweine)	Schätzwerte bis 2027 gemäß GAP-Strategieplan, danach Fortschreibung	2030 werden 5 %, ab 2040 20 % der Gülle separiert		2030 werden 10 %, 2040 30 % und 2050 40 % der Gülle separiert		2030: 20 %, 2040: 40 %; 2050: 50 % der Gülle werden separiert	
Gülleansäuerung bei der Ausbringung	-	2030 werden 5 %, ab 2040 10 % der Gülle bei der Ausbringung angesäuert		2030 werden 10 %, ab 2040 20 % und ab 2050 30 % der Gülle bei der Ausbringung angesäuert. Insgesamt sind 2050 70 % der ausgebrachten Gülle aufbereitet		2030 werden 20 %, 2040 30 % und ab 2050 40 % der Gülle bei der Ausbringung angesäuert. Insgesamt sind 2050 90 % der ausgebrachten Gülle aufbereitet	
Organische Böden	Wie bisher	Wie bisher		Renaturierung der halben landwirtschaftlich bewirtschafteten organischen Böden bis 2030		Renaturierung sämtlicher landwirtschaftlich bewirtschafteter organischer Böden bis 2030	

Die detaillierten Beschreibungen der für die Berechnungen verwendeten Annahmen, Parameter und Maßnahmen befinden sich in den nachfolgenden Kapiteln 4.3 bis 4.6.

4.3 Annahmen für WEM

4.3.1 Enterogene Fermentation

Es wird angenommen, dass die gängige Fütterungspraxis auch in Zukunft fortgeführt wird. Die Parameter für die Futteraufnahme und die Methanumwandlungsraten entsprechen daher denjenigen der aktuellen OLI.

Die Annahmen im Detail

Fütterung Die Bruttoenergieaufnahme (GE) bei Milchkühen wurde auf der Grundlage der im Stakeholder-Workshop angenommenen Milchleistungsprojektion berechnet. Parameter mit Einfluss auf Fütterung und Ausscheidung, wie Fett- und Eiweißgehalt der Milch, Gestation, Lebendgewicht oder Rassenverteilung der Rinder, wurden fortgeschrieben.

Für die Methanumwandlungsraten wurden die Faktoren entsprechend der aktuellen Inventur verwendet. Bei den Rindern <1 Jahr hat die prognostizierte Zusammensetzung dieser Rinderkategorie (Anteil Milchkälber etc.) eine entsprechende Dynamisierung des Faktors zur Folge.

4.3.2 Wirtschaftsdüngermangement

Das Wirtschaftsdüngermangement wird im Wesentlichen auf Basis des aktuellen Standes fortgeführt. Die Emissionsfaktoren und Parameter entsprechen daher jenen der OLI. Im Rinderbereich wurde der zunehmende Trend zu Laufställen und Flüssigmist berücksichtigt.

Annahmen im Detail

Die Bruttoenergieaufnahme (GE) der Milchkühe wurde auf der Grundlage der im Stakeholder-Workshop dieses Projekts festgelegten Milchleistungsprojektionsdaten berechnet. Die erhöhte Energieaufnahme führt zu erhöhten Stickstoffausscheidungswerten ($N_{\text{excretion}}$) sowie zu erhöhten Ausscheidungswerten potenziell flüchtiger Kohlenstoffe ($VS_{\text{excretion}}$).

Stallsysteme/landwirtschaftliche Struktur

Die spezifischen Parameter zu Fütterung und Ausscheidung, wie Fett- und Eiweißgehalt der Milch, Gestation, Lebendgewicht oder Rassenverteilung der Rinder, wurden fortgeschrieben.

Im Rinderbereich wurde die kontinuierlich abnehmende Anbindehaltung gemäß OLI (basierend auf den Erhebungen zu TIHALO I und II⁴) zugunsten der zunehmenden Haltung in Laufställen extrapoliert. Ebenfalls in allen Szenarien berücksichtigt wurde der Trend zu Flüssigmistsystemen.

Die Anteile der emissionsmindernden Stallsysteme (Gummilippen – Rinder; Teilspaltenboden – Schweine; Kotbandentmistung – Hühner) wurden gemäß OLI fortgeschrieben.

Die Projektion zum Anteil der Weidehaltung von Milch- und Mutterkühen wurde – abgeleitet aus Informationen aus dem GAP-SP – im Vergleich zur aktuellen Situation gemäß OLI bis zum Jahr 2030 um 10 % leicht erhöht und danach fortgeschrieben. Diese Erhöhung wurde zu Lasten von unbehandeltem Flüssigmist modelliert.

Lagerung von Wirtschaftsdünger

Die derzeit in der OLI verwendeten Daten zur Lagerung von Wirtschaftsdünger gemäß TIHALO II wurden fortgeschrieben.

Die Anteile der Kotbandentmistung und trockenen Lagerung für Legehennen und Masthähnchen gemäß OLI wurden fortgeschrieben.

Biomethanisierung

Der Anteil des in Biogasanlagen behandelten Wirtschaftsdüngers gemäß OLI wurde fortgeschrieben.

4.3.3 Landwirtschaftliche Böden

Aktivitätsdaten, wie Mineraldüngermengen, Klärschlamm- und Kompostmengen sowie Ernteerträge und Anbauflächen, wurden dem PASMA-Modell (WEM-Ergebnisse) entnommen.

Die der Wirtschaftsdüngerausbringung zugrunde liegenden Stickstoffmengen ergeben sich aus den OLI-Berechnungen im Stickstoffflussverfahren auf Basis der Annahmen im WEM-Szenario (Viehzahlen, Fütterung, Milchleistung etc.).

Annahmen im Detail

Mineraldüngereinsatz

Die in der OLI verwendeten Daten zur Einarbeitung von Harnstoffdüngern gemäß Harnstoffstudie (Baumgarten et al., 2019) werden fortgeschrieben. Die Studie ergab, dass aktuell 41 % des nicht-stabilisierten Harnstoffdüngers eingearbeitet werden.

Wirtschaftsdüngerausbringung

Zur Modellierung der Steigerungsraten dieser Maßnahme wurde die projizierte Inanspruchnahme der verschiedenen Techniken zur bodennahen Ausbringung

⁴ Erhebung zum Wirtschaftsdünger-Management aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung in Österreich: Abschlussbericht TIHALO II. Verfügbar unter: https://dafne.at/content/report_release/19b91fb6-b73e-473b-8ef8-4db51230bc25_0.pdf

bis 2027 gemäß GAP-Strategieplan⁵ berücksichtigt. Für die Jahre ab 2028 wurden im WEM-Szenario die Anteile der verschiedenen Techniken fortgeschrieben.

Es wurden die OLI-Annahmen für das Einarbeiten von Gülle und Festmist innerhalb von 4 Stunden und 12 Stunden auf Grundlage von TIHALO II fortgeschrieben.

Derzeit liegen für die aktuelle OLI keine robusten Daten zur Gülleseparierung vor, die eine Modellierung erlauben. Für den Zeitraum 2023–2027 sind jedoch Schätzwerte gemäß GAP-Strategieplan verfügbar. Diese Daten wurden für die Modellierung im WEM-Szenario herangezogen und nach 2027 fortgeschrieben.

4.3.4 Landnutzung – Grünland und Ackerland

Die simulierten Aktivitätsdaten aus der Modellierung mit PASMA (Flächendaten zu Landnutzung, Landnutzungsänderung und Bewirtschaftungsmaßnahmen im Ackerland und Grünland stehen für die Jahre 2030, 2040 und 2050 zu Verfügung. Zwischen diesen und dem letzten Jahr der Inventur werden die Aktivitätsdaten für die THG-Berechnung für die Zeitreihe 2021 bis 2050 linear interpoliert. Dies betrifft die Gesamt- und Teilflächen von Acker- und Grünland, die Landnutzungsänderungen zu diesen beiden Kategorien sowie die zukünftigen Flächen, auf denen ÖPUL-Maßnahmen stattfinden. Für die Emissionsberechnungen wurden die gleichen Emissionsfaktoren und Berechnungsmethoden wie für die historische Zeitreihe der Treibhausgasinventur herangezogen (Umweltbundesamt, 2022b).

4.4 Annahmen für WAM^{vorl}

WAM^{vorl} reflektiert den derzeitigen aktuellen Stand der Diskussionen (Ende Februar 2023).

Im Szenario „mit zusätzlichen Maßnahmen“ werden ergänzend zu den bestehenden auch die in Österreich zusätzlich geplanten Maßnahmen berücksichtigt. Dies sind im Wesentlichen jene Maßnahmen, die in konkreten Plänen – wie z. B. dem Integrierten Nationalen Energie- und Klimaplan (NEKP) für Österreich oder dem Nationalen Luftreinhalteprogramm – festgehalten sind. Der aktuelle fachliche Diskussionsstand in Hinblick auf die Überarbeitung der Programme 2023 wurde dabei so gut wie möglich berücksichtigt. So werden beispielsweise die derzeit in Diskussion stehenden Maßnahmen zur Aktualisierung des NEKP 2023 im WAM^{vorl} implementiert.

⁵ <https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-foerderungen/nationaler-strategieplan/gsp-einreichung.html>

Im WAM^{vorl}-Szenario kommen zudem Verordnungen, die nach dem 31.12.2022 erlassen wurden, zum Tragen. Dies betrifft insbesondere die Verordnung über Maßnahmen im Bereich der Luftreinhaltung zur Erreichung der nationalen Emissionsreduktionsverpflichtungen für Ammoniak (Ammoniakreduktionsverordnung)⁶. Diese Verordnung enthält verbindliche Maßnahmen zur Einarbeitung von Düngemitteln und Harnstoffdünger sowie zur Abdeckung von Güllebehältern, die im WAM^{vorl}-Szenario entsprechend Eingang finden. Das Tierschutzgesetz 2022 (BGBl. II Nr. 130/2022) sieht für die Schweinehaltung ein Verbot von Vollspaltenböden ab 2040 vor.

4.4.1 Enterogene Fermentation

Analog zum WEM wurden auch im WAM^{vorl}-Szenario die Parameter für die Futtermittelaufnahme und die Methanumwandlungsraten gemäß OLI verwendet. Die Bruttoenergieaufnahme bei Milchkühen wurde auf Basis der im Stakeholder-Workshop angenommenen Milchleistungsprojektion berechnet. Für die WAM^{vorl}-Emissionsberechnung wurde im Rinderbereich zusätzlich die CH₄-Reduktionswirkung phytogener Futtermittelzusätze einbezogen.

Die Annahmen im Detail

Dazu gehören Maßnahmen aus den aktuellen Diskussionen zum neuen Entwurf des Nationalen Energie- und Klimaplan 2023: regelmäßige Futteranalysen und Rationsberechnungen, verbesserte Grundfutterqualität, CH₄-reduzierende Futtermittelzutaten.

Es wurde ein CH₄-Reduktionspotenzial von 2 % ab 2030 und 5 % ab 2040 angenommen. Bei den Futtermittelzusatzstoffen zur Verringerung der CH₄-Emissionen aus enterogener Fermentation wurde für das WAM^{vorl}-Szenario die Annahme getroffen, dass nur phyto gene Futtermittelzusätze eingesetzt werden. Synthetische Futtermittelzusatzstoffe (3-Nitrooxypropanol, 3-NOP) mit theoretisch höherem Minderungspotenzial kommen hier nicht zur Anwendung.

4.4.2 Wirtschaftsdüngermangement

Im Vergleich zum WEM-Szenario werden im WAM^{vorl} zusätzliche Maßnahmen zu Tierhaltung und Wirtschaftsdüngerlagerung herangezogen. Die N-Ausscheidung wurde durch die Implementierung spezifischer Fütterungsmaßnahmen neu berechnet. Analog zum WEM wurde im Rinderbereich der zunehmende Trend zu Laufställen und Flüssigmistsystemen berücksichtigt.

⁶ <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung.wxe?Abfrage=Bundesnormen&Gesetzesnummer=20012047%20WAMVorl>

Annahmen im Detail

Fütterung

Die Menge an Rohprotein in der Ration ist ein entscheidender Faktor für die Stickstoffausscheidungsrate. Durch weitere Anpassung des Rohproteingehalts an den Bedarf der Tiere können N-Überschüsse vermieden werden.

Es wurden folgende Annahmen zur Fütterung von Schweinen und Rindern getroffen:

- Schweine: NEKP-Maßnahme Mehrphasenfütterung von Schweinen und Schaffung der notwendigen baulichen Gegebenheiten. Eiweißreduzierte Fütterung mit Aminosäurenausgleich.
- Annahmen: Für die Mastschweine (ohne Ferkel) wurde der Rohproteingehalt (XP) der Futtermischung im Jahr 2030 um 5 % und ab 2040 um 10 % abgesenkt. Für die Zuchtsauen wurde eine Absenkung des Rohproteingehalts (XP) im Futter um 3 % für 2030 und 5 % ab 2040 angenommen.
- Rinder: NEKP-Maßnahme regelmäßige Futteranalysen und Rationsberechnungen, Verbesserung der Grundfutterqualität.
- Annahmen: Für Milchkühe, Mastrinder (ein Jahr bis zur Schlachtung) wurde der Rohproteingehalt (XP) der Futtermischung um 2 % ab 2030 und um 4 % ab 2040 reduziert.

Die Berechnungen ergeben in der OLI für das Jahr 2030 um 2,2 % bis 2,7 % geringere N-Ausscheidungsrate für Rinder und um 3,7 % bis 8,3 % geringere N-Ausscheidungsrate für Schweine. Ab 2040 reduzieren sich die N-Ausscheidungsrate für Rinder um 4,3 % bis 5,5 % und für Schweine um 6,2 % bis 16,0 %.

Die OLI-Berechnungen zur Fütterung basieren auf den Ergebnissen der MiNutE-Studie (Hörtenhuber et al., 2022).

Stallsysteme/landwirtschaftliche Struktur

Die Strukturveränderung hinsichtlich des zunehmenden Trends zu Flüssigmist und Laufstallhaltung wurde berücksichtigt (siehe WEM-Szenario).

NEKP-Maßnahme Förderung Weidehaltung: Ausweitung Weidedauer, Forcierung ganzjähriger Weidehaltung.

Die Weidehaltung von Milch- und Mutterkühen wurde im Vergleich zur OLI (TIHALO II) um 30 % im Jahr 2030 und um 50 % ab dem Jahr 2040 erhöht.

Maßnahmen zur Reduktion von N-Verlusten

Die folgenden Maßnahmen im Bereich des Stallbaus und der Wirtschaftsdüngerlagerung helfen N-Verluste in der Wirtschaftsdüngerkette zu reduzieren und damit die N-Effizienz des Gesamtsystems Landwirtschaft zu erhöhen. Sie bewirken vor allem eine Reduktion der NH₃-Emissionen und sind damit indirekt treibhausgaswirksam. Durch Optimierungen des Bewirtschaftungskreislaufs können zudem am Ende der Kette Mineraldüngermengen eingespart werden. Eine Übersicht zu den Reduktionspotenzialen für Lachgas und Methan auf Basis aktuell verfügbarer Literatur ist in Kapitel 7.4 und 7.5 angeführt.

emissionsmindernde Gestaltung von Ställen

NEKP-Maßnahmen zur baulichen Ausführung von Rinder- und Schweineställen:

Folgende Maßnahmen wurden im WAMvorl-Szenario berücksichtigt:

- Gummilippen für die Entmistung in Rinderställen

- Auslaufen des Vollspaltensystems 2040 zugunsten von Teilspaltenböden mit getrennten Funktionsbereichen.

Die Anteile der emissionsmindernden Stallsysteme gemäß OLI (basierend auf TIHALO II) wurden im WAM^{vorl}-Szenario angehoben (siehe Tabelle 4).

**emissionsarme
Lagerung von
Wirtschaftsdünger**

NEKP-Maßnahme emissionsarme Lagerung von Wirtschaftsdünger durch feste und andere wirksame Abdeckungsvarianten der Lager, im Einklang mit den Auflagen der Ammoniakreduktions-VO:

Gemäß Ammoniakreduktions-VO ist die feste Abdeckung von Güllebehältern ab 01.01.2028 verpflichtend anzuwenden. Es wird die volle Maßnahmenwirkung ab 2028 angenommen, auf Ausnahmen wird hier nicht Rücksicht genommen: Alle Flüssigmistlager, die in der OLI ein ungünstigeres Emissionsverhalten als die feste Abdeckung aufweisen, werden mit einer festen Abdeckung versehen. Dies betrifft nicht abgedeckte Lager, Lager mit Güllebelüftung, Strohabdeckung und natürliche Schwimmdecke.

NEKP-Maßnahme Ausführung mit dreiseitiger Umrandung, bei Legehennenkot überdacht, bei Masthähnchen zumindest mit Kompostvlies abgedeckt:

Für die feste Einhausung von Festmistlagern wurde für 2030 eine Durchdringung von 10 % und ab 2040 eine Durchdringung von 30 % angenommen.

Die Anteile der Kotbandentmistung mit trockener Lagerung wurden im Vergleich zur OLI (basierend auf TIHALO II 28 % für Legehennen, 29 % für Masthähnchen) auf 35 % im Jahr 2030 und 50 % ab 2040 angehoben.

Biomethanisierung

NEKP-Maßnahme Energiewende: Ausbau landwirtschaftlicher Bioenergieproduktion („Greening the Gas“):

Der Anteil des in Biogasanlagen behandelten Wirtschaftsdüngers wird im Jahr 2030 auf 20 % und ab 2040 auf 30 % angehoben.

4.4.3 Landwirtschaftliche Böden

Im Bereich der N-Düngung, insbesondere für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger, wurde eine Reihe von Maßnahmen implementiert. Der größte Effekt liegt in der Ammoniakreduktion, die Auswirkung auf die THG-Inventur ist vergleichsweise gering. Durch den effizienteren Einsatz des Stickstoffs können aber in der Gesamtbetrachtung neben den indirekten N₂O-Emissionen aus Deposition auch Mineraldüngermengen eingespart werden.

Mineraldüngereinsatz

NEKP-Maßnahme Einsatz von stabilisierten Mineraldüngern (Nitrifikations- und Urease-Inhibitoren) und unverzügliches Einarbeiten nicht-stabilsierter Harnstoffdünger im Einklang mit den Bestimmungen der Ammoniakreduktions-VO:

Gemäß der Ammoniakreduktions-VO, die mit 01.01.2023 in Kraft getreten ist, darf Harnstoff als Düngemittel für Böden nur noch aufgebracht werden, soweit ihm ein Ureasehemmstoff zugegeben ist oder er unverzüglich, jedoch spätes-

tens innerhalb von vier Stunden nach dem Zeitpunkt der Ausbringung, eingearbeitet wird. Gemäß VO wird das volle Potenzial dieser Maßnahme ab dem Jahr 2024 angenommen.

***bodennahe
Gülleausbringung***

NEKP-Maßnahme bodennahe Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger mit Schleppschlauch, Schleppschuh und Gülleinjektor:

Bis 2027 wurde die projizierte Inanspruchnahme der verschiedenen Techniken zur bodennahen Ausbringung gemäß GAP-Strategieplan berücksichtigt⁷. Für die Jahre ab 2030 wurden folgende Annahmen getroffen:

- Rinderbereich: Es wurde für den Schleppschuh ein Potenzial von 20 % (2030) und 30 % (2040) sowie für den Injektor ein Potenzial von 1 % (2030) und 5 % (2040) angenommen. Mit dem Schleppschlauch werden 20 % (2030) ausgebracht. Dieser Anteil sinkt bis 2040 auf 15 % zugunsten der effizienteren Systeme Schleppschuh und Injektor. Ein Rest wird in ungünstigen Lagen nach wie vor mit dem Prallteller ausgebracht.
- Schweinebereich: Es wurde für den Schleppschuh ein Potenzial von 25 % (2030) und 30 % (2040) sowie für den Injektor ein Potenzial von 20 % (ab 2030) angenommen. Mit dem Schleppschlauch werden 35 % (2030) und 40 % (2040) ausgebracht. Ein kleiner Rest wird nach wie vor mit dem Prallteller ausgebracht.

weitere Annahmen

NEKP-Maßnahme rasches Einarbeiten (4 Stunden) von Gülle, Jauche, Gärrest und nicht entwässertem Klärschlamm sowie Geflügelmist einschließlich Hühnertrockenkot im Einklang mit den Bestimmungen der Ammoniakreduktions-Verordnung:

- Einarbeiten Flüssigmist und Hühnerkot innerhalb von vier Stunden: Jene Mengen, die auf Nutzflächen ohne Bodenbedeckung ausgebracht werden, werden innerhalb von vier Stunden rasch eingearbeitet.

NEKP-Maßnahme Separation der Gülle – Unterstützung zur Änderung der Wirtschaftsweise:

Derzeit liegen für die aktuelle OLI keine robusten Daten zur Gülleseparierung vor, die eine Modellierung erlauben. Für den Zeitraum 2023–2027 sind jedoch Schätzwerte gemäß GAP-Strategieplan verfügbar⁸. Für 2030 wird angenommen, dass 10 % der Güllemengen separiert werden, für den Zeitraum ab 2040 wird angenommen, dass 30 % separiert werden.

NEKP-Maßnahme Ausbringung angesäuerter Gülle.

Es wird angenommen, dass 2030 5 % der Gülle bei der Ausbringung angesäuert werden. Ab 2040 wird dieser Anteil auf 20 % angehoben.

⁷ <https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-foerderungen/nationaler-strategieplan/gsp-einreichung.html>

⁸ <https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-foerderungen/nationaler-strategieplan/gsp-einreichung.html>

4.4.4 Landnutzung – Grünland und Ackerland

Die simulierten Aktivitätsdaten aus der Modellierung mit PASMA (Flächendaten zu Landnutzung, Landnutzungsänderung und Bewirtschaftungsmaßnahmen im Ackerland und Grünland stehen für die Jahre 2030, 2040 und 2050 zu Verfügung. Zwischen diesen und dem letzten Jahr der Inventur werden die Aktivitätsdaten für die THG-Berechnung für die Zeitreihe 2021 bis 2050 linear interpoliert. Dies betrifft die Gesamt- und Teilflächen von Acker- und Grünland, die Landnutzungsänderungen zu diesen beiden Kategorien sowie die zukünftigen Flächen, auf denen ÖPUL-Maßnahmen stattfinden. Für die Emissionsberechnungen wurden die gleichen Emissionsfaktoren und Berechnungsmethoden wie für die historischen Zeitreihe der Treibhausgasinventur herangezogen (Umweltbundesamt, 2022b).

4.5 Annahmen für WAM+

Das WAM+-Szenario liegt im Ambitionsniveau zwischen den beiden Szenarien WAM^{vorl} und WAM++. Es handelt sich um ein Zielerreichungsszenario, wobei als explizites Ziel dieser Arbeit eine Reduktion von 30 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen vorgegeben wurde.

4.5.1 Enterogene Fermentation

Die Annahmen zur Methanreduktion durch Futtermittelzusatzstoffe im Rinderbereich sind im Vergleich zum WAM^{vorl} deutlich ambitionierter. Neben phyto-genen kommen auch synthetische Futterzusatzstoffe zum Einsatz.

Annahmen im Detail

Es wurde ein CH₄-Reduktionspotenzial von 4 % ab 2030 und 15 % ab 2040 angenommen. Damit Minderungspotenziale über 5 % erreicht werden können, ist der Einsatz von Mischungen phytogener und synthetischer Futtermittelzusatzstoffe (z. B. 3-Nitrooxypropanol, 3-NOP) notwendig.

4.5.2 Wirtschaftsdüngermangement

Fütterung Die Menge an Rohprotein in der Ration ist ein entscheidender Faktor für die Stickstoffausscheidungsrate. Durch weitere Anpassung des Rohproteingehalts an den Bedarf der Tiere können N-Überschüsse vermieden werden.

Es wurden folgende Annahmen zur Fütterung von Schweinen und Rindern getroffen:

Annahmen für die Schweinehaltung:

- Annahmen: Für die Mastschweine (ohne Ferkel) wurde der Rohproteingehalt (XP) der Futtermittelration im Jahr 2030 um 5 % und ab 2040 um 10 % abgesenkt. Für die Zuchtsauen wurde eine Absenkung des Rohproteingehalts (XP) im Futter um 3 % für 2030 und 5 % ab 2040 angenommen.

Annahmen für die Rinderhaltung:

- Annahmen: Für Milchkühe, Mastrinder (ein Jahr bis zur Schlachtung) wurde der Rohproteingehalt (XP) der Futtermittelration um 3 % ab 2030 und um 5 % ab 2040 reduziert.

Die Berechnungen zur Fütterung basieren auf den Ergebnissen der MiNutE-Studie (Hörtenhuber et al., 2022).

Stallsysteme/landwirtschaftliche Struktur

Die Strukturveränderung hinsichtlich des zunehmenden Trends zu Flüssigmist und Laufstallhaltung wurde berücksichtigt (siehe WEM-Szenario).

Die Weidehaltung von Milch- und Mutterkühen wurde im Vergleich zum Jahr 2017 (TIHALO II) um 40 % im Jahr 2030 und ab 2040 um 75 % erhöht. Diese Erhöhung wurde zu Lasten von unbehandeltem Flüssigmist modelliert.

Maßnahmen zur Reduktion von N-Verlusten

Die folgenden Maßnahmen im Bereich des Stallbaus und der Wirtschaftsdüngerlagerung helfen N-Verluste in der Wirtschaftsdüngerkette zu reduzieren und damit die N-Effizienz des Gesamtsystems Landwirtschaft zu erhöhen. Sie bewirken vor allem eine Reduktion der NH₃-Emissionen und sind damit indirekt treibhausgaswirksam. Durch Optimierungen des Bewirtschaftungskreislaufs können zudem am Ende der Kette Mineraldüngermengen eingespart werden. Eine Übersicht zu den Reduktionspotenzialen für Lachgas und Methan auf Basis aktuell verfügbarer Literatur ist in Kapitel 7.4 und 7.5 angeführt.

emissionsmindernde Gestaltung von Ställen

Folgende Techniken zur Emissionsminderung wurden im WAM+-Szenario berücksichtigt:

- Gummilippen für die Entmistung in Rinderställen
- Reinigungsroboter in Rinderställen
- Auslaufen des Vollspaltensystems. Teilspaltenböden mit getrennten Funktionsbereichen.

Die Anteile der gelisteten emissionsmindernden Stallsysteme wurden im Vergleich zum WAM^{vori}-Szenario weiter angehoben (siehe Tabelle 4).

Abluftbehandlung – Schweinehaltung

Diese Maßnahme eignet sich für die Umsetzung in Großbetrieben. Im Jahr 2020 wurden rund 27 % aller Schweine in großen Betrieben ab 200 GVE gehalten.

Im WAM+-Szenario wurde für diese Maßnahme eine Durchdringung von 5 % im Jahr 2030, von 20 % ab dem Jahr 2040 und 30 % für das Jahr 2050 angenommen.

Abluftbehandlung – Geflügelhaltung

Diese Maßnahme wurde für Legehennen, Masthähnchen und Truthühner in Großbetrieben modelliert. Im Jahr 2020 befinden sich rund 42 % aller Hühner in Betrieben ab einer Größe von 200 GVE.

Es wurde für diese Maßnahme eine Durchdringung von 10 % im Jahr 2030, von 25 % im Jahr 2040 und 50 % für das Jahr 2050 angenommen.

***emissionsarme
Lagerung von
Wirtschaftsdünger***

Alle Flüssigmistlager, die in der OLI ein ungünstigeres Emissionsverhalten aufweisen, werden mit einer festen Abdeckung versehen. Dies betrifft nicht abgedeckte Lager, Lager mit Güllebelüftung, Strohabdeckung und natürliche Schwimmdecken. Die feste Abdeckung ist ab 01.01.2028 gemäß Ammoniakreduktions-VO verpflichtend, somit kann die volle Maßnahmenwirkung ab 2028 angenommen werden (analog zum WAM^{vorl}-Szenario).

Für das WAM+-Szenario wurde zusätzlich zur Einhausung auch die Abdeckung mit Plastikfolie implementiert.

Es wurde die Annahme getroffen, dass im Jahr 2030 10 % und ab dem Jahr 2040 40 % des Festmists eingehaust werden. Für die Abdeckung mit Plastikfolie wurde 2030 eine Durchdringung von 10 % und ab 2040 von 25 % angenommen. Insgesamt werden also ab 2040 65 % des Festmists eingehaust bzw. abgedeckt.

Die Anteile der Kotbandentmistung für Legehennen und Masthähnchen wurde im Vergleich zum WAM^{vorl}-Szenario weiter angehoben auf 40 % im Jahr 2030, 60 % im Jahr 2040 und 75 % im Jahr 2050.

Die Ansäuerung von Gülle im Lager wurde erstmals im WAM+-Szenario implementiert. Es wurde die Annahme getroffen, dass 5 % der Gülle (Rinder und Schweine) in 2030, 10 % in 2040, 20 % in 2050 bereits im Güllebehälter angesäuert werden.

Biomethanisierung

Der Anteil der Biomethanisierung wird im Jahr 2030 auf 25 % angehoben, 2040 auf 30 % und 2050 auf 33 %.

4.5.3 Landwirtschaftliche Böden

Im Bereich der N-Düngung, insbesondere für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger, wurde eine Reihe von Maßnahmen implementiert. Der größte Effekt liegt in der Ammoniakreduktion, die Auswirkung auf die THG-Inventur ist vergleichsweise gering. Durch den effizienteren Einsatz des Stickstoffs können aber in der Gesamtbetrachtung neben den indirekten N₂O-Emissionen aus Deposition auch Mineraldüngermengen eingespart werden.

Mineraldüngereinsatz

Gemäß Ammoniakreduktions-VO, die mit 01.01.2023 in Kraft getreten ist, darf Harnstoff als Düngemittel für Böden nur noch aufgebracht werden, soweit ihm ein Ureasehemmstoff zugegeben ist oder er unverzüglich, jedoch spätestens innerhalb von vier Stunden nach dem Zeitpunkt der Ausbringung, eingearbeitet wird. Ab 2024 wird das volle Potenzial dieser Maßnahme angenommen (analog zu WAM).

<i>bodennahe Gülleausbringung</i>	Bis 2027 wurde die projizierte Inanspruchnahme der verschiedenen Techniken zur bodennahen Ausbringung gemäß GAP-Strategieplan berücksichtigt⁹. Für die Jahre ab 2030 wurden folgende Annahmen getroffen: • Es wurde für den Rinderbereich für den Schleppschuh ein Potenzial von 20 % (2030) und 40 % (2040) sowie für den Injektor ein Potenzial von 5 % (2030) und 10 % (2040) angenommen. Der Anteil des Schleppschlauchs sinkt von 20 % (2030) auf 15 % (2040) zugunsten der effizienteren Systeme Schleppschuh und Injektor. Ein gewisser Anteil für das steile Gelände wird nach wie vor mit Prallteller ausgebracht. • Es wurde für den Schweinebereich für den Schleppschuh ein Potenzial von 30 % (2030) und 40 % (2040) sowie für den Injektor ein Potenzial von 20 % (2030) und 25 % (2040) angenommen. Der Anteil des Schleppschlauchs sinkt von 40 % (2030) auf 35 % (2040) zugunsten der effizienteren Systeme Schleppschuh und Injektor. 2040 kommt im Schweinebereich kein Breitenverteiler mehr zum Einsatz.
<i>weitere Annahmen</i>	Auf Nutzflächen ohne Bodenbedeckung ausgebrachte Gülle und Festmist sämtlicher Tierkategorien werden innerhalb von vier Stunden eingearbeitet. Analog zum WEM- und WAM^{vorl}-Szenario werden ab 2023–2027 die ÖPUL-Förderdaten verwendet. Für 2030 wird angenommen, dass 15 % der Güllemen gen separiert werden, 2040 sind es 35 % und 2050 40 %. Es wird angenommen, dass 2030 10 % der Gülle bei der Ausbringung angesäuert werden, ab 2040 wird dieser Anteil auf 30 % angehoben.

4.5.4 Landnutzung – Grünland und Ackerland

Die simulierten Aktivitätsdaten aus der Modellierung mit PASMA (Flächendaten zu Landnutzung, Landnutzungsänderung und Bewirtschaftungsmaßnahmen im Ackerland und Grünland stehen für die Jahre 2030, 2040 und 2050 zu Verfügung. Zwischen diesen und dem letzten Jahr der Inventur werden die Aktivitätsdaten für die THG-Berechnung für die Zeitreihe 2021 bis 2050 linear interpoliert. Dies betrifft die Gesamt- und Teilflächen von Acker- und Grünland, die Landnutzungsänderungen zu diesen beiden Kategorien sowie die zukünftigen Flächen, auf denen ÖPUL-Maßnahmen stattfinden. In Szenario WAM+ wird eine Renaturierung der halben landwirtschaftlich genutzten organischen Böden bis 2030 angenommen. Die Abnahme erfolgt linear ab dem Jahr 2021. Für die Emissionsberechnungen wurden die gleichen Emissionsfaktoren und Berechnungsmethoden wie für die historischen Zeitreihe der Treibhausgasinventur herangezogen (Umweltbundesamt, 2022b).

⁹ <https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-foerderungen/nationaler-strategieplan/gsp-einreichung.html>

4.6 Annahmen für WAM++

Beim WAM++-Szenario handelt es sich um ein Zielerreichungsszenario, wobei als explizites Ziel dieser Arbeit die Reduktion von 40 % der landwirtschaftlichen THG-Emissionen vorgegeben wurde.

4.6.1 Enterogene Fermentation

Im WAM++-Szenario wurden die ambitioniertesten Annahmen für Futterzusatzstoffe zur Methanreduktion bei Rindern herangezogen.

Annahmen im Detail

Für 2030 wurde eine Reduktion der Methan-Emissionen aus der enterogenen Fermentation von 5 % angenommen. Zur Emissionsreduktion von 15 % (für 2040) und 20 % (für 2050) werden Mischungen aus phytogenen und synthetischen Futtermittelzusatzstoffen angenommen.

4.6.2 Wirtschaftsdüngermangement

Im Wirtschaftsdüngermangement werden eine Reihe von Minderungsmaßnahmen herangezogen, vorwiegend Ammoniak betreffend, jedoch auch mit Auswirkungen auf die Treibhausgase. In diesem Kapitel ist auch die proteinreduzierte Fütterung angeführt, die sich in der N-Ausscheidung sowie der Ausscheidung potenziell flüchtiger Kohlenstoffe widerspiegelt. Im Rinderbereich wurde der zunehmende Trend zu Laufställen und Flüssigmist berücksichtigt, analog zu den anderen Szenarien.

proteinreduzierte Fütterung

Die Menge an Rohprotein in der Ration ist ein entscheidender Faktor für die Stickstoffausscheidungsrate. Durch weitere Anpassung des Rohproteingehalts an den Bedarf der Tiere können N-Überschüsse vermieden werden.

Die Annahmen zur Fütterung von Schweinen und Rindern entsprechen jenen des WAM+-Szenarios.

Annahmen für die Schweinehaltung:

- Annahmen: Für die Mastschweine (ohne Ferkel) wurde der Rohproteingehalt (XP) der Futtermischung im Jahr 2030 um 5 % und ab 2040 um 10 % abgesenkt. Für die Zuchtsauen wurde eine Absenkung des Rohproteingehalts (XP) im Futter um 3 % für 2030 und 5 % ab 2040 angenommen.

Annahmen für die Rinderhaltung:

- Annahmen: Für Milchkühe, Mastrinder (ein Jahr bis zur Schlachtung) wurde der Rohproteingehalt (XP) der Futtermischung um 3 % ab 2030 und um 5 % ab 2040 reduziert.

Die Berechnungen zur Fütterung basieren auf den Ergebnissen der MiNutE-Studie (Hörtenhuber et al., 2022).

Stallsysteme/landwirtschaftliche Struktur

Die Strukturveränderung hinsichtlich des zunehmenden Trends zu Flüssigmist und Laufstallhaltung wurde berücksichtigt (siehe WEM-Szenario).

Die Weidehaltung von Milch- und Mutterkühen wurde im Vergleich zum Jahr 2017 (TIHALO II) um 50 % im Jahr 2030 erhöht und hat sich ab 2040 verdoppelt. Diese Erhöhung wurde zu Lasten von unbehandeltem Flüssigmist modelliert.

Maßnahmen zur Reduktion von N-Verlusten

Die folgenden Maßnahmen im Bereich des Stallbaus und der Wirtschaftsdüngerlagerung helfen N-Verluste in der Wirtschaftsdüngerkette zu reduzieren und damit die N-Effizienz des Gesamtsystems Landwirtschaft zu erhöhen. Sie bewirken vor allem eine Reduktion der NH₃-Emissionen und sind damit indirekt treibhausgaswirksam. Durch Optimierungen des Bewirtschaftungskreislaufs können zudem am Ende der Kette Mineraldüngermengen eingespart werden. Eine Übersicht zu den Reduktionspotenzialen für Lachgas und Methan auf Basis aktuell verfügbarer Literatur ist in Kapitel 7.4 und 7.5 angeführt.

emissionsmindernde Gestaltung von Ställen

Folgende Techniken zur Emissionsminderung wurden im WAM++-Szenario berücksichtigt:

- Gummilippen für die Entmistung in Rinderställen
- Reinigungsroboter in Rinderställen
- Auslaufen des Vollspaltensystems. Teilspaltenböden mit getrennten Funktionsbereichen.

Die Anteile der gelisteten emissionsmindernden Stallsysteme wurden im Vergleich zum WAM+-Szenario weiter angehoben (siehe Tabelle 4).

Abluftbehandlung – Schweinehaltung

Diese Maßnahme eignet sich für die Umsetzung in Großbetrieben. Im Jahr 2020 wurden rund 27 % aller Schweine in großen Betrieben ab 200 GVE gehalten.

Im WAM++-Szenario wurde für diese Maßnahme eine Durchdringung von 20 % im Jahr 2030, von 40 % ab dem Jahr 2040 und 60 % für das Jahr 2050 angenommen.

Abluftbehandlung – Geflügelhaltung

Diese Maßnahme wurde für Legehennen, Masthähnchen und Truthühner in Großbetrieben modelliert. Im Jahr 2020 befinden sich rund 42 % aller Hühner in Betrieben ab einer Größe von 200 GVE.

Es wurde für diese Maßnahme eine Durchdringung von 25 % im Jahr 2030, von 50 % im Jahr 2040 und 75 % für das Jahr 2050 angenommen.

emissionsarme Lagerung von Wirtschaftsdünger

Alle Flüssigmistlager, die in der OLI ein ungünstigeres Emissionsverhalten aufweisen, werden mit einer festen Abdeckung versehen. Dies betrifft nicht abgedeckte Lager, Lager mit Güllebelüftung, Strohabdeckung und natürliche Schwimmdecken. Die feste Abdeckung ist ab 01.01.2028 gemäß NH₃-VO verpflichtend, somit kann die volle Maßnahmenwirkung ab 2028 angenommen werden.

Für die Lagerung von Festmist gibt es die folgenden Maßnahmen, um NH_3 -Emissionen zu senken: das Einhausen des Festmistlagers mit dreiseitiger Umrandung sowie die Abdeckung der Festmistlager mit Plastikfolie. Es wird die Annahme getroffen, dass jeweils 20 % des Festmists 2030 eingehaust und abgedeckt werden, ab 2040 sind es dann jeweils 50 %. Dies entspricht dann in Summe 100 % Abdeckung mit Folie und Einhausung ab dem Jahr 2040.

Die Anteile der Kotbandentmistung für Legehennen und Masthähnchen wurden im Vergleich zum WAM+-Szenario weiter angehoben auf 50 % im Jahr 2030, 75 % im Jahr 2040 und 100 % im Jahr 2050.

Die Ansäuerung von Gülle im Lager wurde im Vergleich zum WAM+-Szenario etwas erhöht. Es wurde die Annahme getroffen, dass im Jahr 2030 10 % der Gülle (Rinder und Schweine), im Jahr 2040 20 % und im Jahr 2050 ein Anteil von 30 % bereits im Güllebehälter angesäuert wird.

Biomethanisierung Der Anteil der Biomethanisierung wird im Jahr 2030 auf 30 % angehoben, 2040 auf 33 % und 2050 auf 35 %.

4.6.3 Landwirtschaftliche Böden

Mineraldüngereinsatz Im Bereich der N-Düngung, insbesondere für die Ausbringung von Wirtschaftsdünger, wurde eine Reihe von Maßnahmen implementiert. Der größte Effekt liegt in der Ammoniakreduktion, die Auswirkung auf die THG-Inventur ist vergleichsweise gering. Durch den effizienteren Einsatz des Stickstoffs können aber in der Gesamtbetrachtung neben den indirekten N_2O -Emissionen aus Deposition auch Mineraldüngermengen eingespart werden.

Gemäß Ammoniakreduktions-VO, die mit 01.01.2023 in Kraft getreten ist, darf Harnstoff als Düngemittel für Böden nur noch aufgebracht werden, soweit ihm ein Ureasehemmstoff zugegeben ist oder er unverzüglich, jedoch spätestens innerhalb von vier Stunden nach dem Zeitpunkt der Ausbringung, eingearbeitet wird. Ab 2024 wird das volle Potenzial dieser Maßnahme angenommen.

**bodennahe
Gülleausbringung** Bis 2027 wurde die projizierte Inanspruchnahme der verschiedenen Techniken zur bodennahen Ausbringung gemäß GAP-Strategieplan¹⁰ berücksichtigt. Für die Jahre ab 2030 wurden folgende Annahmen getroffen:

- Rinderbereich: Es wurde für den Schleppschuh ein Potenzial von 25 % (2030) und 50 % (2040) sowie für den Injektor ein Potenzial von 5 % (2030) und 10 % (2040) angenommen. Für den Schleppschlauch wurden 10 % (2030 und 2040) angenommen. Ein kleinerer Anteil wird im steilen Gelände nach wie vor mit Prallteller ausgebracht.
- Schweinebereich: Es wurde für den Schleppschuh ein Potenzial von 35 % (2030) und 50 % (2040) sowie für den Injektor ein Potenzial von 20 % (2030) und 25 % (2040) angenommen. Folgende Anteile wurden für die

¹⁰ <https://info.bml.gv.at/themen/landwirtschaft/eu-agrarpolitik-foerderungen/nationaler-strategieplan/gsp-einreichung.html>

Ausbringungstechnik Schleppschlauch angenommen: 40 % (2030), 25 % (2040). Im Jahr 2040 gibt es im Schweinebereich keine Breitenverteilung mit Prallteller mehr.

weitere Annahmen Gülle und Festmist sämtlicher Tierkategorien, der auf Nutzflächen ohne Bodenbedeckung ausgebracht wird, wird innerhalb von vier Stunden eingearbeitet.

Analog zum WEM- und WAM^{vorl}- und WAM+-Szenario werden ab 2023-2027 die geschätzten Mengen gemäß GAP-Strategieplan verwendet. Für 2030 wird angenommen, dass 20 % der Güllemengen separiert werden, 2040 sind es 40 % und 2050 werden 50 % separiert.

Es wird angenommen, dass 2030 20 % der Gülle bei der Ausbringung angesäuert wird. Für 2040 sind es 30 % und für 2050 40 %.

4.6.4 Landnutzung – Grünland und Ackerland

Die simulierten Aktivitätsdaten aus der Modellierung mit PASMA (Flächendaten zu Landnutzung, Landnutzungsänderung und Bewirtschaftungsmaßnahmen im Ackerland und Grünland stehen für die Jahre 2030, 2040 und 2050 zu Verfügung. Zwischen diesen und dem letzten Jahr der Inventur werden die Aktivitätsdaten für die THG-Berechnung für die Zeitreihe 2021 bis 2050 linear interpoliert. Dies betrifft die Gesamt- und Teilflächen von Acker- und Grünland, die Landnutzungsänderungen zu diesen beiden Kategorien sowie die zukünftigen Flächen, auf denen ÖPUL-Maßnahmen stattfinden. Es wird im Szenario WAM++ eine Renaturierung sämtlicher landwirtschaftlich genutzter organischer Böden bis 2030 angenommen. Die Abnahme erfolgt linear ab 2025. Für die Emissionsberechnungen wurden die gleichen Emissionsfaktoren und Berechnungsmethoden wie für die historischen Zeitreihe der Treibhausgasinventur herangezogen (Umweltbundesamt, 2022b).

5 SZENARIENERGEBNISSE

5.1 Ergebnisse aus PASMA (Aktivitätsdaten)

Bei der Interpretation der Ergebnisse muss folgendes beachtet werden: Es wird angenommen, dass die Ackerfläche zukünftig abnimmt (von 1,325 Mio. 2020 auf 1,218 Mio. Hektar im Jahr 2050). Dies gilt für alle modellierten Szenarien. Der Anbau von Ackerkulturen (einschließlich Getreide, Feldfutter, Zuckerrüben, Öl- und Eiweißfrüchte, Feldgemüse) wird folglich zurückgehen. Der Rückgang ist für einzelne Kulturen unterschiedlich stark ausgeprägt, da sich verändernde Preise und unterschiedliche Ertragsentwicklungen pro Hektar unterschiedlich auf die Wirtschaftlichkeit einzelner Kulturen auswirken. Die aus der Bewirtschaftung genommenen Flächen werden für andere Zwecke genutzt (z. B. Wälder, Infrastrukturen, Wohnungen). Dies entspricht den beobachteten Entwicklungen der vergangenen 20 Jahre. Die tatsächliche Nutzungsänderung ist in PASMA nicht abgebildet.

5.1.1 WEM

Die wichtigsten Ergebnisse für den Agrarsektor sind:

- Rinder**
 - Im Szenario WEM geht der Rinderbestand von 1,86 Mio. Stück im Jahr 2020 auf 1,63 Mio. Stück im Jahr 2030 zurück (-12,4 %); nach 2030 nimmt die Zahl weiter ab, aber mit geringerer Geschwindigkeit, i.e. auf 1,55 Mio. Stück im Jahr 2050 (-16,2 % verglichen mit 2020). Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich nur die Output- und Inputpreise sowie die technischen Koeffizienten ändern. Es wird kein weiterer Anstieg der Investitionskosten angenommen. Auch die Europäische Kommission (2022) rechnet in ihrem jüngsten Ausblick für die Agrarmärkte mit einer geringeren Rindfleischproduktion und einer rückläufigen Zahl von Milchkühen auf EU-Ebene.
- Schweine**
 - Im Szenario WEM nimmt die Zahl der Schweine in allen untersuchten Zeiträumen wesentlich stärker ab als die Zahl der Rinder. Zum Beispiel sinkt die Zahl der Schweine zwischen 2020 und 2030 um 17,4 %. Der Grund dafür ist ein ungünstiges Verhältnis zwischen Produktionspreisen und Vorleistungskosten. Verglichen mit der aktuellen Entwicklung entspricht dieses Ergebnis den Erwartungen. In ihrem jüngsten Ausblick für die Agrarmärkte erwartet die Europäische Kommission auch auf EU-Ebene eine geringere Schweinefleischproduktion.
- Geflügel**
 - Die Anzahl von Hühnern, Truthähnen und anderem Geflügel geht im Szenario WEM in ähnlichem Maße zurück wie die Zahl der Schweine (-17,7 %). Die modellierte Entwicklung des Geflügelbestandes steht im Gegensatz zu den beobachteten Produktionstrends, da in Österreich die Zahl der Hühner und Puten in den letzten Jahren gestiegen ist. Eine rückläufige Anzahl von Tieren ist jedoch nicht unplausibel, da die Konkurrenz

für Geflügelfleisch und Eier durch Importe aus der Ukraine für österreichische Produzenten nach der Umsetzung des Freihandelsabkommens im Jahr 2014 ein großes Problem darstellte. Zeitreihen, die bis ins Jahr 1990 zurückreichen, zeigen, dass die Geflügelzahl nach dem Beitritt Österreichs zur EU und der Einführung strengerer Produktionsvorschriften stark zurückgegangen ist und sich erst nach und nach erholt hat.

Ackerbau

- Im Szenario WEM deuten die Ergebnisse darauf hin, dass mehr Handelsdünger, insbesondere Stickstoffdünger, auf die landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht wird. Das Nährstoffdefizit, das durch die geringere Menge an Wirtschaftsdünger entsteht, wird durch höhere Zukäufe von Düngemitteln an die Landwirtschaft kompensiert.
- Die Anbaufläche für Getreide nimmt im Szenario WEM ab. Das gleiche gilt für Mais und andere Ackerkulturen. Dieses Ergebnis zeigen die Modellergebnisse auch für Leguminosen zu, was hervorzuheben ist, da PASMA die Tatsache berücksichtigt, dass diese Kulturen während der Vegetationsperiode Stickstoff binden.
- Die Modellergebnisse zeigen, dass die Gesamternte von Marktfrüchten ebenfalls abnimmt, allerdings nach einem anderen Muster als die Verringerung der Anbauflächen für die verschiedenen Kulturen. Die modellierten Erträge pro Hektar gehen bis 2030 etwas stärker zurück als die entsprechenden Anbauflächen, bleiben dann bis 2040 relativ stabil, bevor sie bis 2050 wieder abnehmen.
- Es wird in diesem Szenario angenommen, dass sich die organischen Böden während des gesamten Analysezeitraums auf dem beobachteten Niveau stabilisieren.

5.1.2 WAM^{vori}

Tierhaltung

- In WAM^{vori} geht der Rinderbestand von 1,86 Mio. Stück im Jahr 2020 auf 1,59 Mio. Stück im Jahr 2030 zurück (-14,5 %); nach dem Jahr 2030 nimmt die Zahl stärker ab als im WEM-Szenario, i.e. auf 1,46 Mio. Stück im Jahr 2050 (-21,4 % verglichen mit 2020). Dies ist darauf zurückzuführen, dass sich in WAM^{vori} nicht nur die Output- und Inputpreise und die technischen Koeffizienten ändern, sondern dass ein weiterer Anstieg der Investitionskosten die Milch- und Rindfleischproduktion weniger rentabel macht.
- Die Zahl der Schweine geht in WAM^{vori} in allen untersuchten Zeiträumen stärker zurück als in WEM. Der Grund dafür ist, dass höhere Investitionskosten zur Emissionsminderung die Schweinefleischproduktion wirtschaftlich wesentlich weniger ertragreich machen.
- Die Anzahl von Hühnern, Truthähnen und anderem Geflügel geht im Szenario WAM in ähnlichem Maße zurück wie die Zahl der Schweine.

Düngereinsatz

- Im Szenario WAM^{vori} zeigen die Ergebnisse auf, dass mehr Handelsdünger, insbesondere Stickstoffdünger, auf die landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht wird. Der Anstieg des Stickstoffeinsatzes ist in WAM^{vori} höher als in WEM, da aufgrund des stärkeren Rückgangs des Viehbestands auch die Wirtschaftsdüngermenge stärker abnimmt. Das Nährstoffdefizit wird

durch höhere Zukäufe von Düngemitteln an die Landwirtschaft kompensiert.

- Die übrigen Ergebnisse unterscheiden sich nur geringfügig von den Ergebnissen des Szenarios WEM.

5.1.3 WAM+

Die Ergebnisse dieses Szenarios werden ebenfalls mit dem Szenario WEM verglichen. Damit ist eine einheitliche Referenz gegeben. Gemäß den Annahmen ist vor allem mit einem stärkeren Rückgang in der Tierhaltung zu rechnen und Kulturen mit hohem Stickstoffbedarf werden weniger profitabel. Die wichtigsten Ergebnisse sind im Einzelnen:

Tierhaltung

- Im Szenario WAM+ geht der Rinderbestand bis 2030 auf 1,59 Mio. Stück (-14,5 %) zurück. Die Zahl der Milchkühe liegt in diesem Jahr etwa 11.000 Stück und im Jahr 2050 etwa 15.000 Stück unter jener in WEM. Auch in den übrigen Rinderkategorien kommt es zu weiteren Abnahmen.
- Der Schweinebestand entwickelt sich mit -17,5 % bis 2030 in WAM+ ähnlich wie in WEM.
- Die Anzahl an Geflügel nimmt mit -20,8 % in WAM+ stärker ab als in WEM (entspricht etwa den Rückgang in WAM^{vorl}). Bis 2050 zeichnen die Modellergebnisse für den Geflügelbestand einen ähnlichen Rückgang wie in WEM.

Ackerbau

- Im Szenario WAM+ ist der Einsatz von Mineraldünger verglichen mit dem Szenario WEM deutlich geringer. Während in WEM im Jahr 2030 über 111.000 t N eingesetzt werden, verringert sich diese Menge in WAM+ auf unter 90.000 t N (-18,4 % verglichen mit 2020).
- Im Ackerbau wird in WAM+ im Jahr 2030 auf etwa 67.000 Hektar weniger Getreide angebaut, dies entspricht einem Rückgang von 8,1 % verglichen mit der Getreidefläche im Jahr 2020. Auch Leguminosen werden in WAM+ in allen untersuchten Zeiträumen in geringerem Umfang angebaut als in WEM. Der Unterschied ist jedoch geringer als bei Getreide.
- Die Erntemenge der Ackerkulturen nimmt ebenfalls ab, wie aus der Abnahme des Flächenumfangs zu erwarten ist. Damit verringert sich auch die Menge des Stickstoffs, der in Pflanzenrückständen enthalten ist.

5.1.4 WAM++

Die Ergebnisse dieses Szenarios werden nun mit dem Szenario WAM+ verglichen. Gemäß den Annahmen ist einerseits mit einem stärkeren Rückgang in der Tierhaltung, vor allem der Anzahl der Kühe, zu rechnen. Andererseits werden Kulturen mit hohem Stickstoffbedarf noch weniger rentabel. Die wichtigsten Ergebnisse sind im Einzelnen:

Tierhaltung

- Im Szenario WAM++ geht der Rinderbestand verglichen mit dem Szenario WAM+ deutlich stärker zurück, i.e. im Jahr 2030 werden ca. 325.000 (20,5 %) und im Jahr 2050 ca. 424.000 (28,1 %) weniger Rinder gehalten

als in WAM++ im jeweiligen Jahr. Der stärkere Rückgang ist für alle Rinderkategorien zu beobachten, da die Zahl der Geburten ja deutlich niedriger ist. Zum Beispiel werden 2030 um ca. 100.000 Stück (2050: 126.000 Stück) weniger Milchkühe gehalten.

- Der Schweinebestand ist im Szenario WAM++ ebenfalls niedriger als im Szenario WAM+. Jedoch hält sich der Rückgang mit etwa 10,9 % im Jahr 2030 vergleichsweise in Grenzen.
- Für den Geflügelbestand zeigen die Modellergebnisse im Jahr 2030 einen stärkeren Rückgang als für den Schweinebestand (-16,2 % im Vergleich zu WAM+). Wie auch in WAM+ nimmt der Geflügelbestand in WAM++ nach 2030 nimmt weiter ab.

Ackerbau

- In WAM++ nimmt der Einsatz von Mineraldünger im Vergleich zu WAM+ über alle Studienzeiträume weiter ab. Zum Beispiel werden im Jahr 2030 in WAM+ ca. 87.000 t N eingesetzt, in WAM++ hingegen ca. 74.000 t N, dies entspricht einem Rückgang von 15,2 %. Nach 2030 bleibt der Einsatz von Mineraldünger in beiden Szenarien relativ konstant.
- Im Ackerbau verringert sich die Fläche von Getreide im Jahr 2030 im Szenario WAM++ gegenüber WAM+ um über 40.000 Hektar, auch der Leguminosenanbau verringert sich weiter.
- Die Erntemenge der Ackerkulturen verringert sich ebenfalls, wie aus der Abnahme des Flächenumfangs zu erwarten ist. Damit verringert sich auch die Menge des Stickstoffs, der in Pflanzenrückständen enthalten ist, gegenüber WAM+ weiter.

5.2 Sensitivitätsanalyse

Im Zuge von Sensitivitätsanalysen wurden wichtige Annahmen im Hinblick auf ihre Auswirkungen untersucht. Dabei standen weniger die Annahmen zu den Preisen im Vordergrund, da diese auf international anerkannten Publikationen basieren.¹¹

Investitionen

Mit hoher Unsicherheit sind die Kosten für Investitionen behaftet. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass schwer abzusehen ist, wie sich die Preise von Emissionszertifikaten im betrachteten Zeitraum entwickeln werden. Zement und Stahl sind die wichtigsten materiellen Bestandteile von physischen Anlagen und für beide Materialien müssen Produzenten Zertifikate erwerben.

Im Zuge von Sensitivitätsanalysen wurden in PASMA verschiedene Varianten von Investitionskosten verwendet und verglichen. Tatsächlich zeigte sich ein großer Einfluss auf die Modellergebnisse. Der endgültige Wert für die Kostensteigerung wurde im Stakeholder-Dialog festgelegt. Es wurden höhere Baukosten angenommen als in der Vergangenheit beobachtet (siehe Kapitel 3.3.2). Die

¹¹ OECD-FAO (2022), OECD-FAO Agricultural Outlook 2022–2031. OECD, Paris.

PASMA-Ergebnisse für Österreich im Jahr 2030 stimmen annähernd mit den Erwartungen von OECD-FAO und der Europäischen Kommission¹² für die EU überein. Aufgrund des komparativen Vorteils der Milchproduktion in Österreich gegenüber anderen Ländern weicht die Entwicklung der Milchproduktion in Österreich jedoch von den allgemein erwarteten Entwicklungen ab.

5.3 Analyse der Rekalkulation zu den Szenarien 2019

Die in dieser Studie präsentierten Ergebnisse unterscheiden sich in vielen Details von einer früheren Studie, die denselben Sektor über denselben Zeitraum mit demselben Modell analysiert hat (Sinabell, Schönhart, Schmid, 2018)¹³. Die Aspekte, die beide Analysen gemeinsam haben, sind der allgemeine Ansatz zur Definition und Analyse von Szenarien und das verwendete Agrarsektormodell.

Abweichungen

Die Gründe, warum die in dieser Studie präsentierten Ergebnisse von früheren Analysen abweichen, lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- PASMA wurde auf eine neue Ausgangsbasis (2019–2021) aktualisiert, wodurch sich die Flexibilität des Modells zur Anpassung an Schocks verbessert hat;
- alle exogenen Annahmen in Bezug auf Preise, Kosten und technische Koeffizienten haben sich im Vergleich zur Studie aus dem Jahr 2018 geändert; der Unterschied bei den prognostizierten Preisen ist besonders für die Schweine- und Geflügelproduktion relevant, da aktuelle Prognosen von relativ höheren Sojaschrotpreisen ausgehen als in der vorherigen Analyse;
- die in der vorliegenden Studie analysierten Szenarien unterscheiden sich von früheren Szenarien; während die Studie aus 2018 davon ausgeht, dass das Programm zur Entwicklung des ländlichen Raums 2014–2020 bis 2050 beibehalten wird, wird in dieser Studie der aktuelle GAP-SP berücksichtigt, welcher den Schwerpunkt stärker auf die Verringerung landwirtschaftlicher Emissionen legt;
- darüber hinaus bestehen zwei weitere wichtige Unterschiede zur Studie aus 2018: a) die Annahme deutlich höherer Energiepreise und b) die Annahme, dass die Investitionskosten stärker steigen werden, vor allem aufgrund höherer Tierschutzstandards und des beobachteten Preisanstiegs im Jahr 2022, der die Investitionskosten wahrscheinlich dauerhaft nach oben verschieben wird.

¹² EU-Commission (2022), EU agricultural outlook 2022–32. Publication Office, Brussels.

¹³ Sinabell, F., M. Schönhardt, E. Schmid (2018), Austrian Agriculture 2020–2050 – Scenarios and sensitivity analyses on land use, production, live-stock and production systems. Research Report commissioned by the Austrian Environmental Agency, WIFO-Monographien, Eigenverlag, Wien.

5.4 Ergebnisse der volkswirtschaftlichen Berechnungen

Die Veränderung der landwirtschaftlichen Produktion (PASMA-Ergebnisse) wurde als Input verwendet, um das makroökonomische Modell ADAGIO zu schocken. ADAGIO bildet die österreichische Wirtschaft sehr detailliert ab. Die Auswirkungen auf Wertschöpfung und Beschäftigung sind in Tabelle 5 dargestellt. Die Auswirkungen auf die Bruttowertschöpfung sind angesichts der Größe der Volkswirtschaft relativ gering. Dies spiegelt die Tatsache wider, dass der Anteil des Agrarsektors an der Volkswirtschaft weniger als ein Prozent beträgt. In Anbetracht dieses geringen Anteils sind die absoluten Veränderungen bemerkenswert. Der Rückgang der Beschäftigung ist signifikant, wie die Ergebnisse in Tabelle 5 zeigen.

drei Effektarten

Zur Beurteilung der Ergebnisse ist es nötig, das grundlegende Konzept von Input-Output-Modellen zu beachten. Bei Input-Output-Simulationen können konzeptionell drei Hauptgruppen von Effekten unterschieden werden, die den verschiedenen Grenzen des betrachteten Systems entsprechen:

- Direkte Effekte haben ihren Ursprung im Agrarsektor selbst. Sie beschreiben die volkswirtschaftlichen Unterschiede des Agrarsektors im Simulationslauf im Vergleich zum Basislauf. Diese direkten Effekte werden aus PASMA mittels der oben erwähnten Brückentabelle unmittelbar übernommen.
- Indirekte Effekte zeigen die Auswirkungen von Veränderungen im Agrarsektor auf die „übrige Volkswirtschaft“, sowohl vor- als auch nachgelagert (als Vorwärts- und Rückwärtsverflechtungen): Die Veränderungen im Niveau und in der Struktur des Einsatzes von Vorleistungen wirken sich direkt auf andere Sektoren der Wirtschaft aus (z. B. die chemische Industrie), dies sind die vorgelagerten Effekte (Rückwärtsverflechtungen). Die nachgelagerten Effekte (Vorwärtsverflechtungen) betreffen hingegen jene Sektoren, die Produkte aus dem Agrarsektor beziehen. Zusammen mit den direkten Effekten bilden die indirekten Effekte die sogenannten „Typ1-Effekte“.
- Im Gegensatz zu den ersten beiden ausschließlich produktionsorientierten Effekten (d. h. sie wirken sich nur auf andere Sektoren entlang der Wertschöpfungskette aus) ergeben sich die induzierten Effekte aus Änderungen der Wertschöpfung: Änderungen der wirtschaftlichen Aktivität führen auch zu Änderungen der Löhne, Gewinne und Steuern. Dies hat Veränderungen in der Endnachfrage zur Folge: Höhere Löhne führen zu höherem Konsum (oder, im Falle niedrigerer Löhne, zu geringerem Konsum). Veränderungen bei den Gewinnen führen zu Veränderungen bei den Einkommen der Kapitaleigner (sowie bei den Investitionen im Falle einbehaltener Gewinne), die ebenfalls zum Konsum beitragen. Steigende Steuereinnahmen können zu steigenden Staatsausgaben (bei konstantem Haushaltsdefizit) oder zu einem niedrigeren Haushaltsdefizit (bei konstanten Staatsausgaben) führen. In dieser Studie werden die Simulationen unter der Annahme eines konstanten öffentlichen Defizits durchge-

führt. Alle induzierten Effekte stellen Multiplikatoreffekte (auch „Typ2-Effekte“ genannt) dar: Sie wirken über die Wertschöpfung und verstärken die ursprünglichen (direkten und indirekten) Effekte.

getrennte Betrachtung

In der „realen Welt“ können diese drei Effekte nicht getrennt von einander beobachtet werden. Die Verwendung von ADAGIO ermöglicht jedoch eine getrennte Betrachtung der Effekte. In dieser Anwendung stehen die produktionsbezogenen Effekte im Fokus, um jene Effekte hervorzuheben, welche eindeutig auf die Veränderungen im Agrar- und Nahrungsmittelsektor zurückgeführt werden können. Es gibt jedoch einen Aspekt der induzierten Effekte, der auch die Produktion betrifft, nämlich Ersatzinvestitionen: Im Produktionsprozess wird Kapital „verbraucht“ (abgeschrieben), was Ersatzinvestitionen zur Folge hat. Da die Abschreibungen ein Teil der Wertschöpfung sind, handelt es sich um einen „induzierten Effekt“. Sie ist jedoch ein integraler Bestandteil des Produktionsprozesses, sodass wir die Grenzen des analysierten Systems entsprechend festlegen. Wir nennen diesen Aufbau „Simulation vom Typ2i“ (für Investitionen).

Neben den Szenarien, in denen Ergebnisse von PASMA als Input für das makroökonomische Modell ADAGIO gewählt wurden, wurde auch die Errichtung von Biogasanlagen analysiert. Dabei wurde unterstellt, dass die Biogas-Kapazität um 8 TWh ausgebaut wird. Die dafür notwendigen Investitionskosten werden mit 1,78 Mrd. € und die laufenden Betriebskosten mit 275 Mio. € pro Jahr angenommen. Diese Kostenannahmen orientieren sich an vorliegenden Studien zu diesem Thema.¹⁴ In Bezug auf die vermehrte Vergärung von Wirtschaftsdünger wird angemerkt, dass im Sektor Landwirtschaft nur die im Bereich der Wirtschaftsdüngerlagerung eingesparten Methan-Emissionen bilanziert werden. Die durch den Ersatz fossiler Energieträger eingesparten THG-Emissionen werden im Sektor Energie bilanziert und somit nicht dem Sektor Landwirtschaft angerechnet.

Tabelle 5: Auswirkungen der Szenarien WEM, WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++ sowie der Errichtung und des Betriebs von Biogasanlagen auf die Volkswirtschaft anhand des Indikators Typ2i. (Quelle: eigene Berechnungen WIFO mit ADAGIO).

Szenario	Jahr	Wertschöpfung [Mio. € zu Preisen 2020]	Beschäftigung [1.000 Personen]
WEM	2020	0	0,0
	2030	-209	-9,0
	2040	-249	-8,9
	2050	-511	-14,0
WAM ^{vorl}	2020	0	0,0
	2030	-234	-10,5
	2040	-295	-11,1

¹⁴ Koller, W., Macro-economic impacts of biogas production in Austria. Biogas Journal, November, S. 26-29 und Anderl, M., A. Baumgarten, G. Dersch, S. Haider, E. Pfundtner, K. Sedy, B. Stürmer (2019), Vergärung von 30 % des nationalen Wirtschaftsdüngers bis 2030 – Fragestellungen zur WAM^{vorl}-Annahme. Report 706, Umweltbundesamt, Wien.

Szenario	Jahr	Wertschöpfung [Mio. € zu Preisen 2020]	Beschäftigung [1.000 Personen]
	2050	-597	-17,6
WAM+	2020	0	0,0
	2030	-267	-13,2
	2040	-313	-13,9
	2050	-586	-19,6
WAM++	2020	0	0,0
	2030	-973	-34,8
	2040	-1.066	-35,0
	2050	-1.462	-42,7
Errichtung der Biogasanlagen		1.798	20,0
Betrieb der Biogasanlagen		354	2,9

5.5 Ergebnisse der THG-Berechnungen

Die Berechnung der Treibhausgas-Emissionen aus den PASMA-Aktivitätsdaten erfolgt mit den Methoden, wie sie in der derzeitigen OLI angewendet werden. Eine Analyse zur Inventurverbesserung wird in einem weiteren Arbeitspaket durchgeführt (siehe Kapitel 6).

Die Entwicklung neuer Methoden ist nicht Gegenstand des hier vorgestellten Projektes.

5.5.1 Szenarienvergleich Landwirtschaft

Alle vier Szenarien WEM, WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++ zeigen für den Sektor Landwirtschaft THG-Emissionsreduktionen bis 2030, 2040 und 2050. Erwartungsgemäß sind die Reduktionen im WEM-Szenario am geringsten, im WAM++ am größten.

Emissionsentwicklung

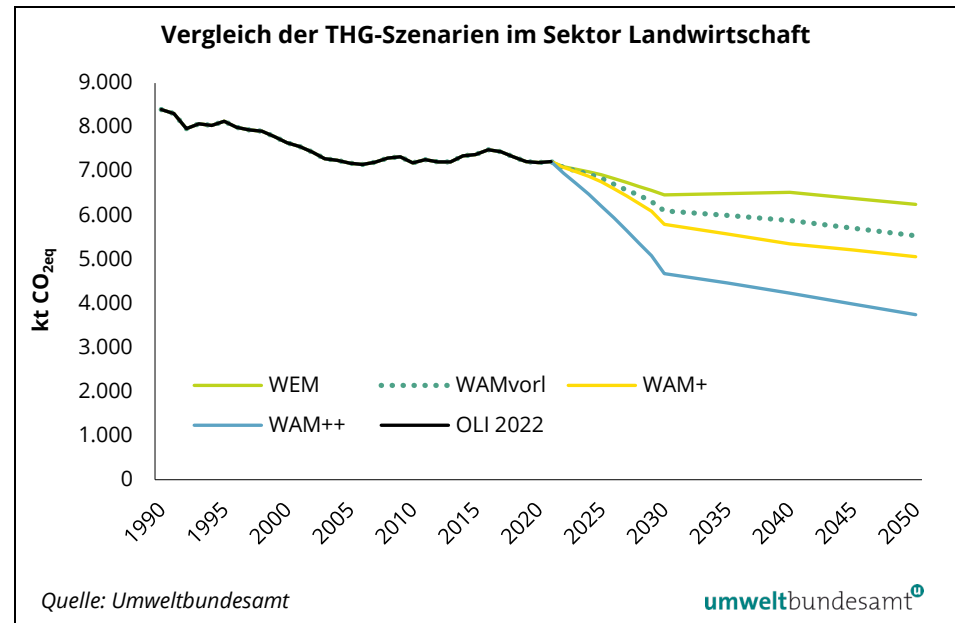
Die Emissionsentwicklung ist stark beeinflusst durch die Aktivitätszahlen, wie Tierbestände, Milchleistung, Mineraldüngermengen und Ernteerträge. Zusätzlich kommt die Wirkung emissionsmindernder Maßnahmen in den Bereichen Fütterung, Tierhaltung, Wirtschaftsdüngerlagerung und Ausbringung von Wirtschafts- und Mineraldüngern zum Tragen.

Im Verhältnis zum Vergleichsjahr 2005 kommt es 2030 zu einem Emissionsrückgang um 10 % im WEM, um 15 % im WAM^{vorl}, um 19 % im WAM+ und um 35 % im WAM++-Szenario.

In der Periode 2005–2040 kommt es zu einem Emissionsrückgang um 9,2 % im WEM, um 18 % im WAM^{vorl}, um 26 % im WAM+ und um 41 % im WAM++-Szenario.

Zwischen 2005 und 2050 verringern sich die THG-Emissionen um 13 % im WEM, 23 % im WAM^{vorl}, 30 % im WAM+ und um 48 % im WAM++-Szenario.

Abbildung 4:
Vergleich der Ergebnisse
der THG-Szenarien im
Sektor Landwirtschaft
(kt CO₂-Äquivalent).



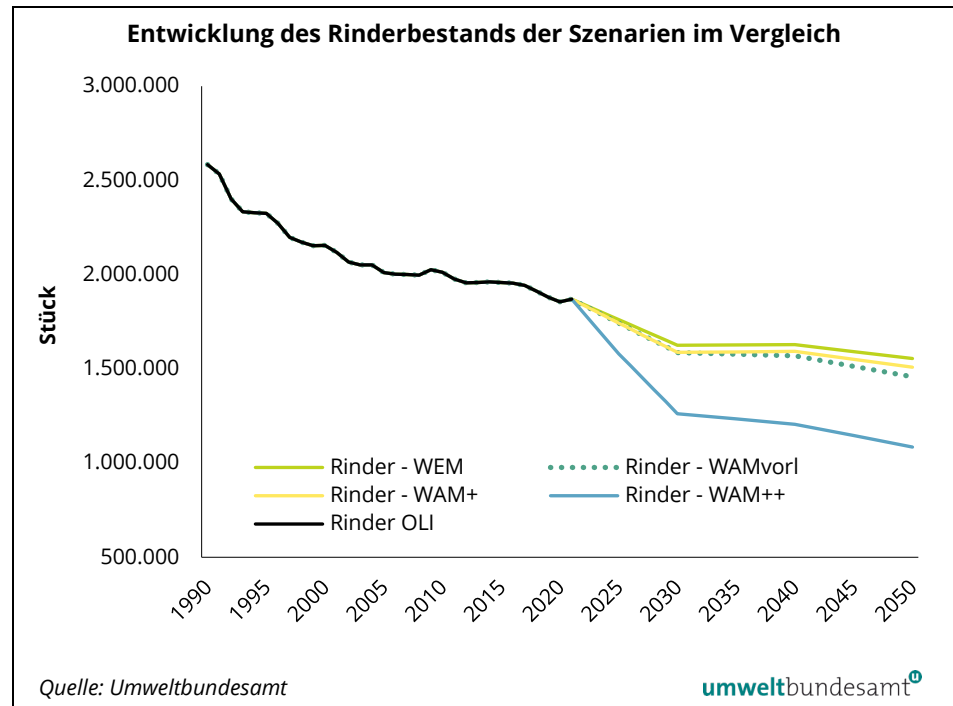
Entwicklung Aktivitätsdaten

In den folgenden Grafiken sind die Entwicklungen der wichtigsten Aktivitätsdaten Rinder-, Schweine- und Geflügelbestand sowie die Mineraldüngermengenprojektionen aus PASMA für alle vier Szenarien visualisiert. Die PASMA-Ergebnisse sind detailliert in Kapitel 5.1 beschrieben.

Der Rinderbestand zeigt in allen Szenarien abnehmende Trends. Dabei findet immer der größte Rückgang bis 2030 statt. Das WAM++-Szenario hebt sich durch den signifikanten Rückgang der Rinderzahlen von den anderen Szenarien ab (-33 % 2021 bis 2030, -36 % 2021 bis 2040, -42 % 2021 bis 2050).

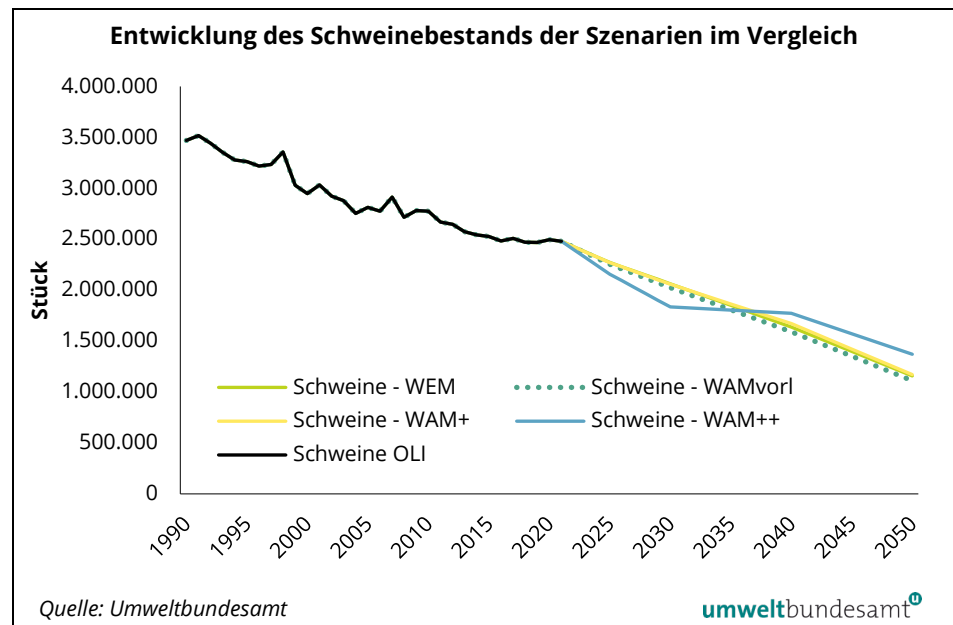
Für die Milchleistung wurde für alle Szenarien eine Zunahme pro Milchkuh angenommen: um 11 % von 2021 bis 2030, um 21 % von 2021 bis 2040 und um 31 % von 2021 bis 2050.

Abbildung 5:
Entwicklung des Rinderbestands in den Szenarien im Vergleich.



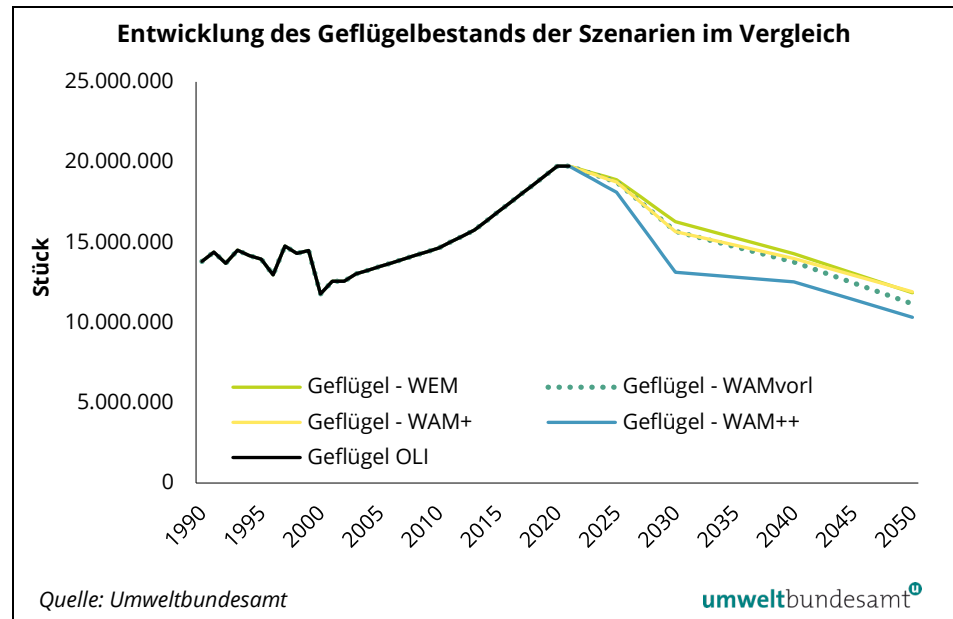
Der Schweinebestand nimmt in allen Szenarien ab. Aufgrund des starken Rückgangs der Rinderproduktion in WAM++ reagiert das Modell PASMA in diesem Szenario mit relativ schwächeren Rückgängen in der Schweineproduktion. Entsprechend weist WAM++ den höheren Schweinebestand in den Jahren nach 2040 aus.

Abbildung 6:
Entwicklung des Schweinebestands in den Szenarien im Vergleich.



Für den Geflügelbestand zeigen die PASMA-Modellergebnisse deutliche Bestandsrückgänge. Im WAM++ nimmt der Geflügelbestand signifikant bis 2030 ab, danach verläuft er weiter rückläufig, jedoch weniger stark.

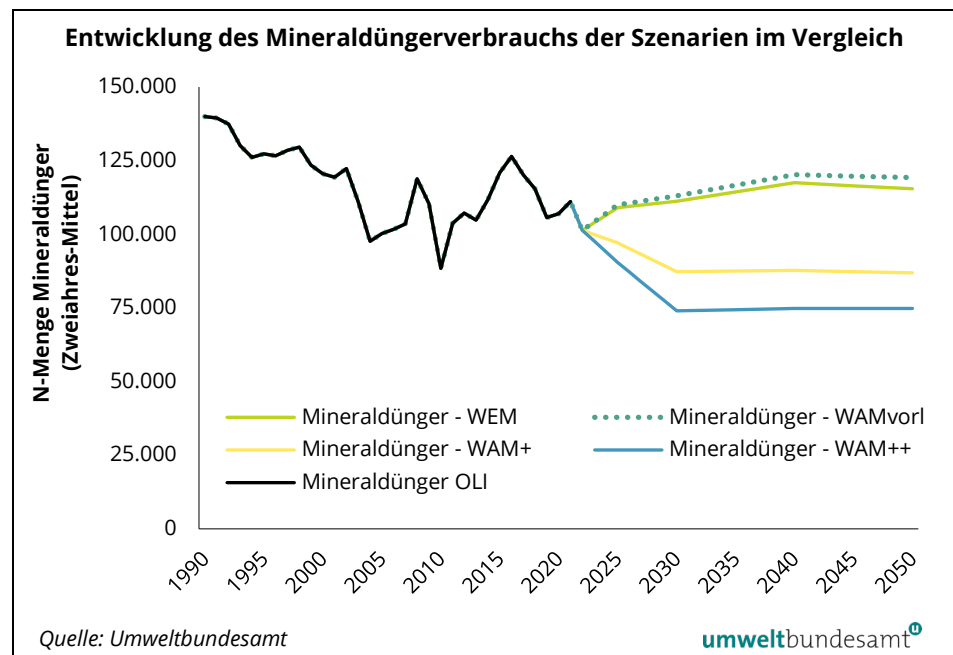
Abbildung 7:
Entwicklung des Geflü-
gelbestands in den
Szenarien im Vergleich.



Bei den projizierten N-Mineraldüngermengen kommt es einerseits zu Zunahmen im WEM- und WAM^{vorl}-Szenario. Der Anstieg des Mineraldüngereinsatzes ist in WAM^{vorl} höher als in WEM, da aufgrund des stärkeren Rückgangs des Viehbestands auch die Wirtschaftsdüngermenge entsprechend abnimmt. Das Nährstoffdefizit wird durch höhere Zukäufe von Düngemitteln kompensiert.

Im WAM+ und WAM++ kommt es zu einem Rückgang der eingesetzten Mineraldüngermengen bis 2030, danach verlaufen die Trends relativ konstant.

Abbildung 8:
Entwicklung der N-Mine-
raldüngermenge in den
Szenarien im Vergleich.



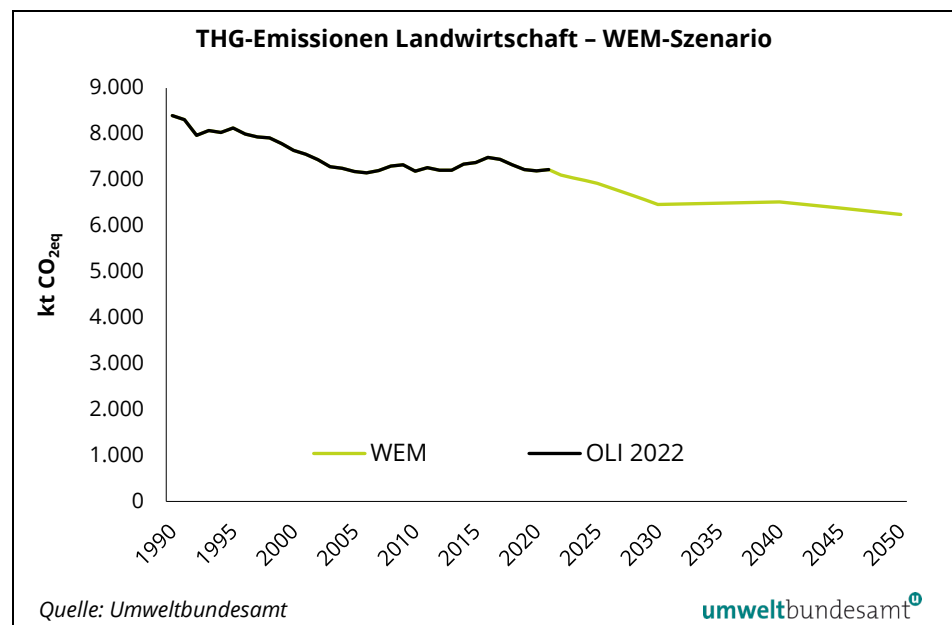
5.5.1.1 WEM Landwirtschaft

Die THG-Emissionsmenge im WEM-Szenario zeigt für die Landwirtschaft sinkende Trends bis 2050: -10 % bis 2030, -9,2 % bis 2040 und -13 % bis 2050, jeweils im Vergleich zu 2005. Im Vergleich zum letzten Inventurjahr 2021 verhalten sich die THG-Trends sehr ähnlich: -11 % bis 2030, -10 % bis 2040 und -13 % bis 2050.

Im vergangenen WEM-Szenario aus dem Jahr 2021 (Umweltbundesamt, 2021b) wurde noch eine Zunahme der THG-Emissionen um 4,3 % zwischen 2019 und 2040 erwartet. Diese Entwicklung begründete sich mit steigenden Rinderbeständen als Folge der Ausweitung der Milchwirtschaft nach Abschaffung der Milchquote 2015 sowie mit den attraktiven Voraussetzungen für die Fleisch- und Milchwirtschaft in Österreich.

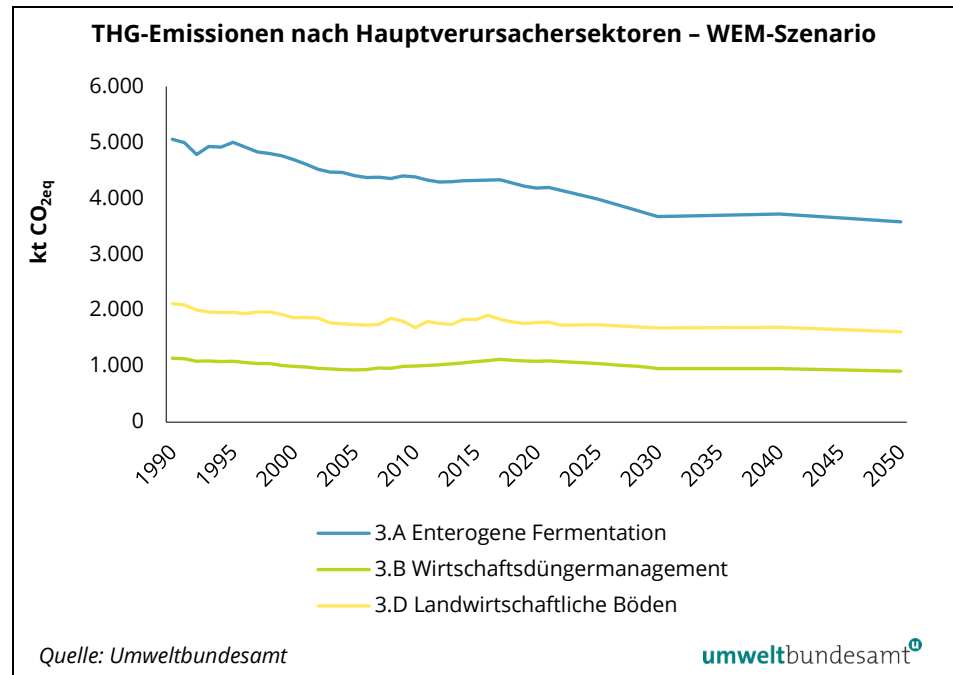
Wie auch in der folgenden Abbildung ersichtlich gibt es die deutlichste THG-Reduktion bis 2030, danach verläuft der Trend leicht zunehmend bis 2040, danach wieder abnehmend bis 2050. Wie bereits in Kapitel 4.3 beschrieben, wirken im WEM-Szenario nur bereits vorhandene Maßnahmen. Dadurch haben die Aktivitätsdaten aus PASMA den größten Einfluss auf die zukünftige Entwicklung. Hier kommt die Annahme stark zum Tragen, dass sich Agrar-, Klima- und Umweltpolitik nach 2028 nicht ändern, sondern bis 2050 ohne weitere Änderungen fortbestehen werden.

Abbildung 9:
Entwicklung der THG-Emissionen im WEM-Szenario im Sektor Landwirtschaft (kt CO₂-Äquivalent).



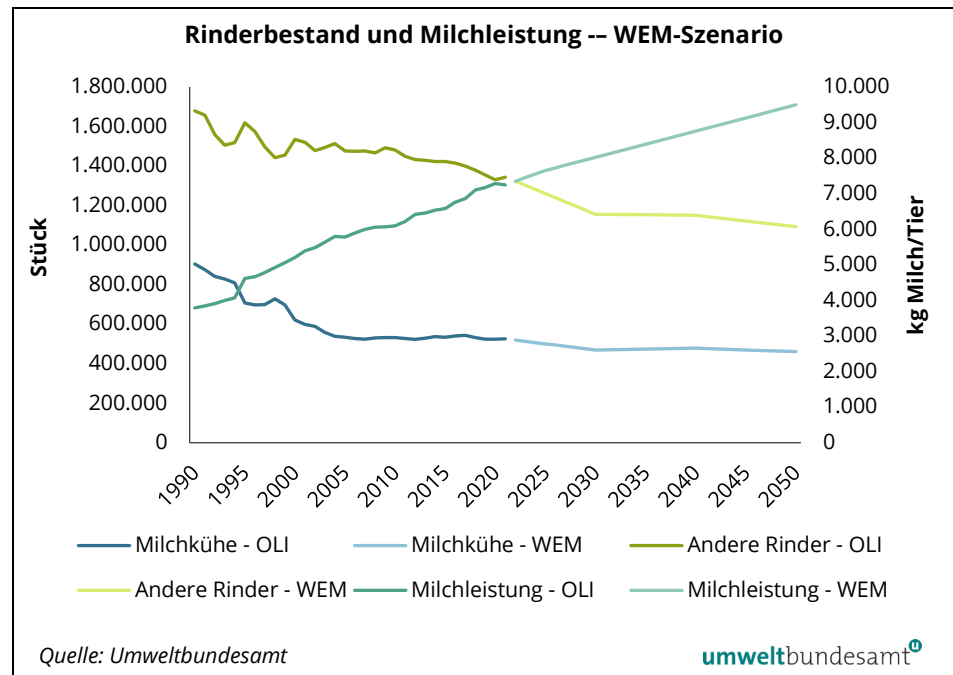
Methan aus enterogener Fermentation ist Hauptverursacher der THG-Emissionen des Sektors Landwirtschaft. Somit ist der PASMA-Rinderbestand in Kombination mit den ansteigend projizierten Milchleistungen künftiger Milchkühe der Haupttreiber.

Abbildung 10:
Entwicklung der THG-Emissionen im WEM-Szenario nach Hauptverursachersektoren im Sektor Landwirtschaft (kt CO₂-Äquivalent).



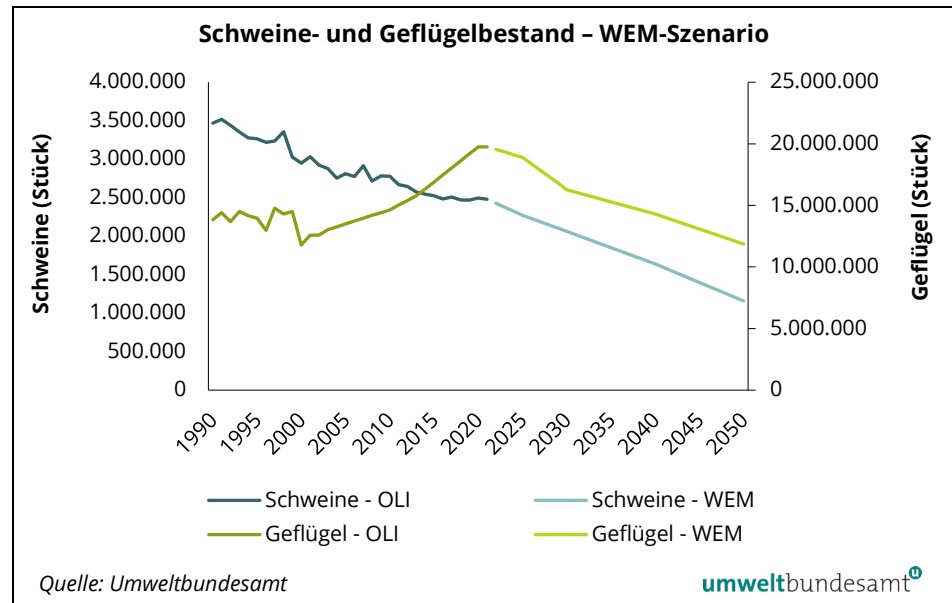
Der Rinderbestand hat sich zwischen 2021 und 2030 um 13 % verringert. Auch zwischen 2021 und 2040 beträgt die Abnahme 13 %. Für die Milchleistung wurde ein kontinuierlicher Anstieg angenommen (2021–2030: +11 % bzw. 2021–2040: +21 %). Dies hat zur Folge, dass die Emissionen nach einer deutlichen Reduktion zwischen 2030 und 2040 wieder leicht ansteigen.

Abbildung 11:
Entwicklung des Rinderbestands und der Milchleistung im WEM-Szenario.



Gemäß PASMA sind für Schweine, Geflügel und andere Tiere (Schafe, Ziegen, Pferde, Wild) ab 2021 sinkende Bestände zu erwarten.

Abbildung 12:
Entwicklung des
Schweine- und Geflügel-
bestands im WEM-
Szenario.

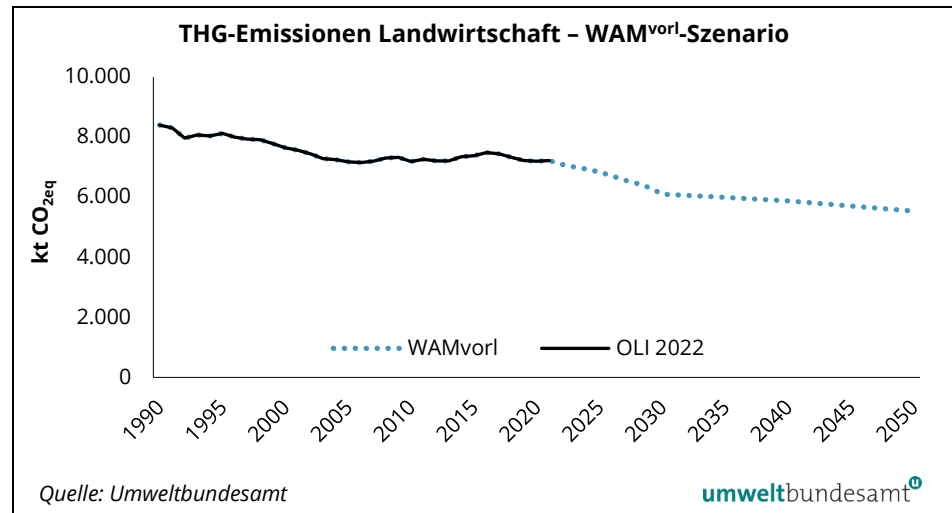


Im Bereich der landwirtschaftlichen Böden hat neben der ausgebrachten Wirtschaftsdüngermenge, welche stark vom Viehbestand abhängig ist, auch die Menge an eingesetztem Mineraldünger Auswirkungen auf das Emissionsgeschehen. Gemäß den PASMA-Ergebnissen für WEM nahm die Mineraldüngermenge zwischen 2005 und 2030 um 11 % zu, zwischen 2005 und 2040 um 17 %. Verglichen mit 2021 bleibt die Mineraldüngermenge bis 2030 annähernd gleich (+0,1 %) und steigt um 5,8 % bis 2040. Die zunehmenden Mineraldüngermengen kompensieren das Nährstoffdefizit der rückläufigen Tierbestände.

5.5.1.2 WAM^{vorl} Landwirtschaft

Das WAM^{vorl}-Szenario im Sektor Landwirtschaft zeigt eine deutliche Emissionsreduktion um 15 % bis 2030 im Vergleich zu 2005. Bis 2040 und 2050 nimmt der THG-Ausstoß weiter ab, jedoch nicht mehr so stark (-18 % 2005 bis 2040 bzw. -23 % 2005 bis 2050). Die Entwicklung im Vergleich zum letzten Inventurjahr 2021 zeigt nahezu das gleiche Bild wie die Trends ab 2005.

Abbildung 13:
Entwicklung der THG-
Emissionen im WAM^{vorl}-
Szenario im Sektor Land-
wirtschaft in (kt CO₂-
Äquivalent).

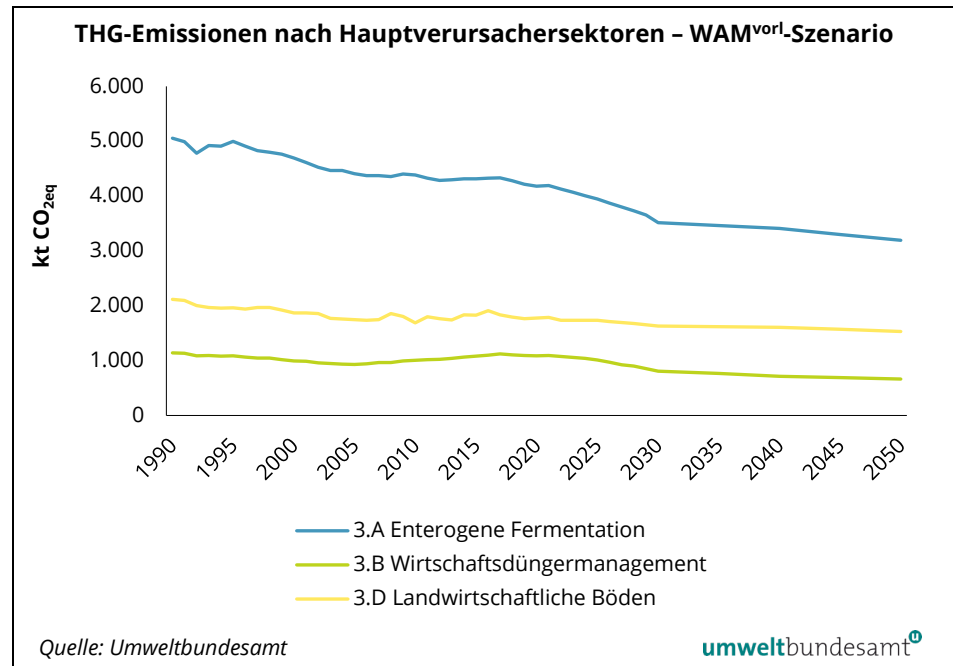


Wie in der folgenden Grafik ersichtlich, ist die enterogene Fermentation in Rindermägen (Methan) die wichtigste Emissionsquelle im Sektor Landwirtschaft.

Für das WAM^{vorl}-Szenario wurden in der OLI-Emissionsberechnung neben den bestehenden Maßnahmen (WEM) auch noch weitere, geplante Maßnahmen berücksichtigt. Die Anwendung von Futtermittelzusatzstoffen, die Absenkung des Rohproteingehalts im Futter mit Auswirkung auf die N-Ausscheidung, die verstärkte bodennahe Gülleausbringung und die Erhöhung der Biomethanisierungsrate als Beispiele wirken sich emissionsmindernd auf die projizierten Emissionstrends aus. Weiters kommen auch die Maßnahmen der neuen NH₃-Reduktionsverordnung und des Tierschutzgesetzes 2022 zum Tragen, wenn auch mit dem größten Effekt für Ammoniak.

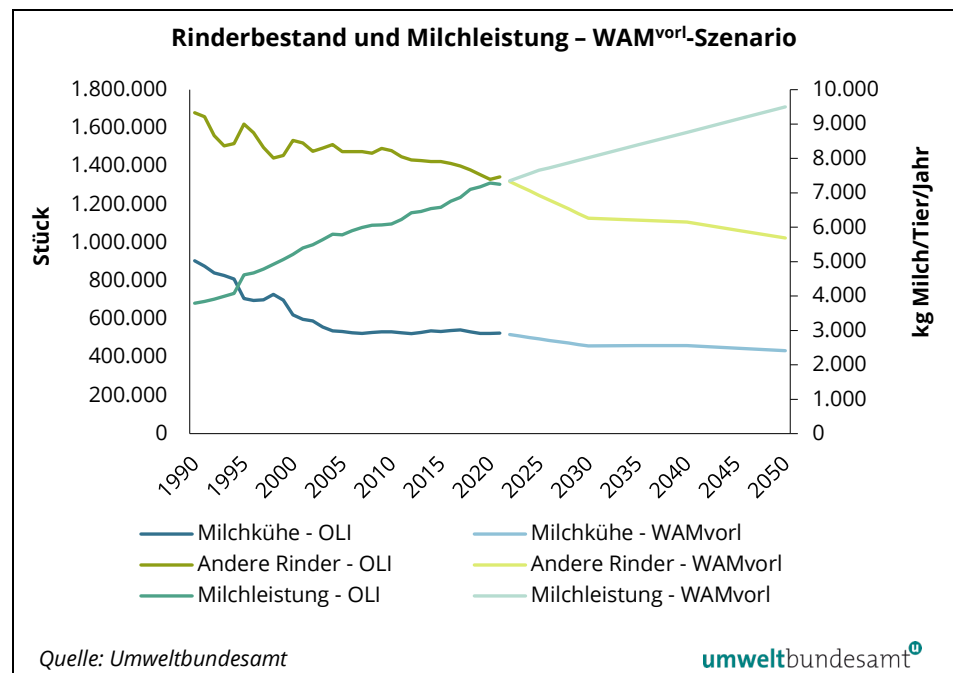
Durch die große Bedeutung der enterogenen Fermentation ist für den Rinderbereich die Anwendung von Futtermittelzusatzstoffen und ihrer CH₄-reduzierenden Wirkung als eine sehr effektive Maßnahme zu sehen.

Abbildung 14:
Entwicklung der THG-Emissionen im WAM^{vorl.}-Szenario nach Hauptverursachersektoren im Sektor Landwirtschaft (in kt CO₂-Äquivalent).



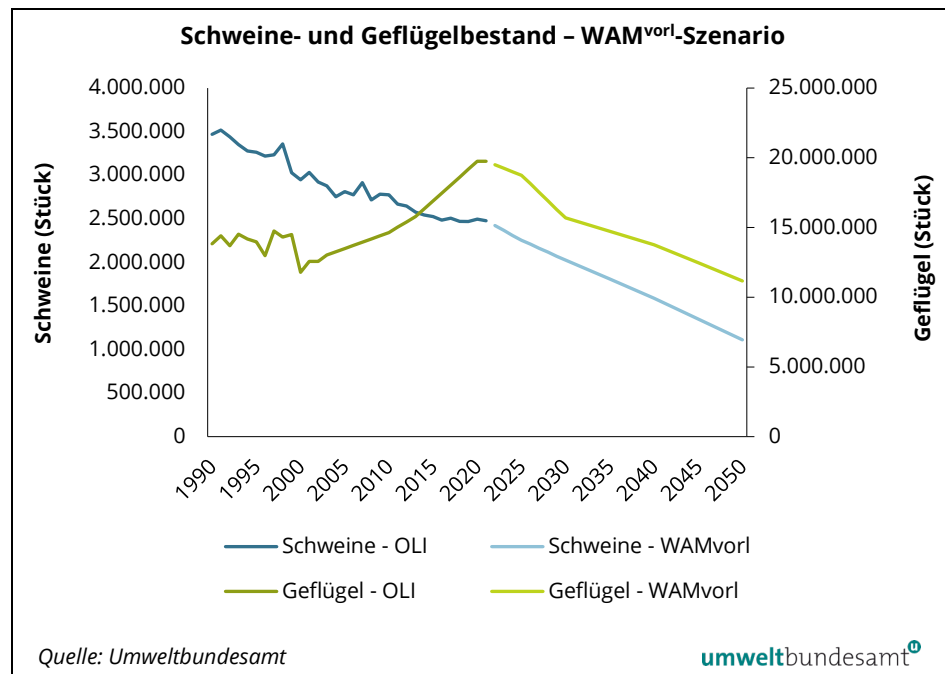
Gemäß dem WAM^{vorl.}-Szenario wird sich der Rinderbestand zwischen 2021 und 2030 um 15 % reduzieren. Zwischen 2021 und 2040 beträgt die Abnahme 16 %. Für die Milchleistung wurde ein kontinuierlicher Anstieg angenommen (2021 bis 2030: +11 % bzw. 2021 bis 2040: +21 %). Die Kombination beider Trends hat zur Folge, dass die Emissionen nach einer deutlichen Reduktion ab 2030 in geringerem Ausmaß zurückgehen.

Abbildung 15:
Entwicklung des Rinderbestands und der Milchleistung im WAM^{vorl.}-Szenario.



Analog zum WEM sind auch im WAM^{vorl}-Szenario für Schweine, Geflügel und andere Tiere (Schafe, Ziegen, Pferde, Wild) deutlich sinkende Bestände ab 2021 zu erwarten.

Abbildung 16:
Entwicklung des
Schweine- und Geflügel-
bestands im
WAM^{vorl}-Szenario.



Im Bereich der landwirtschaftlichen Böden hat, ähnlich dem WEM-Szenario, der abnehmende Tierbestand niedrigere Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerausbringung zur Folge, wodurch es jedoch zu einem Anstieg der Mineraldüngermengen gemäß PASMA kommt. Die WAM^{vorl}-Mineraldüngermenge nimmt zwischen 2005 und 2030 um 13 % zu, zwischen 2005 und 2040 um 20 %. Verglichen mit 2021 steigt die Mineraldüngermenge um 1,8 % bis 2030 und 8,3 % bis 2040.

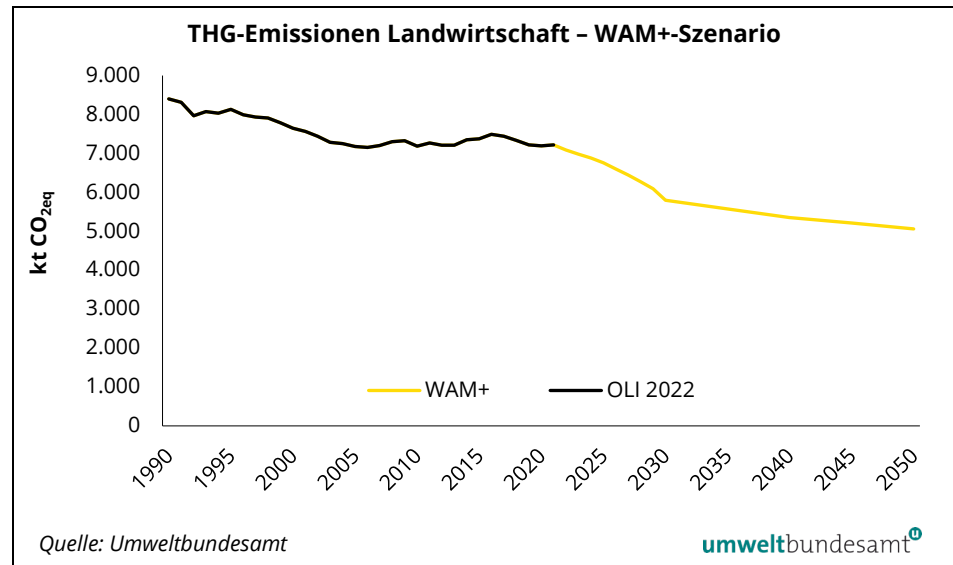
5.5.1.3 WAM+ Landwirtschaft

Im WAM+-Szenario verringern sich die Treibhausgas-Emissionen der Landwirtschaft seit 2005 folgendermaßen: -19 % bis 2030, -26 % bis 2040 und -30 % bis 2050. Die Emissionstrends im Vergleich zum letzten Inventurjahr 2021 verhalten sich nahezu ident.

Analog zu allen anderen Szenarien ist der Emissionsrückgang bis 2030 am deutlichsten. Stark wirken sich die rückläufigen PASMA-Aktivitätsdaten aus (Viehbestände, Mineraldüngermengen, Ernteerträge etc.).

Das WAM+-Szenario liegt ambitionsmäßig zwischen dem WAM^{vorl}- und dem WAM++-Szenario. Die implementierten Maßnahmen und deren Durchdringung sind in Kapitel 4.5 detailliert beschrieben.

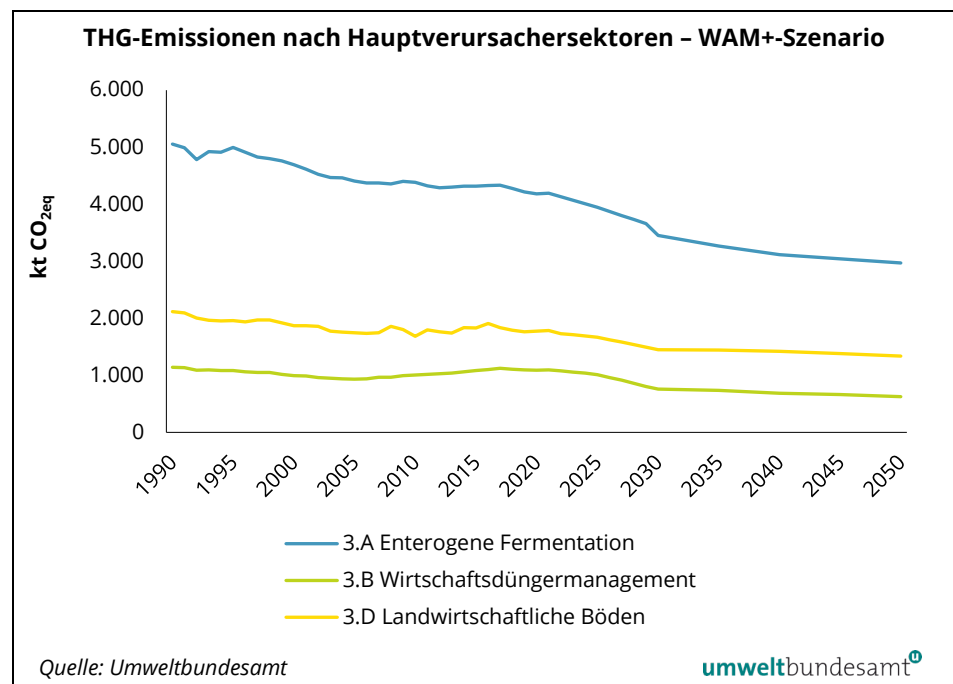
Abbildung 17:
Entwicklung der THG-
Emissionen im WAM+-
Szenario im Sektor Land-
wirtschaft (in kt CO₂-
Äquivalente).



Rinder Bei der Entwicklung nach Hauptverursachersektoren schlägt, wie in allen anderen Szenarien auch, das CH₄ aus der enterogenen Fermentation im Rinderbereich stark durch.

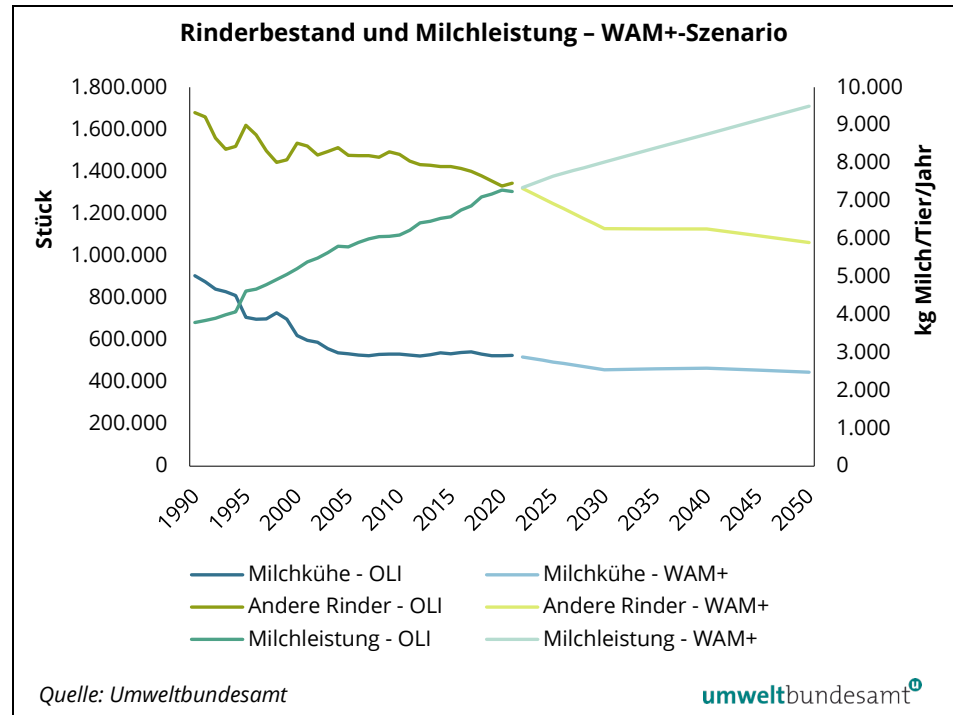
Maßnahmensseitig ist im Vergleich zu WAM^{vorl} das Ambitionsniveau im WAM+-Szenario merklich erhöht. Im Bereich der Futterzusatzstoffe zur Methanreduktion aus der enterogenen Fermentation aus Rindermägen wurde beispielsweise die Annahme einer CH₄-Reduktion um 15 % für das Jahr 2040 getroffen (siehe Kapitel 4.5.1). Diese Annahme beruht darauf, dass potenzielle theoretische Mischungen aus phytogenen und synthetischen Futtermittelzusatzstoffen, die auf einem zukünftigen Markt zu finden sein könnten, zum Einsatz kommen.

Abbildung 18:
Entwicklung der THG-
Emissionen im WAM+-
Szenario nach Hauptver-
ursachersektoren im
Sektor Landwirtschaft (in
kt CO₂-Äquivalent).



Der Rinderbestand wird im WAM+-Szenario zwischen 2021 und 2030 um 15 % reduziert. Zwischen 2021 und 2040 zeigt die Projektion ebenfalls eine Abnahme um 15 %. Die Milchleistung ist in allen Szenarien kontinuierlich ansteigend (2021 bis 2030: +11 % bzw. 2021 bis 2040: +21 %).

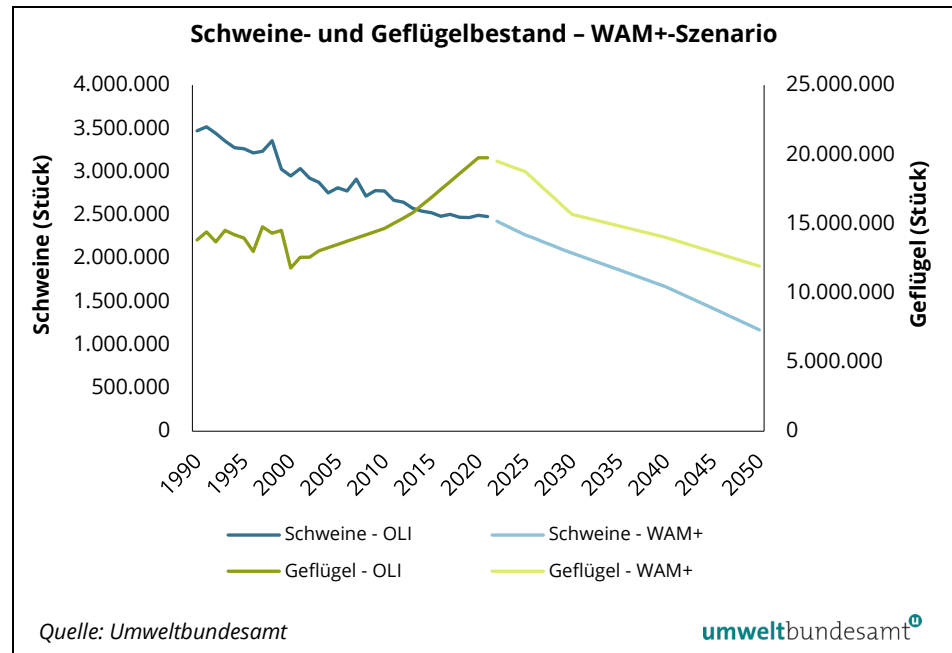
Abbildung 19:
Entwicklung des Rinderbestands und der Milchleistung im WAM+-Szenario.



andere Tierbestände

Auch im WAM+-Szenario sind gemäß PASMA für Schweine, Geflügel und andere Tiere (Schafe, Ziegen, Pferde, Wild) ab 2021 deutlich sinkende Bestände zu erwarten.

Abbildung 20:
Entwicklung des
Schweine- und Geflügel-
bestands im
WAM+-Szenario.



Im Unterschied zu WEM und WAM^{vorl} kommt es im WAM+-Szenario trotz der abnehmenden Viehbestände auch zu einer Reduktion des Mineraldüngereinsatzes. Die Mineraldüngermenge im WAM+ nimmt zwischen 2005 und 2030 um -13 % ab und zwischen 2005 und 2040 um -12 % ab. Verglichen mit 2021 sinkt die Mineraldüngermenge jeweils um 21 % bis 2030 und 2040.

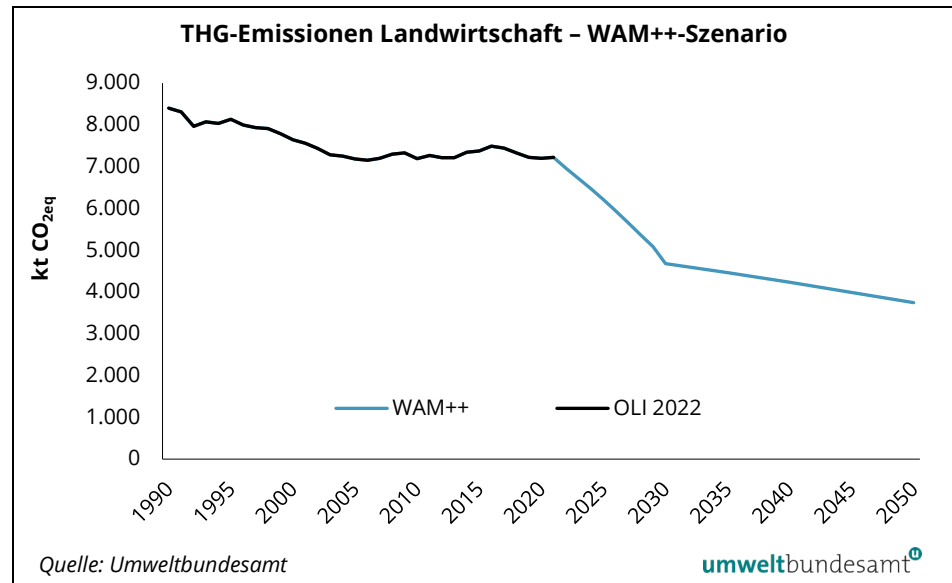
5.5.1.4 WAM++ Landwirtschaft

Das WAM++-Szenario zeigt für den Sektor Landwirtschaft eine signifikante Reduktion der Treibhausgas-Emissionen. In diesem Szenario zeigen die zahlreichen und sehr ambitionierten Maßnahmen sowohl bei den PASMA-Aktivitätsdaten als auch in der OLI-Emissionsberechnung ihre Wirkung.

Annahmen für Emissionsreduktion

Die projizierte THG-Emissionsmenge im WAM++-Szenario zeigt folgende Trends: -35 % bis 2030, -41 % bis 2040 und -48 % bis 2050, jeweils im Vergleich zu 2005. Das WAM++-Szenario ist ein Zielerreichungsszenario zur Darstellung einer THG-Reduktion von -40 % bis 2040; die vorgesehene Emissionsminderung wird somit im vorliegenden Szenario erreicht. Ähnliche Trends zeigt der Vergleich mit dem letzten Inventurjahr 2021.

Abbildung 21:
Entwicklung der THG-
Emissionen im
WAM++-Szenario im Sek-
tor Landwirtschaft (kt
CO₂-Äquivalent).

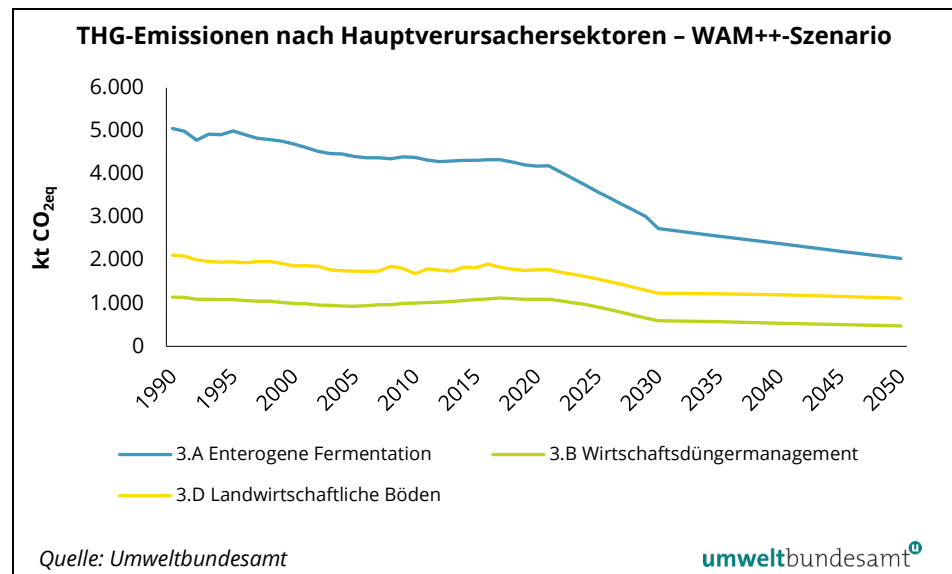


Rinder

Analog zu den anderen Szenarien ist ersichtlich, dass die stärkste Reduktion bis zum Jahr 2030 stattfindet, was insbesondere auf den starken Rückgang des Rinderbestands bis 2030 zurück zu führen ist. Dieser nimmt zwischen 2021 und 2030 um 33 % ab, zwischen 2021 und 2040 um 36 %. Trotz der geringeren Viehbestände kommt es im WAM++-Szenario auch zu einer Abnahme des Mineraldüngereinsatzes.

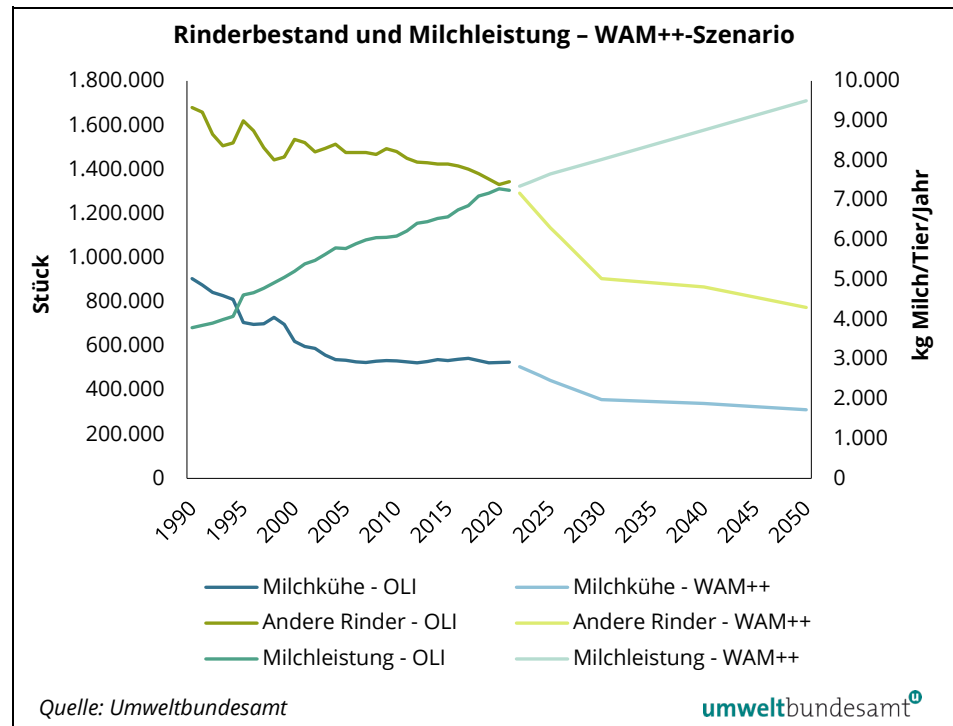
In das WAM++-Szenario fließen zahlreiche sehr ambitionierte Maßnahmen im Bereich Fütterung, Stall, Lager und Ausbringung in die Emissionsberechnungen ein. Insbesondere die Methanreduktion aus der enterogenen Fermentation aus Rindermägen durch den Einsatz von phytogenen und synthetischen Futtermittelzusatzstoffen zeigt einen deutlichen Effekt, wie aus der folgenden Grafik ersichtlich ist. Genaue Informationen zu den jeweiligen Maßnahmen sind in Kapitel 4.6 zu finden.

Abbildung 22:
Entwicklung der THG-
Emissionen im
WAM++-Szenario nach
Hauptverursachersektoren im Sektor Landwirt-
schaft (kt CO₂-
Äquivalent).



In der folgenden Abbildung ist der bis 2030 deutlich fallende Rinderbestand dargestellt.

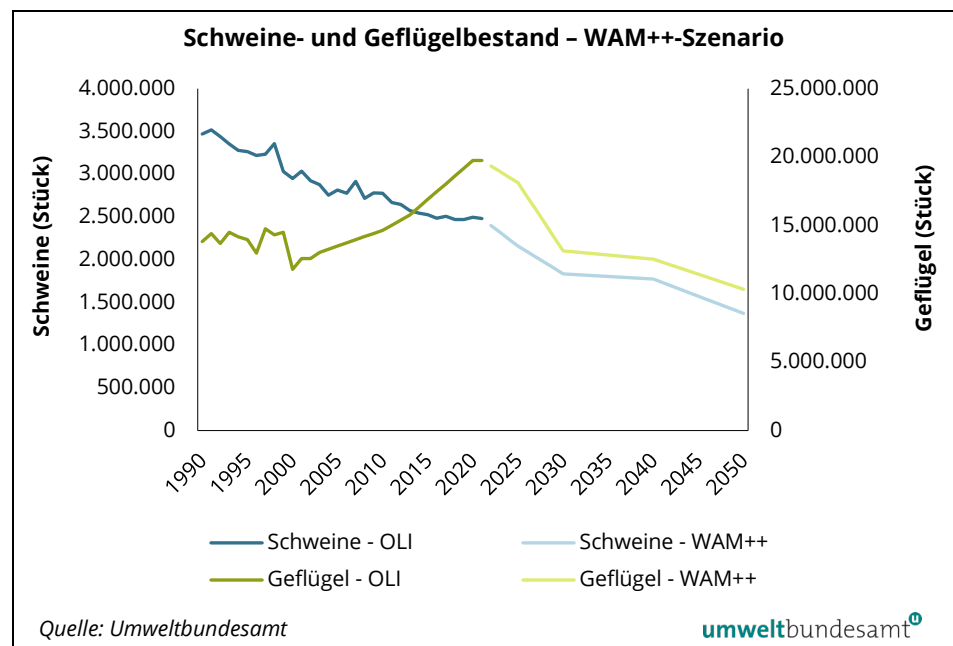
Abbildung 23:
Entwicklung des Rinderbestands und der Milchleistung im WAM++-Szenario.



andere Tiere

Wie in allen Szenarien sind auch gemäß WAM++-Szenario für Schweine, Geflügel und andere Tiere (Schafe, Ziegen, Pferde, Wild) deutlich sinkende Bestände ab 2021 zu erwarten, wobei die deutlichste Abnahme bis 2030 stattfindet.

Abbildung 24:
Entwicklung des Schweine- und Geflügelbestands im WAM++-Szenario.



Ähnlich dem WAM+-Szenario kommt es im WAM++ bei abnehmenden Viehbeständen auch zu einer Reduktion des Mineraldüngereinsatzes. Die Mineraldüngermenge im WAM++ nimmt zwischen 2005 und 2030 um 26 % ab, zwischen 2005 und 2040 um 25 %. Verglichen mit 2021 sinkt die Mineraldüngermenge jeweils um 33 % bis 2030 und 2040.

Die detaillierten Ergebnisse sind dem Anhang III zu entnehmen (siehe Kapitel 12).

5.5.2 Szenarienvergleich der Landnutzungs(LULUCF) Subkategorien Ackerland und Grünland

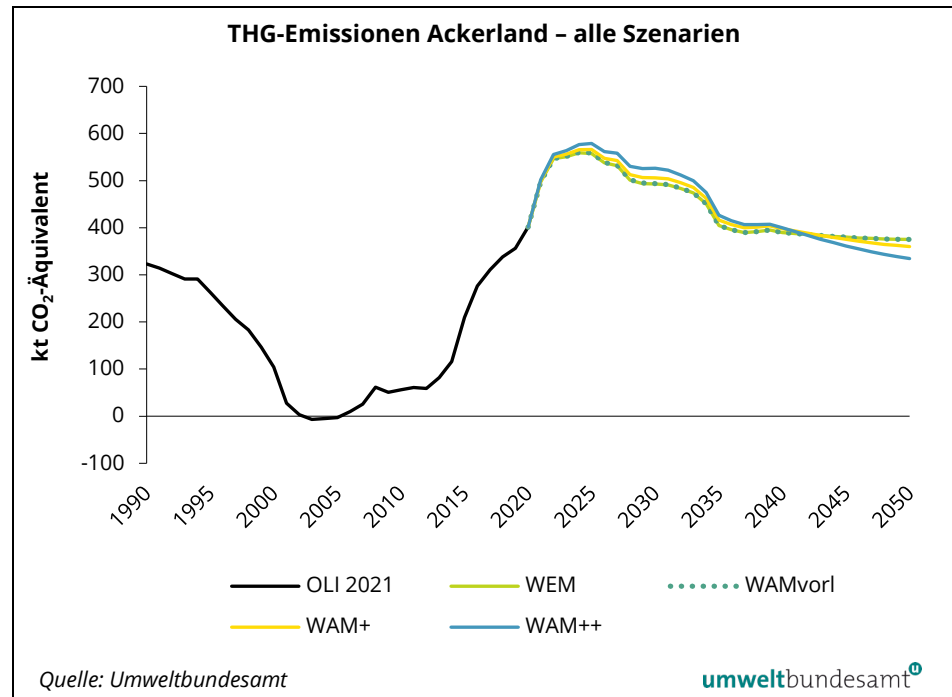
Dieses Kapitel behandelt die Entwicklung der Treibhausgas-Emissionen aus den österreichischen Acker- und Grünlandflächen. Die Zeitreihe bis inklusive 2020 spiegelt die Ergebnisse der jährlich aktualisierten Nationalen Treibhausgasinventur 2022 (Umweltbundesamt, 2022b) wider. Die Werte ab 2021 sind simulierte Werte, welche die aus den Szenarien resultierenden Landnutzungen, Landnutzungssänderungen und Bewirtschaftungsänderungen in Treibhausgasäquivalenten ausdrücken.

5.5.2.1 Ackerland

für alle Szenarien zutreffend

Treibhausgas-Emissionen aus dem Landnutzungssektor Ackerland zeigen über alle Szenarien hinweg bis zum Ende der Simulationsperiode einen stetigen und mengenmäßig ähnlichen Rückgang. Die Einsparungen sind bis ins Jahr 2035 größer und verzeichnen dann nur mehr einen leichten Rückgang bis ins Jahr 2050. Dies ist v. a. ein Resultat der stärkeren Abnahme der Landnutzungsflächen von Grünland zu Ackerland bis 2035 (Tabelle 40; Anhang V, Kapitel 13). Im Jahr 2020 beträgt die Emission aus dem Ackerland 402 kt CO₂-Äquivalente pro Jahr. Im Mittel über die Szenarien steigen diese bis ins Jahr 2025 auf 565 kt CO₂-Äquivalente an, um dann bis ins Jahr 2050 auf 361 kt CO₂-Äquivalente zurückzugehen. Dieser über alle Szenarien hinweg sichtbare Trend ist auf einen Rückgang von Ackerfläche sowie v. a. auf einen Rückgang der Landnutzungswechsel von Grünland zu Ackerland zurückzuführen. Der weitere Anstieg der Emissionen nach 2020 bis ins Jahr 2025 erfolgt, trotz Implementierung der Ziele, aufgrund von Emissionen aus dem Boden, die von vergangenen Landnutzungswechseln „nachwirken“. Hier kommt es also zu einem zeitlichen Versatz zwischen der Flächenänderung und einer Änderung der Treibhausgasbilanz. Die Szenarien WEM und WAM^{vorl} zeigen zumindest im Landnutzungssektor keinen nennenswerten Unterschied.

Abbildung 25:
Darstellung der Szenarien WEM, WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++ (kt CO₂-Äquivalent) für die Kategorie Ackerland.

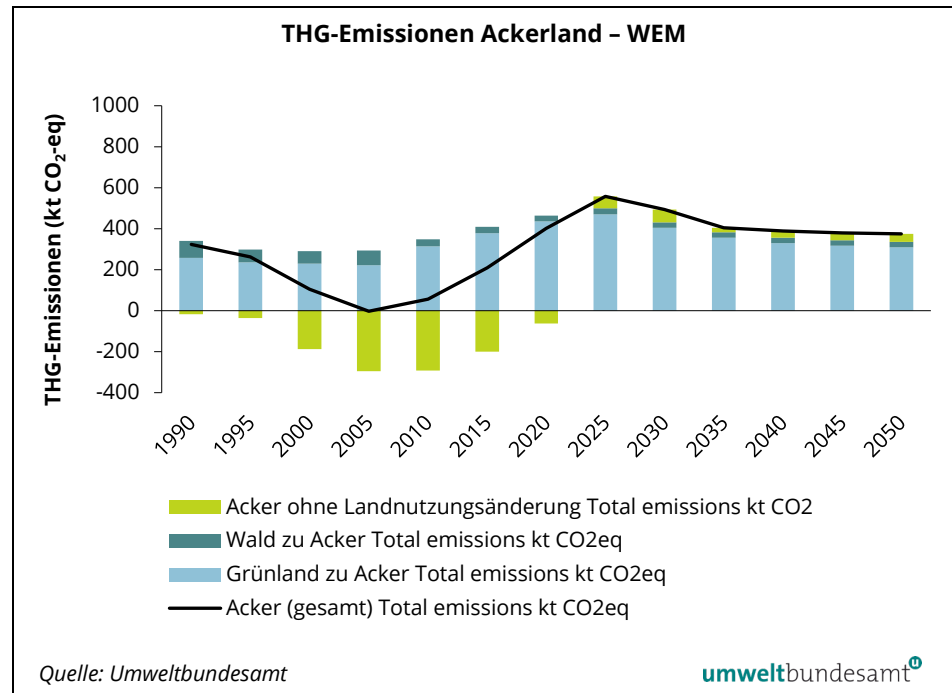


unterschiedliche Einsparungspotenziale

Unterschiede zwischen dem Einsparungspotenzial der vier Szenarien ergeben sich aus der angenommenen Umsetzung der ÖPUL-Maßnahmen „Bio-Ackerfläche“, „Einschränkung ertragsteigernder Betriebsmittel“, „Umwelt- und biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung“ sowie „Mulch- und Direktsaat“. Der Rückgang in den beiden zuletzt genannten Maßnahmen führt auch zu einem Rückgang an Begrünung aufgrund von vermindertem Zwischenfruchtanbau und immergrünen Flächen. Die unterschiedliche Begrünung zwischen den Szenarien ist in weiterer Folge für die unterschiedliche THG-Senkungsfunktion in den Szenarien verantwortlich. Dies erklärt den Unterschied zwischen den Emissionen im WEM-Szenario (375 t CO₂ eq) im Vergleich zum Szenario WAM++ (335 kt CO₂-Äquivalente) im Jahr 2050.

Die Ergebnisse der Szenarien weichen, wie oben beschrieben, wenig voneinander ab. Daher wird der Beitrag der verschiedenen Subkategorien im Folgenden anhand des WEM-Szenarios beschrieben.

Abbildung 26:
Jährliche THG-Emissionen (+) bzw. Senken (-) aus Ackerflächen gesamt (Linie) und aufgeteilt nach Subkategorien (Säulen) in kt CO₂-Äquivalent. Werte bis 2020 entsprechen der OLI 2021, Werte ab 2021 stellen simulierte Werte dar.



Die Hauptquelle für Emissionen im Ackerland stellen weiterhin die Landnutzungswechsel von Grünland zu Ackerflächen – und hierbei die Emissionen aus dem Boden – dar. Die in dem Szenario angenommene Reduktion dieses Landnutzungswechsels führt in der vorliegenden Analyse zu einer Reduktion der Emissionen.

Quellen- und Senkenleistung

Außerdem bedingt der Rückgang an Ackerfläche auch eine insgesamt Reduktion der Emissionen aus dieser Landnutzungsform. Der Trend abnehmender Senkenleistung in den bestehenden Ackerböden wird fortgesetzt und resultiert in einer Quellenwirkung ab dem Jahr 2021, welche dann bis 2050 zurückgeht. Dem liegt der Umstand zugrunde, dass die durch Implementierung der ÖPUL-Maßnahmen im Jahr 1995 geschaffene Reduktion der Emissionen bzw. der Humusaufbau im Ackerboden nach 20 Jahren ein neues Equilibrium erreichen und der Anteil dieser Flächen mit Begrünung – einer wichtigen humusaufbauenden Maßnahme – in allen Szenarien abnimmt, von derzeit etwa 27 % der einjährigen Ackerfläche auf rund 23 % in allen Szenarien in 2050. Würde es gelingen, den Anteil an Begrünungen im einjährigen Ackerland durch Maßnahmen zu erhöhen, so wären über einen Zeitraum von 20 Jahren (bis ein neues Equilibrium im Boden erreicht wird) zusätzliche Senkenwirkungen im Ackerboden durch Humusaufbau zu erzielen, wie sie etwa auch in den 1990er- und 2000er-Jahren im Ackerland erzielt wurden (siehe Abbildung 25 und Abbildung 26). Emissionen aus der Konvertierung von Wald zu Acker bleiben über den Simulationszeitraum annähernd konstant.

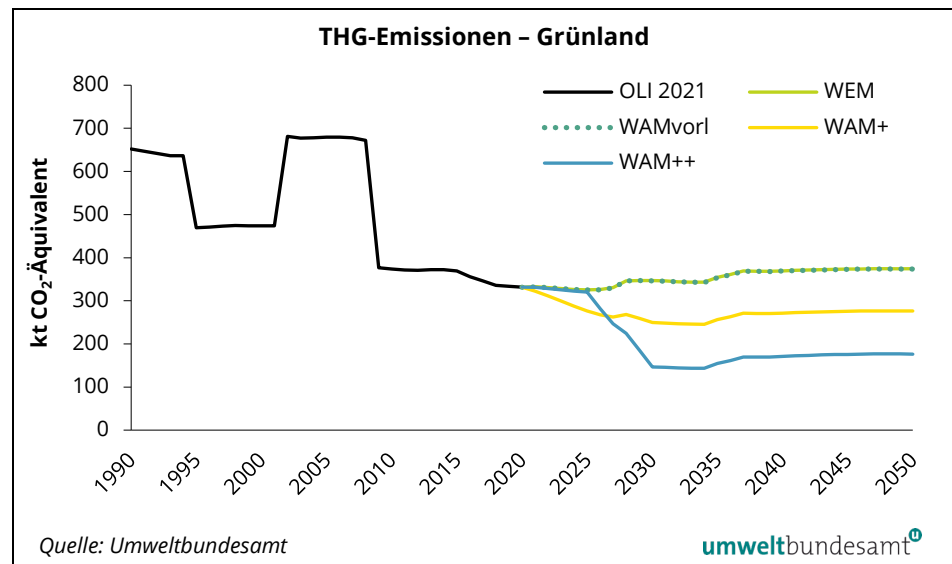
5.5.2.2 Grünland

deutliche Unterschiede in Szenarien

Treibhausgas-Emissionen aus dem Landnutzungssektor Grünland variieren deutlich zwischen den Szenarien mit zusätzlichen Maßnahmen. Die Emissionen

aus WAM und WEM sind sehr ähnlich. In diesen beiden Szenarien kommt es nahezu zu keiner Veränderung bzw. zu einem leichten Anstieg der Emissionen von 332 kt CO₂ eq im Jahr 2020 auf 374 kt CO₂ eq im Jahr 2050. Unter Berücksichtigung zusätzlicher Maßnahmen kann im Jahr 2050 eine Reduktion auf 276 kt CO₂ eq pro Jahr unter WAM+ und 176 kt CO₂ eq pro Jahr unter WAM++ erreicht werden.

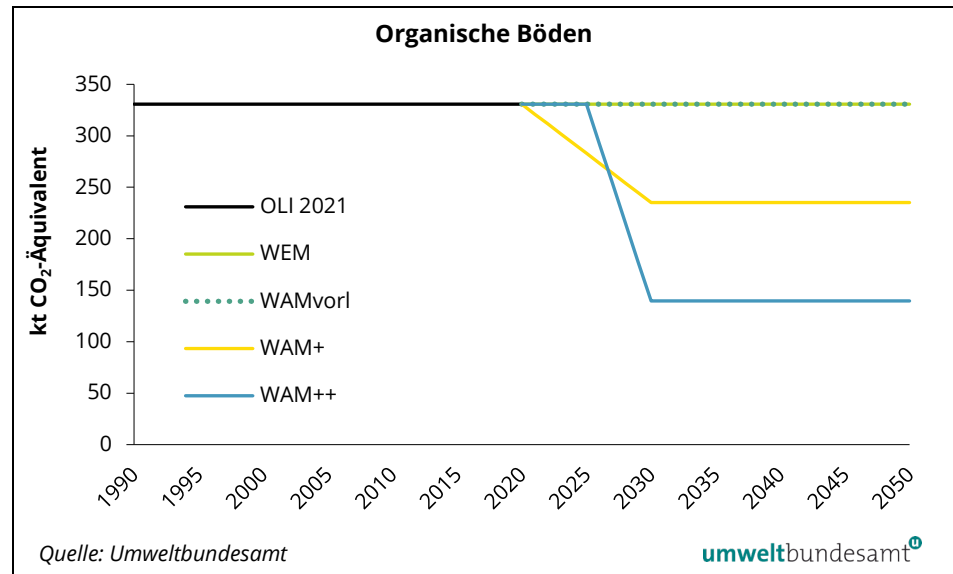
Abbildung 27:
Darstellung der Szenarien WEM, WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++ (kt CO₂-Äquivalent) für die Kategorie Grünland.



Wiedervernässung

Als Hauptgrund für den Rückgang der Emissionen in den Szenarien WAM+ und WAM++ ist das Simulationsergebnis der Wiedervernässung organischer Böden unter Grünland zu nennen (derzeit rund 13.000 ha laut aktueller Treibhausgasinventur). Im Szenario WAM+ kommt es zu einer Halbierung dieser bewirtschafteten Fläche organischer Böden bis 2030. Im noch ambitionierteren Szenario WAM++ findet eine graduelle Reduzierung ab 2025 bis zu einer kompletten Wiedervernässung dieser rund 13.000 ha drainagierten organischen Grünlandböden bis 2030 statt. Trotz des geringen Anteils an der Gesamtgrünlandfläche haben organische Böden einen signifikanten Beitrag an den Emissionen aus dieser Landnutzungsform.

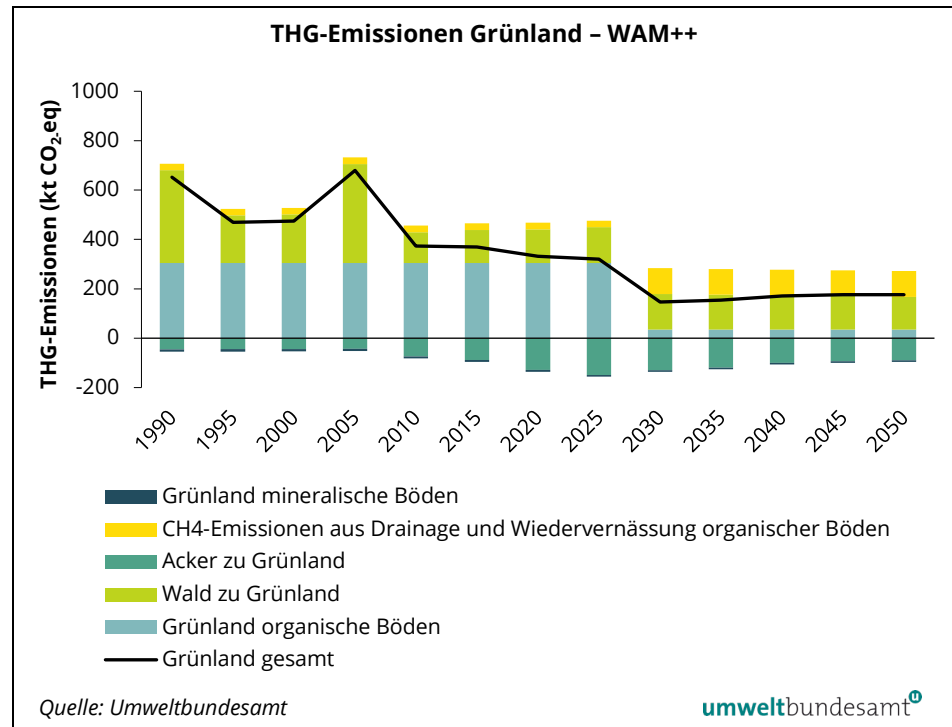
Abbildung 28:
THG-Emissionen aus
drainagierten bzw. wie-
dervernässten organi-
schen Grünlandböden
für die Szenarien WEM,
WAM, WAM+ und
WAM++ (kt CO₂-
Äquivalent).



Quellen- und Senkenleistung

In der detaillierten Betrachtung des WAM++-Szenarios wird der Beitrag der verschiedenen Quellen und Senken im Grünland ersichtlich. Neben der Verringerung von CO₂-Emissionen aus organischen Böden bewirkt eine Wiedervernässung eine Erhöhung der Methan-Emissionen. Diese ist aber geringer als die durch Wiedervernässung vermiedenen CO₂-Emissionen. Mineralische Böden der Grünland-Subkategorie und die Umwandlung von Acker zu Grünland stellen Senken dar. Der Vollständigkeit halber sei hier darauf hingewiesen, dass die ebenfalls anfallenden N₂O-Emissionen in den drainagierten organischen Grünlandböden im Landwirtschaftssektor erfasst sind.

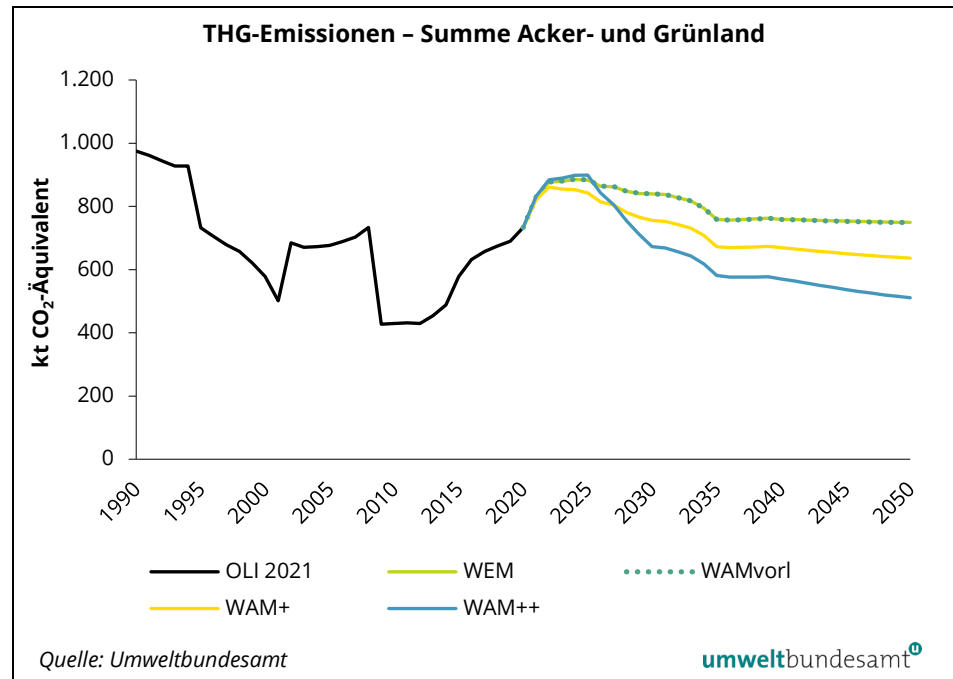
Abbildung 29:
Jährliche THG-Emissionen (+) und Senken (-) aus Grünlandflächen gesamt (Linie) und aufgeteilt nach Subkategorien (Säulen) in kt CO₂-Äquivalent. Werte bis 2020 entsprechen OLI 2021. Werte ab 2021 stellen simulierte Werte dar.



5.5.2.3 Landnutzung – Ackerland und Grünland gesamt

Für die beiden untersuchten Landnutzungssubkategorien Ackerland und Grünland zeigt sich für die ambitionierten Szenarien WAM+ und WAM++ ein Rückgang der Emissionen bis 2050. Die Szenarien WEM und WAM zeigen nach einem Anstieg der Emissionen bis 2024 zwar einen Rückgang bis 2050, emittieren aber am Ende des Beobachtungszeitraumes 2050 um 2 % mehr als im Jahr 2020. Im Verhältnis zu 2020 kommt es in WAM++ im Jahr 2030 zu einem Rückgang von 8 %, in 2040 zu einem Rückgang von 22 % und in 2050 zu einem Rückgang von 30 %. In WAM+ beträgt der Anstieg im Vergleich zu 2020 3 % im Jahr 2030 und der Rückgang 9 % im Jahre 2040 und 13 % im Jahr 2050. In den Szenarien WEM und WAM werden mit einem Plus von 15 % im Jahr 2030, 3 % im Jahr 2040 und 2 % im Jahr 2050 keine signifikanten Treibhausgas-Einsparungen gegenüber 2020 erreicht.

Abbildung 29:
Darstellung der Szenarien WEM, WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++ als Gesamtergebnis der beiden analysierten Landnutzungsarten Grünland und Ackerland (kt CO₂-Äquivalent).



Im Jahr 2030 werden insgesamt aus Acker- und Grünlandflächen in den Szenarien WEM, WAM, WAM+ und WAM++ Emissionen von 840 kt CO₂ eq, 840 kt CO₂ eq, 755 kt CO₂ eq und 673 kt CO₂ eq emittiert.

Im Jahr 2040 werden insgesamt aus Acker- und Grünlandflächen in den Szenarien WEM, WAM, WAM+ und WAM++ Emissionen von 759 kt CO₂ eq, 759 kt CO₂ eq, 669 kt CO₂ eq und 571 kt CO₂ eq emittiert.

Im Jahr 2050 werden insgesamt aus Acker- und Grünlandflächen in den Szenarien WEM, WAM, WAM+ und WAM++ Emissionen von 749 kt CO₂ eq, 749 kt CO₂ eq, 636 kt CO₂ eq und 511 kt CO₂ eq emittiert.

Die detaillierten Angaben zu den Ergebnissen sind dem Anhang IV zu entnehmen (siehe Kapitel 13).

6 MÖGLICHKEITEN ZUR VERBESSERUNG DER THG-INVENTUR

Im Folgenden wird die Identifizierung von Möglichkeiten zur Aufnahme bestimmter Maßnahmen, die zur Treibhausgasreduktion beitragen, in die Luftschadstoffinventur (OLI) überprüft. Es wird dargestellt, welche Maßnahmen derzeit in der OLI noch nicht (ausreichend) abgebildet sind und welche Voraussetzungen notwendig sind, die Maßnahmen aufzunehmen.

6.1 Maßnahmen des GAP-Strategieplans 2023–2027

Es gibt im GAP-SP 2023–2027 neben den Konditionalitäten¹⁵ eine Reihe von Maßnahmen, die das Potenzial zu einer Verringerung von THG-Emissionen und Festlegung von Kohlenstoff im Sektor Landwirtschaft und Landnutzung (Schwerpunkt: Acker und Grünland) haben.

*Tabelle 6:
Interventionen mit
Zielrichtung (Bedarf).*

Vorhabensarten/Interventionen	Ziel (Bedarfe)
31-01 Begrünung – Zwischenfrucht	B13 Kohlenstoffsenken
31-02 Begrünung – Immergrün	B13 Kohlenstoffsenken
31-03 Erosionsschutz	B13 Kohlenstoffsenken
31-04 Tierwohl Weide	B17 klimafreundliche Tierhaltung
47-18 Nachhaltige Logistik	B12 Verringerung THG-Emissionen
70-01 UBB	B13 Kohlenstoffsenken
70-02 BIO	B12 Verringerung THG-Emissionen B13 Kohlenstoffsenken
70-03 EEB	B12 Verringerung THG-Emissionen
70-04 Heuwirtschaft	B13 Kohlenstoffsenken
70-07 Erosionsschutz Acker	B13 Kohlenstoffsenken
70-08 Bodennahe Gülleausbringung	B12 Verringerung THG-Emissionen
70-14 Grundwasserschutz Acker	B12 Verringerung THG-Emissionen
70-15 Humuserhalt und Bodenschutz	B13 Kohlenstoffsenken
70-16 Naturschutz	B13 Kohlenstoffsenken
70-17 Ergebnisorientierung	B13 Kohlenstoffsenken
70-18 Tierwohl Rinder	B17 klimafreundliche Tierhaltung
73-01 Investitionen Landwirtschaft	B12 Verringerung THG-Emissionen

¹⁵ GLÖZ 1: Erhalt von Dauergrünland; GLÖZ 2: Feucht- und Torfflächen; GLÖZ 3: Verbot des Ab Brennens von Stoppelfeldern; GLÖZ 4: Pufferstreifen entlang von Wasserläufen; GLÖZ 9: Dauergrünland in NATURA-2000 Gebieten.

Vorhabensarten/Interventionen	Ziel (Bedarfe)
	B17 klimafreundliche Tierhaltung
V73-12 Erneuerbare Energieträger	B12 Verringerung THG-Emissionen B15 Steigerung erneuerbare Energie B16 Steigerung Energieeffizienz
V73-13 Klima- und Energieprojekte	B12 Verringerung THG-Emissionen B15 Steigerung erneuerbare Energie B16 Steigerung Energieeffizienz

Die oben genannten Maßnahmen zielen einerseits auf die Kohlenstoffspeicherung im Boden (Kohlenstoffsinken) ab, andererseits tragen sie zur Verringerung der THG-Emissionen bei – beispielsweise durch Verzicht auf Mineraldünger (EBB, BIO) oder durch eine klimafreundliche (und tiergerechte) Haltung. Aber auch der Einsatz erneuerbarer Energie und die Steigerung der Energieeffizienz sind im GAP Strategieplan enthalten.

Der Beitrag der Maßnahmen zum Klimaschutz ist unterschiedlich hoch und hängt darüber hinaus auch stark von deren Umsetzungsgrad ab (Anzahl der Landwirt:innen, die die Maßnahmen umsetzen).

In der nachfolgenden Literaturanalyse werden die oben genannten Maßnahmen und deren Reduktionspotenzial für Treibhausgas-Emissionen ausführlich beschrieben (siehe Kapitel 7).

6.2 Noch nicht in der Österreichischen Luftschadstoffinventur enthaltene oder verbesserungswürdige Schätzungen zu Maßnahmen

Nachfolgend werden eine Reihe von Maßnahmen – sowohl aus dem Sektor Landwirtschaft (CRF 3) als auch aus dem Sektor Landnutzung (CRF 4) – genannt, die zu einer Verbesserung der OLI beitragen können. Verschiedene Forschungsprojekte beschäftigen sich aktuell mit der Bewertung des Reduktionspotenzials dieser Maßnahmen bzw. sind für die Zukunft geplant.

6.2.1 Landschaftselemente und Agroforstsysteme

In einem aktuellen Projekt, das 2023 startet, werden die Kohlenstoffvorräte und -änderungen von hölzerner Biomasse in Acker- und Grünlandflächen quantifiziert und in die Emissionsinventur implementiert. Dies betrifft sowohl einzelne Bäume sowie Hecken und Baumgruppen. Dadurch können etwa auch Windschutzstreifen und Landschaftselemente in der Inventur abgebildet werden. Agroforstsysteme sind durch dieses Projekt noch nicht erfasst und müssten, sollte deren Anteil in Österreichs Landwirtschaft signifikante Ausmaße annehmen,

ebenfalls durch eine methodische Treibhausgas-Inventurverbesserung abgedeckt werden.

6.2.2 Organische Böden

Organische Böden stellen auch in Österreich einen signifikanten Pool („key category“) in der nationalen Treibhausgasinventur dar und sind daher mit genaueren IPCC-Methoden und Emissionsfaktoren zu schätzen. In Österreich ist derzeit die Lage der organischen Böden und deren Status und Bewirtschaftung nur unzulänglich bekannt und die aktuellen THG-Schätzungen sind daher mit großen Unsicherheiten behaftet (>200 %). Es wird vermutet, dass die derzeitigen Auswertungen die Fläche an organischen Böden in landwirtschaftlicher Nutzung unterschätzen. Eine Verbesserung dieser Datenlage ist daher erforderlich und wird in einem laufenden Projekt des Umweltbundesamts umgesetzt. Die Ergebnisse dieses Vorhabens können in weiterer Folge als Grundlage für Klimaschutzmaßnahmen, z. B. Renaturierungen der organischen Böden oder schonendere Bewirtschaftungsformen, herangezogen werden.

6.2.3 Grünlandböden

Generell besteht beim Verständnis der Veränderung der Bodenkohlenstoffgehalte und des Beitrags der unterschiedlichen Einflussfaktoren noch großer Wissens- und Forschungsbedarf, ganz besonders auch beim Grünland. Die derzeitigen Schätzungen in der Treibhausgasinventur zu den Humusveränderungen in den mineralischen Grünlandböden aufgrund Änderungen in der Grünlandbewirtschaftung sind mit großen Unsicherheiten behaftet. In einem aktuellen Projekt des Umweltbundesamts, der AGES und der Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein unter Beteiligung der Landwirtschaftskammern Oberösterreichs und Salzburgs werden Daten zum (sich ändernden) Humusgehalt im Grünland unter unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen aus Dauerversuchen der Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein bzw. wiederholten Beprobungen der AGES ausgewertet, um für die Veränderungen des Humusgehalts im Grünland und deren Einflussfaktoren ein besseres Verständnis zu erzielen.

6.2.4 Ackerböden

Auch bei den Ackerböden wird eine laufende Verbesserung der Schätzungen der Veränderungen des Humusgehalts in der Treibhausgasinventur aufgrund neuer Erkenntnisse und verbesserter Datengrundlagen umgesetzt. Dauerversuche der AGES liefern auch hier wichtige Grundlagen zur Schätzung bzw. Verbesserung der Emissionsfaktoren. Als wichtig stellen sich Untersuchungen dar, die der Ableitung von Änderungsfaktoren von organischem Kohlenstoff im Ackerboden und deren zeitlicher Dimension unter österreichischen Bedingungen durch landwirtschaftliche Maßnahmenkombinationen und andere Einflussfaktoren (z. B. Klimawandel) dienlich sind. Generell wäre es wünschenswert, dass

die landwirtschaftlichen Bodenzustandsinventuren der Bundesländer eine methodisch vergleichbare Wiederholung erfahren.

6.2.5 Einsatz stabilisierter Mineraldünger (N₂O)

Gemäß European Court of Auditors (2021) und Lam et al. (2017) liegt im Einsatz von Hemmstoffen ein hohes Potenzial zur Verringerung der N₂O-Emissionen (bis zu 40 %), ohne den Ertrag zu beeinträchtigen. Laut Dr. Reiner Ruser von der Universität Hohenheim (1. Jahrestagung des Experten-Netzwerkes THeKLa 2021¹⁶) lässt sich durch den Einsatz von sogenannten Nitrifikations-Inhibitoren die Freisetzung von Lachgas-Emissionen um bis zu 35 % reduzieren.

Derzeit kann in der OLI nur für stabilisierte Mineraldünger mit geringeren NH₃-Emissionsfaktoren ein Effekt auf die indirekten N₂O-Emissionen dargestellt werden. Für die Abbildung eines etwaigen Effektes auf die direkten N₂O-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden stehen derzeit keine Emissionsfaktoren zur Verfügung. Eine Recherche und gegebenenfalls Implementierung ist im Zuge der nächsten größeren OLI-Aktualisierung (TIHALO III) geplant.

6.2.6 Verbesserte Methoden und Faktoren aus den IPCC 2019 Refinements

Das IPCC 2019 Refinement¹⁷ beinhaltet detailliertere Methoden und Faktoren zu spezifischen Teilbereichen der Inventur (siehe z. B. Kapitel 7.5.4). Für den Bereich der Fütterung und der Ausscheidung wurde die Aktualisierung der OLI bereits im Jahr 2021 durchgeführt. Eine Überarbeitung der Inventur für die anderen Teilbereiche ist im Zuge der Aktualisierung der Inventur mit den Ergebnissen der neuen TIHALO-III-Erhebung geplant.

6.2.7 Gülleseparierung, -verdünnung und -ansäuerung

Die Ergebnisse aus verschiedenen Studien basierend auf Messungen zeigen, dass die Separierung, Verdünnung und Ansäuerung von Wirtschaftsdünger nicht nur zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen führt, sondern auch einen mindernden Effekt auf die treibhausgasrelevanten Emissionen Methan und Lachgas hat (siehe Kapitel 7.4.2.3). Damit diese Maßnahmen treibhausgaswirksam in die OLI implementiert werden können, sind repräsentative Emissionsfaktoren (aus nationaler oder internationaler wissenschaftlicher Literatur) notwendig.

¹⁶ Treibhausgas-Experten tauschen sich zu Klimaschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft aus (idw-online.de) Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe (TFZ) Straubing

¹⁷ <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>

6.2.8 Ammoniak-Maßnahmen in der Tierhaltung

Zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen gibt es zahlreiche Maßnahmen, die sich in weiterer Folge auch auf die indirekten Lachgas-Emissionen auswirken. Viele davon werden bereits praktiziert und sind in der Inventur erfasst.

Folgende potenzielle Maßnahmen zur Tierhaltung wurden identifiziert, zu denen es derzeit keine spezifischen NH_3 -Emissions- und Minderungsfaktoren für die OLI gibt:

- Dachdämmung und Kühlung
- Verringerung der emittierenden Oberfläche in Rinderställen
- Schrägboden und Wannenkonstruktion bei Schweineställen
- Fußbodenheizung bei Masthühnern

Für Maßnahmen mit Praxisrelevanz (als Ergebnis der TIHALO-III-Erhebung) sind valide Faktoren für eine OLI-Implementierung notwendig.

7 LITERATURRECHERCHE – REDUKTIONSPOTENZIALE VON TREIBHAUSGASEMISSIONEN

7.1 Kohlenstoffspeicherung im Boden und Landnutzung

Schwerpunkte Im Folgenden werden anhand von aktueller internationaler und – möglichst umfassend – vor allem nationaler Literatur Reduktionspotenziale für Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft dargestellt. Ein Schwerpunkt der Literaturrecherche wurde auf quantitative Abschätzungen der zu erwartenden Wirkungen gelegt, um unterschiedliche Größenordnungen der Reduktionspotenziale darzulegen. Im Speziellen wird auf die Bereiche Kohlenstoffspeicherung und Landnutzung, Stickstoffeffizienz, Fütterung, Tierhaltung und biologische Landwirtschaft eingegangen.

Die Bereiche weisen inhaltlich zahlreiche Überschneidungen, Synergien und z. T. auch entgegengesetzte Wirkungen auf bzw. bestimmt der Grad der Stärke der Maßnahmen die Wirkung. Beispielsweise werden Ammoniak-Emissionen bei der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern durch Einarbeiten reduziert, eine tiefe Einarbeitung mittels Tiefeninjektion von Flüssigmist mit einhergehenden höheren Maschinengewichten führt jedoch zu vermehrten Lachgas-Emissionen und wird in Österreich daher nicht forciert.

Synergien Synergien können beispielsweise bei der Maßnahme Weidehaltung oder Biologische Landwirtschaft oder dem großen Thema Stickstoffeffizienz mit seinen vielen Facetten und Bereichen der Reduktion von umweltrelevanten, treibhauswirksamen N-Verlusten festgestellt werden. Überschneidungen bei emissionsreduzierenden Maßnahmen wurden durch Kapitelverweise dargestellt.

Natürlich haben die dargestellten Maßnahmen zur Treibhausgasreduktion auch Wirkungen auf andere Umweltbereiche, wie Biodiversität oder Grundwasserschutz, auf diese wurde aber im Rahmen dieser Metaanalyse nicht eingegangen.

Alle dargestellten Maßnahmen wurden bereits publiziert und können in der jeweiligen Literaturreferenz detaillierter nachgelesen werden. Das bestehende Potenzial zur THG-Reduktion wird durch die Vielfalt der dargestellten Maßnahmen ersichtlich. Bei der Umsetzung zur Erreichung der Klimaziele muss auch immer die Möglichkeit der Abbildung der Maßnahmen in der Österreichischen Luftschadstoffinventur (OLI) mitentwickelt werden. Maßnahmen in der landwirtschaftlichen Praxis und Berechnungen der Treibhausgasinventur müssen hier aufeinander abgestimmt entwickelt und umgesetzt werden, um die Klimaziele zu erreichen.

Kohlenstoffbindung Bei der Kohlenstoffbindung im Boden (Kohlenstoff-Sequestrierung) wird Kohlendioxid (CO₂) der Atmosphäre durch den Prozess der Photosynthese entzogen und zum Teil dem Boden zugeführt. Durch einen verstärkten Humusaufbau in

Acker- und Grünlandböden wird der Kohlenstoffgehalt im Boden (SOC, Soil Organic Carbon) erhöht sowie Bodenfruchtbarkeit und Bodenstruktur verbessert. Dieser Prozess kann durch landwirtschaftliche Maßnahmen beschleunigt werden. Das Ziel ist es, die Zufuhr organischen Kohlenstoffs zu erhöhen und den Abbau von Kohlenstoff durch Mineralisierungsprozesse zu verlangsamen bzw. zu reduzieren.

Damit diese Maßnahmen langfristig zur Erhöhung des Humusanteils in den Böden und somit zum Klimaschutz beitragen, müssen Bewirtschaftungsmethoden permanent umgestellt bzw. beibehalten werden. Humusfördernde Maßnahmen umfassen unter anderem Fruchtfolgen mit humusmehrenden und mehrjährigen Kulturen, Ausbringung organischer Dünger (Stallmist, Gülle und Kompost), Begrünung offener Böden, Einarbeitung von Ernterückständen, Agroforstwirtschaft, Maßnahmen zur Förderung der unterirdischen Biomasse (vor allem Wurzelmasse) sowie reduzierte Bodenbearbeitung (Beuttler et al., 2019). Bei der Umsetzung ist auf lokale Verhältnisse bezüglich Klima und Bodenart zu achten, da Faktoren wie Temperatur und Feuchtigkeit Mineralisierungsprozesse im Boden maßgeblich beeinflussen. Auch die Art der Landnutzung beeinflusst das Potenzial zur Kohlenstoffspeicherung der Böden maßgeblich.

7.1.1 Ackerböden

Bodenkohlenstoff Eine erhöhte Kohlenstoffspeicherung in Ackerböden wird primär über die Förderung des Humusaufbaus in der obersten Bodenschicht erreicht. Maßnahmen zum vermehrten Humusaufbau beinhalten organische Düngung mit Wirtschaftsdünger (Stallmist, Gülle) und Kompost, Einarbeiten von Ernteresten, optimierte Fruchtfolge mit einem hohen Anteil an Kulturen mit großer Wurzelmasse (insbesondere Leguminosen), Landnutzungsänderung, Agroforstsysteme, Biochar und reduzierte Bodenbearbeitung (Wiesmeier et al., 2020a). Gleichbleibende Niederschlagsverhältnisse und höhere Temperaturen als Folge des Klimawandels können zu einer erhöhten Umsatzrate des Bodenkohlenstoffs führen. Speziell das Erhöhen des organischen Inputs (Ernterückstände, Begrünungen, Feldfutter) sowie die Reduktion der Bodenbearbeitung tragen zu einer deutlich verbesserten Humusversorgung im Boden bei. Die reduzierte bzw. angepasste Bodenbearbeitung ist eine Möglichkeit, sowohl die Nährstofffreisetzung als auch die Kohlenstofferhaltung bzw. -speicherung zu gewährleisten, und sie ermöglicht gleichzeitig einen energiesparenden und ressourcenschonenden Anbau (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

Entwicklung SOC-Gehalt In den letzten drei Jahrzehnten stieg der durchschnittliche SOC-Gehalt in niederösterreichischen Ackerböden um rund 17,1 % von 12,7 g kg⁻¹ (2,19 % Humus) auf 14,8 g kg⁻¹ (2,55 % Humus) (0,20 t C ha⁻¹ a⁻¹). Diese beträchtliche SOC-Akkumulation spiegelt wahrscheinlich die Änderungen in der Landnutzungsinintensität und -bewirtschaftung wider, wie beispielsweise die Maßnahmen, die im Rahmen des Österreichischen Agrarumweltprogramms (ÖPUL) und der Rechtsvorschriften zum Verbot der Biomasseverbrennung auf Feldern umgesetzt wurden (Wenzel et al., 2022).

Die Entwicklung der Humusgehalte auf Ackerböden in verschiedenen Regionen Österreichs in den vergangenen 15 bis 25 Jahren konnte auch auf Basis von umfangreichen Humusdaten im Rahmen der Evaluierung des ÖPUL (Österreichisches Programm für umweltgerechte Landwirtschaft) untersucht werden. Auch hier wurde in den einzelnen Regionen und Zeiträumen ein positiver Trend der ermittelten Humusgehalte im Boden gezeigt. Demnach sind seit dem Start des ÖPUL die Humusgehalte im Boden um 0,10 bis 0,35 % angestiegen. Als Gründe werden vermehrter Feldfutterbau in den kühleren Regionen (Voralpen, Alpenostrand) und im Kärntner Becken, vermehrte Einarbeitung von Stroh anstelle von Strohverbrennung und der Grundwassereinfluss im nordöstlichen Flach- und Hügelland sowie generell vermehrte Begrünungen und Mulch- und Direktsaat durch das ÖPUL auf den Ackerflächen genannt (AGES, 2022a).

7.1.1.1 Organische Düngung

Das Ausbringen von organischem Dünger, wie Kompost, Stallmist oder Gülle, trägt deutlich zum Humusaufbau und Humuserhalt bei und v. a. Gülle kann zur Bestandesführung eingesetzt werden. Die Wirkung dieser organischen Dünger auf Boden und Ertrag hängt von der Düngerart und -menge, der Qualität der Dünger sowie Zeitpunkt und Art der Ausbringung ab (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

Konzentrationsverschiebungen

Die Zufuhr organischen Materials beeinflusst den SOC-Pool auf mehrfache Weise. Die organische Düngung stimuliert die Nettoprimärproduktion, wodurch atmosphärischer Kohlenstoff durch Photosynthese gebunden wird. Weiters ist organisches Material eine zusätzliche Quelle für den bestehenden SOC-Pool. Ähnlich wie die mineralische Düngung kann die organische Düngung jedoch auch den biologischen Abbau von SOC stimulieren; entscheidend ist es, trotz gesteigerter Umsätze, den SOC-Pool jedenfalls stabil zu halten. Es ist jedenfalls zu beachten, dass die Verwendung externer Kohlenstoffquellen nicht unbedingt zur Abschwächung des Klimawandels beiträgt. Der Einsatz von organischen Düngemitteln führt häufig zu einem Verschiebungsprozess mit hohen organischen Kohlenstoffkonzentrationen an bestimmten Standorten, aber geringeren Konzentrationen an anderen Standorten, denen Kohlenstoff entzogen wird (Wiesmeier et al., 2020b). Insgesamt ist die alternative Nutzung von organischem Material entscheidend und eine zusätzliche Netto-Sequestrierung findet dann statt, wenn organische Düngemittel für ein bestimmtes Feld produziert werden oder wenn der Kohlenstoff des vorhandenen Düngers sonst verloren ginge, beispielsweise durch Verbrennung oder durch Lebensmittelabfälle (Tiefenbacher et al., 2021).

Wirtschaftsdünger (Stallmist und Gülle)

Wirtschaftsdünger (Hofdünger) umfassen die Ausscheidungen von Tieren, die zur Herstellung von Fleisch oder anderen Produkten gezüchtet werden (zum Beispiel Geflügel, Kühe, Schafe, Pferde, Kaninchen) und können auch das Pflanzenmaterial (Stroh) enthalten, das als Einstreu für die Tiere verwendet wird (Rasouli-Sadaghiani und Moradi, 2014). Wirtschaftsdünger kann in flüssiger

(Gülle oder Jauche) oder fester (Festmist) Form vorkommen. Er ist eine wertvolle Ressource im Rahmen von integrierten Nährstoffmanagementstrategien für eine nachhaltige Bodenbewirtschaftung. Wirtschaftsdünger liefert wichtige Pflanzennährstoffe (Stickstoff, Kalium und Phosphor) und kann die Bodenqualität verbessern. Während die teilweise Substitution von Mineraldünger durch organischen Dünger die Ernteerträge steigern kann, kann der vollständige Ersatz nachteilige Auswirkungen auf die Ernteerträge haben (Zhang et al., 2020). Dennoch zeigt eine aktuelle Metaanalyse eine durchschnittliche Steigerung der Ernteerträge um 7,6 % beim Einsatz von Gülle im Vergleich zu Mineraldüngern (Du et al., 2020).

mikrobielle Tätigkeit

Durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern wie Stallmist und Gülle wird organisches Material dem Boden zugeführt. Er verfügt allerdings über hohe Konzentrationen von leicht abbaubarem organischem Material, das rasch von den Bodenmikroorganismen mineralisiert wird. Diese erhöhte mikrobielle Tätigkeit (Priming-Effekt) kann potenziell zu einer Reduktion des Kohlenstoffvorrates im Boden führen (Shahbaz et al., 2018). Neben der Förderung des biologischen Abbaus soll die Ausbringung von Wirtschaftsdünger die Bodenstruktur und das Wasserhaltevermögen in landwirtschaftlich genutzten Böden verbessern (Freibauer et al., 2004).

**Kohlenstoffbindungs-
potenzial**

Die potenzielle Kohlenstoffbindung von Wirtschaftsdüngern liegt je nach Studie bei 160 (Don et al., 2018), 267 (BMLFUW - Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2015), 400 (Freibauer et al., 2004) oder 450 kg C ha⁻¹ a⁻¹ (Minasny et al., 2017) in der obersten Bodenschicht (0–30 cm), wobei dies von den jeweiligen klimatischen Bedingungen, der Art und applizierten Menge des Düngers sowie dem Kohlenstoffgehalt des Bodens und der Bodenart beeinflusst wird. In einer Metaanalyse aktueller globaler Literatur wird das durchschnittliche Kohlenstoffbindungspotenzial von Hofdünger auf 292±132 kg C ha⁻¹ a⁻¹ geschätzt (Tiefenbacher et al., 2021). Das tatsächliche Potenzial ist dabei auch von der Ausbringung (Zeitpunkt, Technik) und der Lagerung (beispielsweise Abdeckung von Güllegruben) von organischen Düngern abhängig (siehe auch Wirtschaftsdüngermanagement bei Lagerung und Ausbringung in Kapitel 7.4.1.2). Allerdings kann die Ausbringung von Wirtschaftsdüngern auch als Kohlenstoff- und Nährstoffumverteilung von Grünland- zu Ackerflächen angesehen werden (Schlesinger und Amundson, 2019).

Kompost

**Emissionsfaktor
Reifungszeit**

Kompost besteht in der Regel aus pflanzlichem Material – zum Beispiel aus Bioabfall oder Klärschlamm – das unter aeroben Bedingungen zersetzt wird (Martínez-Blanco et al., 2013). Die Zusammensetzung beziehungsweise Qualität des endgültigen Komposts variiert je nach Quelle und Dauer der Reifungsphase. Folglich ist die Qualität der Komposte häufig inhomogen und sie können auch toxische Stoffe, wie Schwermetalle oder organische Verunreinigungen, enthalten (Zavattaro et al., 2014). Im Zuge des biologischen Ab- und Umbauprozesses durch Kleinlebewesen und Mikroorganismen wird der Kohlenstoff, der als CO₂ bei der Photosynthese gebunden und in Biomoleküle eingebaut wurde, wieder als CO₂ freigesetzt. Es ist jedoch möglich, die Kohlenstoffverluste während der

Kompostierung zu reduzieren und den biologischen Prozess dahingehend zu optimieren, dass weniger Kohlenstoff als CO₂ an die Atmosphäre verloren geht, und stattdessen in einer stabilen Form zum Großteil im Kompost und in der Folge im Boden verbleibt. Die Stabilisierung ist jedenfalls wichtig, um Kohlenstoff im Boden zu speichern. Ebenfalls von Bedeutung ist, dass die notwendige Belüftung moderat erfolgt. Sehr intensive Belüftung führt rasch zu einem reifen Kompost, fördert allerdings die Mineralisierung der organischen Substanz und daher die Bildung von CO₂. Um stabile Kohlenstoffverbindungen aufzubauen, ist daher vor allem Zeit erforderlich. Für qualitativ hochwertige Komposte im Sinne langfristiger Stabilität sind Prozesszeiten von mindestens sechs bis zwölf Monaten und länger realistisch (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

langfristiger Kreislauf

Durch vielfältige Mischungen der organischen Ausgangsmaterialien kann ein hochwertiges Produkt erzielt werden. Aus den organischen Bestandteilen des reifen Komposts werden durch Mineralisierung langsam die für Pflanzen notwendigen Nährstoffe freigesetzt. Pyrolyseprodukte aus organischen Abfällen können durch ihre besonderen Eigenschaften zur Bodenverbesserung und Kohlenstoffspeicherung beitragen. Qualitätskriterien garantieren, dass keine Schadstoffe im Boden verteilt werden, sondern dass über lange Zeiträume Humusaufbau stattfindet und langfristig die Fruchtbarkeit des Bodens gesichert ist. Nur über einen Prozessschritt wie die Kompostierung oder die Pyrolyse können wertvolle Materialströme aus der Abfallwirtschaft ausgeschleust und betriebssicher in den landwirtschaftlichen Kreislauf eingebracht werden (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

Gut aufbereiteter Kompost weist eine humose Struktur aus stabilen Aggregaten und Ton-Humus-Komplexen auf, die die Bodenstruktur verbessern (Misra, Roy und Hiraoka, 2003). Durch Kompostierung kann die im Betrieb anfallende Biomasse „recycelt“ und wiederverwendet werden, wodurch die Verrottung und THG-Emissionen aus Ernterückständen, Dung, Laub usw. potenziell vermieden werden. Kompost kann aus sehr unterschiedlichen Bestandteilen (Dung, Ernterückstände, Bioabfälle, Küchenabfälle usw.) hergestellt werden und ist unter Landwirt:innen, insbesondere Kleinbäuer:innen, von großer Bedeutung. Weltweit ist die aerobe thermophile Kompostierung die am weitesten verbreitete Methode und aufgrund geringer Methan-Emissionen anderen Methoden vorzuziehen (FAO, 2015).

landwirtschaftliche Bedeutung

Auf landwirtschaftlichen Flächen wird Kompost aufgebracht, um das Pflanzenwachstum, die mikrobielle Tätigkeit, die Erträge und den Kohlenstoffvorrat im Boden zu erhöhen (Martínez-Blanco et al., 2013). Langzeitstudien zeigten, dass die Ausbringung von Kompost den Kohlenstoffvorrat im Boden erhöht (Diacono and Montemurro, 2011; Lehtinen et al., 2017). Die Auswirkung auf die zusätzliche SOC-Sequestrierung im Boden hängt unter anderem von der Menge des aufgetragenen Komposts, der Bodentextur und der ursprünglichen SOC-Konzentration ab. Ärmere Sandböden haben ein hohes Potenzial für die SOC-Sequestrierung, während lehmhaltigere Böden mit bereits höheren SOC-Konzentrationen ein geringeres Potenzial besitzen. Es hängt auch von der SOC-

Konzentration des Komposts und damit von der Zusammensetzung der Inhaltsstoffe ab (FAO und ITPS, 2021). Unter den organischen Düngern weist Kompost das höchste Potenzial zur Kohlenstoff-Sequestrierung auf; es liegt zwischen 730 ± 270 (Minasny et al., 2017) und $1010 \pm 390 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (BMLFUW - Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2015). In einer vergleichenden Langzeitstudie mit vier verschiedenen Komposttypen wiesen die Autoren darauf hin, dass die Kompostausbringung einem regelmäßigen Muster folgen sollte, wenn die SOC-Speicherung verbessert werden soll (Lehtinen et al., 2017). In einer globalen Metaanalyse betrug das durchschnittliche Kohlenstoffbindungspotenzial der Kompostausbringung $714 \pm 404 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tiefenbacher et al., 2021). Dieser Wert variierte mit der Ausbringungsmenge. Bei einer Ausbringungsmenge von 8, 14 und $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ könnten 115, 558 und $1021 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ potenziell gebunden werden (Erhart et al., 2016). Die Verwendung externer Kohlenstoffquellen wie Kompost ist allerdings für den Klimaschutz nicht zwingend in dem Ausmaß relevant, da dadurch SOC vor allem aus landwirtschaftlichen Betriebsabfällen nur räumlich versetzt bzw. lokal angereichert wird (Wiesmeier et al., 2020b).

7.1.1.2 Belassen bzw. Einarbeitung von Ernteresten

Erntereste (Ernterückstände) umfassen im Allgemeinen oberirdische (Stroh, Blätter) und unterirdische (Wurzeln, Wurzelexsudate) Pflanzenbestandteile. Durch das Belassen bzw. die Einarbeitung von Ernteresten kann der Kohlenstoffvorrat im Boden erhöht werden (Lehtinen et al., 2014), wobei die anfallende Menge an Ernteresten deutlich von der landwirtschaftlichen Managementstrategie abhängt. In Systemen, wo das Stroh als Futter, Einstreu oder für die thermische Energieproduktion genutzt wird, verbleiben lediglich Stoppeln am Feld. Diese Praktik vermindert die Menge an Ernteresten am Feld maßgeblich (Soane et al., 2012). Mais und mehrjährige Kulturen weisen höhere Mengen von verfügbaren Ernteresten auf, während bei Hackfrüchten wie Kartoffeln nur ein geringer Anteil an Ernteresten am Feld zurück bleibt (Don et al., 2018).

C:N-Verhältnis Zusätzlich zur Erhöhung des SOC-Vorrates verbessert die Einarbeitung von Ernteresten die Bodenstruktur, verringert die Lagerungsdichte, reduziert die Verdunstung, verringert die Erosion und verbessert die Infiltrationsrate in den Böden (Spiegel et al., 2018, Bronick und Lal, Lehtinen et al., 2014). Das C:N-Verhältnis der Ernterückstände beeinflusst ebenfalls den SOC. Ernterückstände mit einem niedrigeren C:N-Verhältnis (z. B. Sojabohnen) fördern die mikrobielle Zersetzung und verbessern somit die Zersetzung der organischen Bodensubstanz (Chen et al., 2018). Ernterückstände mit einem höheren C:N-Verhältnis (Mais) wurden typischerweise mit einem SOC-Aufbau in Verbindung gebracht (Chen et al., 2018, Hansen et al., 2019). Bei ähnlicher Bewirtschaftung der Ernterückstände steigt der SOC-Vorrat mit steigenden Erträgen (Wiesmeier, Hübner und Kögel-Knabner, 2015). Aufgrund des Einsatzes von Wachstumsregulatoren und der Auswahl von Pflanzenarten mit kurzen Stängeln steigt die Masse der Ernterückstände jedoch möglicherweise nicht proportional zum Ertrag. Eine Studie berichtet jedoch, dass Ernterückstände mit einem niedrigen C:N-Verhältnis die SOC-Vorräte auch erhöhen können (Zhang et al., 2018).

**Einarbeitung von
Ernteresten**

Die potenzielle Kohlenstoff-Sequestrierung durch die Einarbeitung von Ernteresten weist im Mittel eine jährliche Rate von $200 \pm 50 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Minasny et al., 2017, BMLFUW - Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2015, Freibauer et al., 2004) auf. Ähnlich ist die Einschätzung einer globalen Literaturstudie, die mit einem durchschnittlichen Kohlenstoffbindungspotenzial von $168 \pm 67 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der oberen Bodenschicht (0–30 cm) rechnet (Tiefenbacher et al., 2021). In einer Metaanalyse von 39 Veröffentlichungen mit Langzeit-Feldversuchen wurde festgestellt, dass die Einarbeitung von Ernterückständen den SOC-Vorrat um 7 % erhöht (Lehtinen et al., 2014).

Die Veränderung des SOC-Bestandes im Boden nach der Einarbeitung von Ernteresten ist in der Literatur nicht ganz eindeutig. In einer Studie konnte eine signifikante Zunahme des SOC-Gehaltes in nur sechs von 25 Experimenten zur Stroheinarbeitung festgestellt werden (Powlson et al., 2011).

7.1.1.3 Optimierung der Fruchtfolge und Kulturarten

Die Bepflanzung sowie deren Management bestimmen den Ein- und Austrag von organischem Kohlenstoff in Ackerböden. Folglich kann über die Wahl der Feldfrüchte der Kohlenstoffvorrat im Boden beeinflusst werden. Die Fruchtfolge besteht aus dem wiederholten Anbau einer geordneten Abfolge von Kulturen (eventuell auch mit Brache) auf einem Feld, wobei ein Zyklus oft mehrere Jahreszeiten oder Jahre dauert (Francis, 1989). Im Laufe der Jahre hat die wissenschaftliche Forschung gezeigt, dass die Vorteile dieser lange bestehenden Bewirtschaftungsmethode auf folgende Faktoren zurückzuführen sind: verbesserte Ressourcennutzung, erhöhte Stickstoffzufuhr durch Leguminosen (biologische Stickstofffixierung) und die Unterbrechung von Schädlingszyklen (Ryan et al., 2008).

**mehrgliedrige
Fruchtfolge**

Eine mehrgliedrige Fruchtfolge kann sich positiv auf den Kohlenstoffgehalt im Boden auswirken. Dabei ist auf den abwechselnden Anbau von humuszehrenden und humusmehrenden Früchten zu achten. Auch die Bodenbearbeitungsintensität hat auf die Dynamik des Humusgehaltes einen wesentlichen Einfluss. Mit dem Einsatz von Körnerleguminosen wird durch die Knöllchenbakterien der Leguminosen Luftstickstoff in den Boden gebracht, was den Bedarf von Stickstoffdünger reduziert. In Schweden wurde in klee-grasdominierten Fruchtfolgen (drei Jahre Klee-gras, ein Jahr Getreide) im Vergleich zu getreidedominierten Anbausystemen nach 35 Jahren eine Zunahme des SOC-Vorrats von 360 bzw. $590 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Oberboden (0–20 cm) an lehmigen und tonigen Standorten festgestellt. Darüber hinaus wurden bei lehmigen Böden Veränderungen des SOC-Bestands entlang des gesamten Bodenprofils (0–60 cm) festgestellt, während bei tonigen Böden der SOC im Unterboden (>20 cm) unbeeinflusst blieb (Börjesson et al., 2018).

Im Gegensatz zu Einzelanbausystemen (Monokulturen mit Getreide oder Mais) liefern vielfältige Fruchtfolgen mit verschiedenen Hauptkulturen, mehrjährigen Kulturen oder Feldfrüchten mit Deckfrüchten, Untersaaten oder Begleitsaaten deutlich höhere SOC-Vorräte (Poeplau und Don, 2015, Jarecki und Lal, 2003). Auf

landwirtschaftlichen Feldern kann die Diversität der Kulturen auf zeitlicher (Fruchtfolge, Zwischenfrüchte) und räumlicher Ebene (mehrere Pflanzenarten gleichzeitig, Deckfruchtmischung) erhöht werden. Neben den positiven Auswirkungen auf die SOC-Bestände kann eine diverse Fruchtfolge auch die mikrobielle Vielfalt im Boden und die Stabilität der Bodenaggregate erhöhen oder sogar den organischen Kohlenstoff im Unterboden durch tiefwurzelnnde Pflanzen verbessern (Kuzyakov und Domanski, 2000, Finney und Kaye, 2017, Tiemann et al., 2015).

Wurzeltiefe und C-Bindung

Die Kohlenstoffbindung ist weiters von diversen Eigenschaften der Kulturarten abhängig. Mais und Weidelgras (*Lolium perenne*) führten in einer Studie dem Boden am meisten C zu ($1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), während Weizen (*Triticum aestivum*) $0,8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zuführte (Mathew et al., 2020). Tiefwurzelnnde Kulturarten führen C über Wurzelexsudate in tiefere Bodenschichten. Beispiele hierfür sind Luzerne (*Medicago sativa*), Sonnenblumen (*Helianthus annuus*) oder mehrjährige Pflanzen wie Gras, Grasklee und Leguminosen- und Luzerne-Gras-Mischungen (Thorup-Kristensen et al., 2020, Kutschera, 2010). Da Wurzeln bis zu 2,3-mal mehr Kohlenstoff speichern als die oberirdische Biomasse, sind tiefwurzelnnde Pflanzen entscheidend für die SOC-Speicherung (Gherardi und Sala, 2020, Kätterer et al., 2011). Auch hier überwiegt dieser Effekt im Oberboden und nimmt mit zunehmender Bodentiefe ab (Kaiser und Kalbitz, 2012). In Schweden beispielsweise erhöhte sich der SOC-Gehalt durch die Einbindung von Klee in die Fruchtfolge in 20 Jahren um 8 % (Poeplau et al., 2015). Im Durchschnitt kann der Anbau von tiefwurzelnnden Pflanzen $374 \pm 117 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sequestrieren (Tiefenbacher et al., 2021). Die Flächen sollten prinzipiell nie brach liegen und brauchen, so wie im natürlichen System auch vorgesehen, ganzjährig lebende Pflanzen. Vor allem der Winterbegrünung kommt hierbei eine besondere Bedeutung zu.

Etagenwuchs

Eine weitere Möglichkeit ist die Flächenleistung durch Etagenwuchs zu erhöhen, also durch Mischkulturen, Untersaaten und möglichst vielfältige Begrünungen. Es geht dabei nicht nur um die Leistungen der einzelnen Pflanzen, sondern um Pflanzenkombinationen und deren Synergien. Verschiedene Pflanzen sondern unterschiedliche Wurzelausscheidungen ab und fördern dadurch ein unterschiedliches Spektrum an Mikroorganismen. Je vielfältiger das Mikrobiom des Bodens, desto stabiler ist das System und desto weniger haben Krankheitserreger eine Chance, sich ungehindert vermehren zu können. Humusaufbau benötigt eine aktive nachhaltige Bewirtschaftung. Je besser das Pflanzenwachstum, desto mehr CO_2 wird gebunden (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022). Durchschnittlich können durch die Implementierung einer angepassten Fruchtfolge $216 \pm 117 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in Ackerböden gespeichert werden (Bolinder et al., 2012, Poeplau und Don, 2015, Minasny et al., 2017, West und Post, 2002, Tidåker et al., 2014).

7.1.1.4 Zwischenfrüchte und Gründüngung

Formen von Zwischenfruchtanbau

Unter Zwischenfruchtanbau versteht man den Anbau mehrerer Pflanzenarten auf einem Stück Land mit biologisch bedeutsamer Interaktion zwischen den einzelnen Pflanzen (Brooker et al., 2015). Zwischenfruchtanbau kann in Form von

Reihenbau, Streifenbau und Mischbau vorkommen. Reihenzwischenfruchtanbau bedeutet entweder, dass die Pflanzenarten abwechselnd in Reihen angebaut werden, oder seltener, dass die Arten innerhalb einer Reihe vollständig gemischt innerhalb einer Gesamtreihenordnung angebaut werden. Streifenbau bedeutet, dass die Arten in Streifen angeordnet sind, die mehrere Pflanzenreihen umfassen. Beim gemischten Anbau gibt es hingegen keine eindeutige Reihenordnung. Zwischenfrüchte werden nach der Ernte der Hauptkultur (z. B. Getreide) oder mit den Hauptkulturen ausgesät. Dadurch entsteht eine dauerhafte Pflanzendecke auf den Ackerflächen und eine zusätzliche Periode der Kohlenstoffassimilation (Chahal et al., 2020). Globale Metaanalysen zeigen, dass der Zwischenfruchtanbau die Ernteerträge erhöht (Li et al., 2020, Martin-Guay et al., 2018, Yu et al., 2015) und er erbringt darüber hinaus verschiedene Ökosystemleistungen, wie Schädlings-, Krankheits- und Unkrautbekämpfung. Weiters hat er positive Auswirkungen auf die Effizienz der Nährstoffnutzung und die Bodenqualität (Cong et al., 2015, Xu et al., 2020, Li et al., 2020).

Nutzen für Anbausystem

Zwischenfrüchte oder Untersaaten können vielfältigen Nutzen für das Anbausystem haben. Mit Leguminosen als Zwischenfrüchten wird Luftstickstoff gebunden, Nährstoffe werden in der Pflanzenmasse gespeichert und für nachfolgende Kulturen bereitgestellt, Beikräuter werden unterdrückt und die Bodenstruktur wird verbessert. Außerdem können Begrünungen einen Beitrag zum Erosionsschutz und zur Humusversorgung der Böden liefern. Der gezielte Einsatz von Begrünungen kann daher auch Lösungsansätze für die Herausforderungen der reduzierten Bodenbearbeitung bieten. Reduzierte Bodenbearbeitung lieferte beim biologischen Anbau von Winterweizen und Körnermais in Verbindung mit dem Zwischenfruchtanbau (Gelbsenf bzw. Sommerwicke vor Weizen, Winterwicke und ein Gemenge aus Winterwicke, Buchweizen, Phacelia und Leindotter vor Mais) bei Feldversuchen in der Schweiz aufgrund verbesserter Unkrautunterdrückung und erhöhtem Stickstoffangebot durch die Zwischenfrüchte ähnlich hohe Erträge wie eine Kontrollvariante mit Pflugeinsatz (Wittwer et al., 2013) (siehe auch Kapitel 7.3). Es ist essenziell für das eigene Anbausystem und den eigenen Standort die geeignete Gründüngung zu finden, damit die folgenden Hauptfrüchte von den Zwischenfrüchten profitieren können. Die Auswahl geeigneter Arten und Sorten sowie Anbauermine spielt im Hinblick auf die Nährstoff-Mineralisierung, den Beikrautdruck, die Humusanreicherung und den Ertrag der Folgekultur für den jeweiligen Standort und Boden eine wichtige Rolle. Wichtig sind auch die Verwendung einer geeigneten Technik und der optimale Zeitpunkt bzw. die optimale Methode für die Einarbeitung der Begrünungen (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

Zwischenfrüchte

Zumeist werden verschiedene Gras- und Kleearten, aber auch Roggen und verschiedene Kreuzblütler als Zwischenfrüchte angebaut. Zwischenfrüchte werden entweder als Futter für Wiederkäuer verwendet oder dienen als bodenverbessernde Maßnahme (Gründüngung). Wenn die Zwischenfrüchte am Feld verbleiben, wird über das zusätzliche Pflanzenmaterial der SOC im Boden erhöht. Folglich kann in Marktfruchtbetrieben durch den Anbau von Zwischenfrüchten eine positive Humusbilanz erzielt werden. Zwischenfrüchte bzw. Gründüngung soll-

ten insbesondere vor Hackfrüchten angebaut werden, da diese stark humuszehrend wirken. Winterharte Zwischenfrüchte sind von Vorteil, da diese länger am Feld stehen und tiefere Wurzeln ausbilden. Der Ackerboden ist damit länger bedeckt (weniger Erosion) und besser durchwurzelt (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

innovative Projekte

Im Oberboden (0–15 cm) kann über eine Gründüngung mit Luzerne $180 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sequestriert werden (Blanco-Canqui et al., 2015). In Österreich finden aktuell im Rahmen eines EIP (European Innovation Partnership)-Projektes Versuche mit Transfermulchverfahren statt. Dabei wird Luzerne-Mulch zu den Kulturen Mais und Soja gegeben, um die Evapotranspiration zu reduzieren (Gollner und Surböck, 2020). Ebenfalls kann Kohlenstoff über Klee gras in Ackerböden sequestriert werden, nach dem ersten Jahr wurden $30 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Oberboden (0–30 cm) gespeichert (Minasny et al., 2017). Nach zweijährigem Zwischenfruchtanbau mit Klee gras konnten bereits $168 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sequestriert werden, wobei das Klee gras als Rohstoff für die Biogaserzeugung und der Gär rückstand als organischer Dünger für die Getreidekulturen verwendet wurden (Tidåker et al., 2014), und nach fünf Jahren konnten $360 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gespeichert werden (Bolinder et al., 2012).

Das generelle Kohlenstoffbindungspotenzial eines jährlichen Anbaus von Zwischenfrüchten beträgt in landwirtschaftlichen Oberböden (0–30 cm) im Durchschnitt $403 \pm 142 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tiefenbacher et al., 2021). In Dänemark wurden die SOC-Vorräte des Oberbodens (0–25 cm) mit Zwischenfrüchten um $210 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und mit Gründüngung um $400 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erhöht (Hu, Sørensen und Olesen, 2018). Eine Metaanalyse von 131 Studien ergab eine durchschnittliche Kohlenstoffbindung von $560 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Jian et al., 2020). Außerdem führte der Deckfruchtanbau unter Dauerkulturen (Weinberge oder Obstgärten) zu einer Kohlenstoffbindung von $550 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Bleuler et al., 2017).

7.1.1.5 Reduzierte Bodenbearbeitung und Direktsaat

Bodenbearbeitung kann zur Destabilisierung der Bodenaggregate und erhöhter Erosion führen und steigert die Mineralisierung der organischen Substanz im Boden. Folglich haben eine reduzierte Bodenbearbeitung oder Direktsaat eine positive Wirkung auf den Kohlenstoffgehalt im Boden (Chenu et al., 2019). Reduzierte Bodenbearbeitung ist eine Bodenbearbeitungsmethode, bei der die Gesamtzahl der Bodenbearbeitungsvorgänge zur Vorbereitung der Saat (bei krautigen Kulturen) oder zur Bodenbelüftung und -verdichtung (bei mehrjährigen Kulturen) im Vergleich zur konventionellen Bodenbearbeitung reduziert ist. Diese Praxis wird auch als minimale Bodenbearbeitung bezeichnet (FAO und ITPS, 2021).

Konventionelle Bodenbearbeitung wie Pflügen zerstört mechanisch die Bodenaggregate an der Bodenoberfläche, wodurch ehemals geschützte organische Bodensubstanz mikrobieller Zersetzung ausgesetzt wird (Dignac et al., 2017). Außerdem werden Bodenerosionsprozesse gefördert, wodurch der SOC-Bestand verringert wird (Clercq et al., 2015, Six, Elliott und Paustian, 2000). Fel-

der, die mit keiner oder mit reduzierter Bodenbearbeitung bewirtschaftet wurden, wiesen höhere SOC-Gehalte im Oberboden (0–10 cm) auf als bei konventioneller Bodenbearbeitung, z. B. durch Pflügen mit Streichblechen (Francaviglia et al., 2019, Beniston et al., 2015, Mazzoncini et al., 2016). Mit zunehmender Bodentiefe (>10 cm) konnte jedoch kein Einfluss der Bodenbearbeitungsmethoden auf die SOC-Speicherung gefunden werden (Mazzoncini et al., 2016). Die durch die Bodenbearbeitung verursachten SOC-Verluste werden mit der Bodenerosion in Verbindung gebracht (Beniston et al., 2015). In einer Studie auf mediterranen Böden zeigte sich, dass Direktsaatverfahren den SOC-Vorrat (5–40 cm) im Vergleich zu minimalen Bodenbearbeitungsmethoden um 7 % erhöhen (Francaviglia et al., 2019).

C-Bindungspotenzial von Profiltiefe abhängig

Insgesamt werden einerseits die Auswirkungen von reduzierter und pflugloser Bodenbearbeitung auf die Kohlenstoffspeicherung als eher minimal und relativ unbedeutend bezeichnet, wenn das gesamte Bodenprofil (0–60 cm) betrachtet wird (Spiegel, 2012, Minasny et al., 2017, Powlson et al., 2014, Luo, Wang und Sun, 2010, Haddaway et al., 2017). Auf der anderen Seite aber werden in der Literatur Werte für das Kohlenstoffbindungspotenzial durch Direktsaatverfahren von $343 \pm 167 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ angegeben (Minasny et al., 2017, Freibauer et al., 2004, West und Post, 2002, Mazzoncini et al., 2016, Haddaway et al., 2017, Val-kama et al., 2020). Werte aus der Literatur für das Kohlenstoffbindungspotenzial durch reduzierte Bodenbearbeitungsmethoden betragen $324 \pm 138 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der oberen Bodenschicht (0–30 cm) (Minasny et al., 2017, Freibauer et al., 2004, Baumgarten et al., 2014).

Ergebnisse von insgesamt 311 Langzeitversuchen ergaben bei der Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Direktsaat ein Kohlenstoffbindungspotenzial von $460 \pm 380 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in der oberen Bodenschicht von 0–15 cm (Haddaway et al., 2018a). Insgesamt stieg das Kohlenstoffbindungspotenzial in den ersten zehn Jahren rasch an ($+0,75 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), während nach 15–20 Jahren ein neues Gleichgewicht erreicht wurde (Mazzoncini et al., 2016, West und Post, 2002).

Ursachen für SOC- Bestandsunterschiede

Die direkte Auswirkung der mechanischen Bearbeitung auf die Mineralisierung organischer Substanz im Boden ist fraglich (Chenu et al., 2019). Vermutlich ist aber nur ein Teil der SOC-Bestandsunterschiede durch die Umstellung von konventioneller Bodenbearbeitung auf Direktsaat zu erklären (Virto et al., 2012). Die Veränderungen sind wahrscheinlich eher auf die gleichzeitig veränderten Kohlenstoffeinträge, wie z. B. eine kontinuierliche Vegetationsdecke und lebende Wurzeln, zurückzuführen als auf die geringere Störung der Bodenaggregate nach der Anwendung der Direktsaat selbst (Virto et al., Williams, Colombi und Keller, 2020). Mehrere Studien brachten den Verzicht auf Bodenbearbeitung auch mit Veränderungen bei den verwendeten Kulturen in Zusammenhang. So ist zum Beispiel die Einbeziehung von temporärem Grünland mit Klee in die Fruchtfolge eine typische Praxis bei der Anwendung von Direktsaatverfahren (Williams, Colombi und Keller, 2020). Trotz ihrer positiven Auswirkungen auf den SOC-Gehalt und die mikrobielle Aktivität im Boden sind Direktsaatverfahren nicht sehr populär (Govaerts et al., 2009). Verfahren der konservierenden Land-

wirtschaft, wie keine oder minimale Bodenbearbeitung, Deckfruchtanbau (permanente Bodenbedeckung) und vielfältige Fruchtfolgen, werden weltweit nur auf 12,5 % der gesamten landwirtschaftlichen Anbaufläche angewandt (Kassam, Friedrich und Derpsch, 2019).

In einer nationalen Studie wurde das THG-Reduktionspotenzial der Maßnahme „pflugloser Ackerbau“ für Österreich abgeschätzt (Umweltbundesamt, 2015a). Ausgehend von einer Ackerfläche von rund 1,192 Mio. ha als potenzielle Umstellungsfläche auf ganzjährige oder dauerhafte pfluglose Bodenbearbeitung (ausgenommen Kartoffelbau u. a. Kulturen, die mit der Umstellung auf eine pfluglose Bodenwirtschaft schwer vereinbar sind) wird eine mögliche Treibhausgasreduktion von 296.000 t CO₂ als Bodenkohlenstoffsенke (entspricht 3,9 % der Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft) errechnet. Weiters könnte mit dem pfluglosen Ackerbau insgesamt eine N-Effizienzsteigerung erreicht werden. Durch die höhere Anforderung an die Ausbringungstechnik für Wirtschafts- und die Mineraldünger auf pfluglos bewirtschaftetem Ackerland (bodennahe Gülleausbringung bzw. flache Einbringung in den Boden) kann die Effektivität des Wirtschaftsdüngers deutlich erhöht werden. Wenn dies in der Düngerplanung berücksichtigt wird, kann eine Reduktion von Mineraldünger abgeleitet werden (vgl. auch Bedarfsgerechte (mineralische) Düngung mit Stickstoff in Kapitel 7.4.2.1).

7.1.1.6 Biokohle

Eine weitere Möglichkeit zur Erhöhung des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden besteht in der Einmischung besonders kohlenstoffreicher Bodenhilfsstoffe. Das dafür geeignetste Material ist qualitätsgesicherte Biokohle. Biokohle wird durch Pyrolyse gewonnen, also durch den thermischen Abbau von organischem Material unter Ausschluss von Sauerstoff. Wird sie in den Boden eingebracht, kann sie den Kohlenstoffgehalt des Bodens erhöhen sowie die Bodenfruchtbarkeit und andere Ökosystemeigenschaften verbessern. Die wichtigste Eigenschaft von Biokohle in Hinblick auf den Klimaschutz ist ihre Stabilität im Boden (Fuss et al., 2018).

Die notwendige thermochemische Umwandlung von Biomasse erfolgt in anlagentechnisch hoch entwickelten Pyrolyse-Reaktoren, welche den chemisch analog ablaufenden Prozess der traditionellen Holzkohleherstellung auf weniger als eine Stunde verkürzen. Die dabei produzierte Biokohle zeichnet sich durch Gehalte von 50–90 % an organischem, gegen Abbau sehr widerstandsfähigem Kohlenstoff aus. Die für die Produktion erlaubten Ausgangsmaterialien pflanzlichen Ursprungs sind in ÖNORM S 2211 geregelt und bestehen aus Reststoffen, für welche keine andere sinnvolle stoffliche Verwertung in Frage kommt. Pyrolytisch hergestellte Biokohle aus pflanzlichen Ausgangsstoffen wird auch als Pflanzenkohle bezeichnet (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

Vor- und Nachteile für Landwirtschaft

Je nach Ausbringungsrate auf landwirtschaftliche Böden erhöht Biokohle die Größe des organischen Bodenkohlenstoff-Pools. Obwohl strukturell sehr verschieden von Humusformen, welche durch biologischen Abbau von pflanzlichen

und tierischen Reststoffen entstanden sind, fördert Biokohle jene Bodeneigenschaften, welche für das Pflanzenwachstum auf einem humusreichen Boden nützlich sind: erhöhte Wasserspeicherfähigkeit, Verringerung der Nährstoffverluste, Reduktion der Verdichtungsgefahr, Verbesserung der Lebensbedingungen für Bodenmikroorganismen. Allerdings müssen auch mögliche Nachteile von einseitigen, zu hohen Biokohlegaben berücksichtigt werden, wie z. B. Nährstoff-Festlegung und die Verschiebung des C:N-Verhältnisses. Biokohle wird daher üblicherweise gemeinsam mit Kompost oder als Zuschlagsstoff zu Bodenverbesserungsmitteln angewendet, um diese Risiken zu vermindern. Weiters ist darauf zu achten, dass nur Biokohle, welche die ÖNORM S 2211 erfüllt bzw. nach European Biochar Certificate (EBC) zertifiziert ist, in landwirtschaftlichen Böden zum Einsatz kommt. Dies garantiert die Einhaltung der Grenzwerte für eventuelle Schadstoffe, welche ansonsten mit der Biokohle in den Boden gelangen könnten. Optimalerweise wird eine Biokohle eingesetzt, die auf die aktuelle Standortsituation des Bodens Rücksicht nimmt und mit ihren Eigenschaften darauf abgestimmt ist, spezifische Standortprobleme am Ausbringungsort zu verbessern (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

langfristige Effekte

Die poröse, feinkörnige und kohlenstoffreiche Biokohle ist meist rekalkitranz (Lehmann, 2007). Die langfristige Bindung von Kohlenstoff als Biokohle im Boden ist über Jahrzehnte bis Jahrhunderte gesichert. Die lange Verweilzeit von Biokohle hängt mit ihrer kondensierten aromatischen Natur zusammen (Ameeloot et al., 2013). In Anbetracht ihrer hohen strukturellen Stabilität (Rekalzitranz) bietet Biokohle eine lang anhaltende Senke für Kohlenstoff in Böden. Der Kohlenstoff, der sich in diesem Zeitraum im Boden statt in der Atmosphäre befindet, kann nicht zur globalen Klimaveränderung beitragen. Der Einsatz von Biokohle wird daher vom Zwischenstaatlichen Ausschuss für Klimaänderungen (IPCC) als eine der Technologien zur langfristigen Entfernung von CO₂ aus der Atmosphäre gelistet. Nur ein kleiner Teil der Biokohle ist labil und ihre Anwendung im Boden kann ein „Priming“ auslösen, indem die mikrobielle Zersetzung der organischen Bodensubstanz über einen kurzen Zeitraum gefördert wird (Kuzakov, 2010). Neben solchen kurzfristigen Effekten verbessert der Einsatz von Biokohle Berichten zufolge die SOC-Bestände in landwirtschaftlichen Feldern (Liu et al., 2016, Maestrini, Nannipieri und Abiven, 2015) durch erhöhte Primärproduktion (Lorenz und Lal, 2014), erhöhte rekalkitrierende Fraktionen des SOC (Mao et al., 2012, Solomon et al., 2012) und vergrößerte SOC-Pools im Unterboden (Lorenz und Lal, 2014, Rumpel und Kögel-Knabner, 2011). Er kann auch die Aggregatstabilität verbessern, die Wasserrückhaltung im Boden erhöhen, die Bodenerosion verringern und die Aktivität von Bodenbiota erhöhen (Liang et al., 2014, Palansooriya et al., 2019, Schmidt et al., 2014). In einer Metastudie wird das durchschnittliche Kohlenstoffbindungspotenzial des Einsatzes von Biokohle auf $1600 \pm 5140 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ geschätzt (Tiefenbacher et al., 2021). Angesichts der begrenzten Verfügbarkeit von Biomasse, die für die Herstellung von Biokohle realistisch zur Verfügung steht, schätzt eine weitere Studie das nachhaltige globale NET-Potenzial (negative emissions technologies) bis 2050 auf 0,3–2 Gt CO₂ a⁻¹ (Fuss et al.).

7.1.2 Grünlandböden

Herausforderungen

Grünland (Weide, Silage und Heu) dominiert global große landwirtschaftliche Flächen und kann durch die Bindung von atmosphärischem Kohlendioxid (CO₂) zur Abschwächung des Klimawandels beitragen (Allard et al., 2007). Die Ermittlung einer optimalen Grünlandbewirtschaftung, die sowohl eine rentable Tierproduktion als auch die Bereitstellung von Ökosystemleistungen, wie die Bindung von Kohlenstoff, kombiniert, ist immer noch eine große Herausforderung. Die SOC-Bestände sind empfindlich gegenüber Bewirtschaftung, Wiedereinsaat, Entwässerungsbedingungen, Grasarten und Landnutzungsänderungen. Verbessertes Weidemanagement, anorganische und organische Düngung von Weiden und Silage, Aussaat von Leguminosen und verbesserten Grasarten, Bewässerung und die Umwandlung von Ackerland in Grünland können zu einem Anstieg des SOC führen mit Raten zwischen 100 und mehr als 1000 kg C ha⁻¹ a⁻¹ (Conant et al., 2017, Khalil, Fornara und Osborne, 2020).

SOC-Bestands-entwicklung

Während der letzten drei Jahrzehnte stiegen die Mediane des SOC-Bestandes in niederösterreichischen Grünlandoberböden (0–20 cm) um 29,7 % von 39,4 auf 51,1 g kg⁻¹ (von 6,79 % auf 8,80 % Humus), was einer jährlichen Akkumulationsrate von 0,87 t C ha⁻¹ entspricht. Diese beträchtliche SOC-Akkumulation steht trotz der großen anfänglichen Kohlenstofflücke nicht in Zusammenhang mit dem Kohlenstoffsättigungsdefizit. Die Autor:innen sehen auch keinen offensichtlichen Zusammenhang zwischen der beobachteten SOC-Akkumulation in Grünlandböden und Änderungen der Bewirtschaftung während des Überwachungszeitraums (Wenzel et al., 2022).

Die Humusgehalte im Grünland können durch unterschiedliche Bewirtschaftung und kulturtechnische Maßnahmen nur langfristig innerhalb verhältnismäßig enger Grenzen verändert werden (Henderson, Ellert und Naeth, 2004, Smith, 2004, Böhner, Foldal und Jandl, 2016). In langjährig gleich bewirtschafteten Grünlandböden stellt sich allmählich ein Gleichgewicht zwischen Humusaufbau und Humusabbau auf einem standort- und bewirtschaftungsspezifischen Niveau ein (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

Die wichtigsten Maßnahmen für den Erhalt oder die Erhöhung des Kohlenstoffvorrates in landwirtschaftlich genutzten Böden sind u. a. eine standortangepasste Grünlandbewirtschaftung, der Erhalt von Dauergrünland sowie der Erhalt oder die Wiederherstellung intakter (hydrologisch weitgehend ungestörter) Moore (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft).

7.1.2.1 Dauergrünland

Herausforderungen

Dauergrünland erbringt vielfältige Leistungen und trägt zur Eindämmung des Klimawandels bei. Die Umwandlung von Dauergrünland in Ackerland erhöht die CO₂- und N₂O-Emissionen aufgrund von Störungen des Bodens durch Pflügen und die damit verbundene Beschleunigung von Zersetzungsprozessen sowie der Änderungen von N- und C-Verfügbarkeit, der Bodenbelüftung und des pH-

Werts (Vellinga, van den Pol-van Dasselaar und Kuikman, 2004, van Kessel et al., 2013). Die Umwandlung von Dauergrünland in Wechselgrünland oder Ackerland bewirkt einen Humusschwund und ist folglich aus Klimaschutzgründen kritisch zu sehen.

Da Dauergrünland aufgrund von höheren unterirdischen C-Einträgen und einer ganzjährigen Pflanzendecke einen höheren SOC im Vergleich zu Ackerflächen aufweist, können Bewirtschaftung und damit zusammenhängende Boden- und Umweltfaktoren schneller zu Verlusten als zu Zuwächsen im SOC führen. Bemühungen zum Schutz und zur Erhaltung dieser Grünlandflächen sollten demnach von hoher Priorität sein (Smith, 2014). Im Fall von temporärem Grünland führt die regelmäßige Bodenbearbeitung für die Neueinsaat zu großen Verlusten an SOC – zwischen 20 % und 60 % des in den Oberflächenböden gespeicherten Kohlenstoffs (Franzluebbers, Sawchik und Taboada, 2014). Daher sollte die Erhaltung von Dauergrünland ein globales Ziel sein, um die C-Speicher im Boden zu schützen und mehr C in Böden mit hohem Potenzial für die C-Sequestrierung zu akkumulieren (Minasny et al., 2017).

**Quellen- und
Senkenfunktion**

In allen Boden-Klimazonen können Dauergrünlandböden entweder als Senken oder als Quellen für atmosphärisches CO₂ wirken (Minasny et al., 2017). Das Kohlenstoffbindungspotenzial hängt weitgehend von den Grünlandtypen, Böden und Umweltfaktoren, Bewirtschaftungsmethoden (z. B. Mahd und Beweidung) und -intensität ab. Basierend auf einer globalen Metaanalyse von 83 Studien über extensive Beweidung, die 164 Standorte in verschiedenen Ländern und Klimazonen umfasst, fungieren bewirtschaftete Grünlandökosysteme als potenzielle Senken für C und speichern durchschnittlich $230 \pm 50 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in den obersten 30 cm (Abdalla et al., 2018). Im Gegensatz zu temporären Lösungen haben dauerhafte Vegetationsdecken das Potenzial, Kohlenstoff über einen längeren Zeitraum und in tieferen Bodenschichten zu binden. Nach der Pflug- und Aussaatphase einer temporären Wiese findet die C-Akkumulation im Boden primär in der oberen Bodenschicht statt (0–10 bis 0–30 cm) und breitet sich dann allmählich in tiefere Horizonte aus (Franzluebbers, Sawchik und Taboada, 2014).

**Bewirtschaftungs-
intensität**

Prinzipiell ist der Humusgehalt in Grünlandböden immer dort höher, wo mehr Pflanzenstreu (ober- und unterirdische pflanzliche Biomasse, Wurzelexsudate) anfällt. Die Menge an Pflanzenstreu ist von der Zusammensetzung des Pflanzenbestandes und der Intensität der Nutzung abhängig (Klapp, 1971, Böhner und Herndl, 2011). Insbesondere Gräserwurzeln tragen wesentlich zur Humusbildung bei. Tiefwurzelnde Grünlandpflanzen können den Boden bis zu einer Tiefe von über 100 cm entscheidend mit Kohlenstoff anreichern (Fisher et al. 1994). Eine Nutzungsintensivierung kann zu einer Abnahme des Humusgehaltes im Grünlandboden (insbesondere im Unterboden) infolge geringerer unterirdischer Bestandesabfälle führen. Die Kohlenstoffspeicherung im Grünlandboden ist bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität (zwei bis vier Nutzungen pro Jahr, regelmäßige Düngung mit Mist oder Kompost) am höchsten (Böhner, Foldal und Jandl, 2016). In einem aktuellen Projekt „Grünlandböden in Österreich – Einfluss der Bewirtschaftung auf Kohlenstoffvorrat und weitere Bodenparameter (Grass-

SOC, 2021–2023)“ (siehe Kap. 7.1.3) werden die Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftung und Kohlenstoffvorrat in Grünlandböden auf Basis vorhandener Daten in Österreich näher untersucht.

Für eine humuserhaltende bzw. -fördernde Grünlandbewirtschaftung sind daher folgende Maßnahmen wichtig: mittlere Nutzungshäufigkeit (Vermeidung einer langjährigen Übernutzung), Förderung von Futtergräsern mit großem und tiefreichendem Wurzelsystem (z. B. Rohrschwingel, Wiesen-Schwingel), Förderung von tiefwurzelnden Kräutern (z. B. Wiesen-Löwenzahn, Groß-Bibernelle), regelmäßige Düngung mit Wirtschaftsdüngern, insbesondere Mist oder (Stallmist-)Kompost, bodenschonendes Weidemanagement bzw. Vermeidung einer langjährigen Überweidung (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022). Diese Maßnahmen sind auch Anpassungsmaßnahmen an die zunehmende Trockenheit im Grünland (HBLFA Raumberg-Gumpenstein, 2022).

7.1.2.2 Verbessertes Weidemanagement

SOC- Erhöhungsmaßnahmen

Beweidung ist ein Schlüsselfaktor für die Veränderung der C-Pools im Boden von Grünlandökosystemen. Ein verbessertes Weidemanagement kann die Bedingungen auf vielen degradierten Böden verbessern (Nordborg, 2016). Die meisten Böden sind empfänglich für Bewirtschaftungsänderungen zur Erhöhung der SOC-Bestände, wie zum Beispiel durch: (i) Stilllegung und Wiederherstellung von degradierten landwirtschaftlichen Flächen, (ii) Ausbringung von Wirtschaftsdünger oder Biofeststoffen (Ogle, Breidt und Paustian, 2005, Hutchinson, Campbell und Desjardins, 2007, Smith et al., 2008), (iii) Weideverbesserung (Hutchinson, Campbell und Desjardins, 2007), (iv) adaptive Weidemanagementsysteme (Bernués et al., 2011, Teague und Barnes, 2017), (v) selektive Einbeziehung von Gehölzen in das Weidesystem (Howlett et al., 2011) und (vi) die Umwandlung von Ackerland in Weideland (Post und Kwon, 2000, McLauchlan, Hobbie und Post, 2006).

Effekte

Weidestrategien zielen darauf ab, die Effizienz der Nährstoffaufnahme und Futternutzung zu verbessern und negative Auswirkungen auf Böden oder Pflanzen zu minimieren. Zeitpunkt und Dauer der Beweidung sowie ihre Häufigkeit und Intensität spielen eine wichtige Rolle für die C-Sequestrierung. Alterndes oder abgestorbenes Pflanzengewebe wird durch photosynthetisch aktives, jüngeres Pflanzengewebe ersetzt und N wird durch die Aufnahme von Tieren und deren Urinausscheidungen recycelt. Dies steigert die Biomasseproduktion und somit die C-Bindung (Tälle et al., 2016). Dementsprechend können gut angepasste Beweidungsstrategien die Bodenfunktionen erheblich beeinflussen (Teague et al., 2013, Hennessy et al., 2018) und damit auch die C-Speicherung im Boden.

Weidestrategien stoßen national und weltweit auf zunehmendes Interesse als potenzielle „klimafreundliche“ Wege zur Bindung von Kohlenstoff und zur Verbesserung der Bodengesundheit (Derner, Stanley und Ellis, 2016). Die Beweidung von Grünland kann entweder als potenzielle Senke oder als C-Quelle fungieren, wobei die Spanne von -1,3 bis mehr als 1 t C ha⁻¹ a⁻¹ reicht und im Durch-

schnitt $0,26 \pm 0,07 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beträgt (FAO und ITPS, 2021). Das Kohlenstoffbindungspotenzial hängt dabei von Klima, Bodeneigenschaften, Vegetation (Artenzusammensetzung, C_3 - oder C_4 -Gräsern etc.), Intensität der Biomasseentnahme sowie von der Tierbesatzdichte und der aufgenommenen Menge an Biomasse ab. Ein Vergleich zwischen Weide- und Mähsystemen zeigt, dass bei vergleichbaren Biomasseausfuhren Weidesysteme tendenziell mehr C binden, vor allem, wenn sie mäßig gedüngt sind (Liu et al., 2014) und hohe Biodiversität aufweisen (Teixeira et al., 2011).

**optimale
Nutzungsintensität**

Die Beweidungsintensität erhöht potenziell die SOC-Vorräte in einem mittelwarmen Klima (+7,6 %), verringert aber das C-Sequestrierungspotenzial unter feucht-kühlem Klima (-19,5 %, Abdalla et al., 2018). Die optimale Nutzung (Verhältnis von entnommener zu produzierter Biomasse) von Grünland hat das Potenzial, die C-Sequestrierung deutlich zu erhöhen und gleichzeitig die N-Verluste zu mindern. Mehrere Studien zeigten, dass ein geringer bis mäßiger Biomasseentzug (30 % bis 70 % der erzeugten Biomasse) ein Bindungspotenzial von 0,2 bis $0,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bedeutet, während ein hoher Biomasseentzug von über 80 % zu keiner C-Bindung oder sogar einem C-Verlust führt. Leichte bis mäßige Beweidungsintensität kann durch die geringere Biomasseaufnahme, eine längere Wachstumsperiode und eine geringere Störung durch die Tiere die photosynthetische Aktivität und somit die Weideproduktion fördern (Hennessy et al., 2018). Metaanalysen legen nahe, dass auch Rotationsweidestrategien (z. B. hochintensive, kurzzeitige Beweidung) den SOC und die Schüttdichte gegenüber kontinuierlicher Beweidung verbessern können (Byrnes et al., 2018).

Durch Verminderung der Weideintensität kann auf überbeweideten Flächen Humus angereichert werden (Conant und Paustian, 2002).

Düngung

Durch Mahd oder Beweidung wird dem Grünlandökosystem Kohlenstoff entzogen (Bohner, 2021). Eine regelmäßige Düngung mit Wirtschaftsdüngern ist daher notwendig, um den Humusgehalt im Grünlandboden zu erhalten (Soussana et al. 2004, Bohner et al. 2016, Kühnel et al. 2019). Eine Düngung zur Erhöhung des Humusgehaltes im Boden ist auf artenreichen Magerwiesen und -weiden eine biodiversitätsmindernde Maßnahme. Es kommt potenziell zu einem Zielkonflikt zwischen Klimaschutz und Naturschutz (Bohner et al., 2019). Bei Untersuchungen im Bezirk Liezen war die C-Speicherung bei mittlerer Bewirtschaftungsintensität mit regelmäßiger Düngung (insbesondere mit Stallmist) und zwei bis vier Nutzungen pro Jahr am höchsten (Bohner, Foldal und Jandl, 2016).

7.1.2.3 Moore und Feuchtgebiete

C-Speichermenge

Moorböden zählen zu den wichtigsten terrestrischen Kohlenstoffspeichern und haben dadurch eine große Bedeutung für den Klimaschutz. In den bestehenden Mooren lagern auf nur 0,25 % der Fläche Österreichs Kohlenstoffvorräte von umgerechnet 60–150 Mio. t CO_2 (Niedermair et al., 2011). Basenreiche Niedermoore im Steirischen Salzkammergut weisen in den obersten 10 cm im Durchschnitt einen Kohlenstoffgehalt von 33 % auf. Dies entspricht einem Kohlenstoffvorrat von ca. 132 t C ha^{-1} (BMLFUW - Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2015). Nach einer Schätzung der

österreichischen Moorstrategie 2030+ sind in den rund 30.000 ha Mooren in Österreich bei zwei Meter Mächtigkeit, $0,1 \text{ g cm}^{-3}$ Lagerungsdichte und 50 % Kohlenstoffgehalt des Torfs mehr als 30 Mio. t C gespeichert. Werden zu dieser Schätzung die rund 50.000 ha degradierte Torfböden (Lagerungsdichte $0,2 \text{ g cm}^{-3}$) miteinbezogen, steigt der Wert des gespeicherten CO_2 auf ganze 476 Mio. t (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2022b).

**Quellen- und
Senkenfunktion**

Die europäischen und folglich auch die österreichischen Klimaziele fordern unter anderem den Schutz des in Mooren und Torfböden gespeicherten Kohlenstoffs. Damit Moore ihre klimawirksame Funktion als Kohlenstoffspeicher erfüllen können, ist ein ganzjährig hoher Wasserspiegel in den Moorböden erforderlich. Allerdings haben Moore aufgrund ihrer hohen Kohlenstoffvorräte auch ein beträchtliches CO_2 -Freisetzungspotenzial. Im Falle einer Entwässerung werden große Mengen an CO_2 freigesetzt, weil infolge einer besseren Sauerstoffzufuhr die mikrobielle Torfmineralisation beträchtlich erhöht wird. Die Kohlenstoffvorräte werden abgebaut, aus CO_2 -Senken (naturnahen Mooren) werden bedeutende CO_2 -Quellen (entwässerte Moore). Relativ hohe Lachgas-Emissionen finden vor allem in entwässerten, landwirtschaftlich genutzten Niedermooren statt. Die N_2O -Freisetzung wird durch Zufuhr stickstoffreicher Dünger beträchtlich erhöht. In entwässerten Niedermooren wird jedoch Methan in geringem Umfang aus der Atmosphäre aufgenommen und abgebaut. Die CO_2 -Emissionen entwässerter Moore lassen sich durch eine deutliche Anhebung der Wasserstände reduzieren (BMLFUW - Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2015). Aus Klimaschutzsicht ist es daher wichtig, dass es zu keiner Entwässerung und Abtorfung von Mooren kommt bzw. eine Wiedervernässung von entwässerten Mooren forciert wird.

**landwirtschaftliche
Nutzung**

In Österreich werden Niedermoore teilweise landwirtschaftlich extensiv als Streuwiesen genutzt. Bei Grünland und Ackerbau auf entwässerten Torfböden ist mit einer Freisetzung von durchschnittlich $25 \text{ t CO}_2\text{-Äquivalenten ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu rechnen. Bei tief entwässertem nährstoffreichem Grünland kann dieser Wert auf bis zu $70 \text{ t CO}_2\text{-Äquivalenten ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ansteigen (Tiemeyer et al., 2016). Die CO_2 -Emissionen entwässerter Moore lassen sich durch eine deutliche Anhebung des Moorwasserspiegels (Wiedervernässung) reduzieren. Allerdings wird dadurch die Tragfähigkeit des Moorbodens vermindert. Die negativen Folgen sind eine schlechtere Befahrbarkeit und somit erschwerte Bedingungen bei der Streuwiesenmahd. Unter der Voraussetzung, dass eine Streuwiesenmahd möglich sein soll, sollte der mittlere Grundwasserflurabstand nach Wiedervernässung etwa 30 cm betragen (Renger et al. 2002). Dies ist ein Beispiel eines Zielkonflikts zwischen Klimaschutz und Naturschutz einerseits und der landwirtschaftlichen Produktion andererseits. Wiedervernässungsprojekte mit Außer-nutzungsstellung werden daher nur mit entsprechender finanzieller Abgeltung umzusetzen sein (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022).

Paludikulturen

Für eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen bedarf es einer bodenverträglichen und klimaschonenden Nutzung. Eine mögliche Nutzungsform bei ho-

hem Grundwasserspiegel ist der Anbau von Paludikulturen, also von nässeliebenden Kulturen (Wichtmann, Schröder und Joosten, 2016). Diese können auf unterschiedlichen Torfböden etabliert werden und umfassen aktuell beispielsweise Torfmoose, Sonnentau, Erlen, Schilf und Rohrkolben. Potenziell würden sich mit dem Einsatz der Paludikultur im Bereich dieser Grünlandnutzung rund 70 % der Treibhausgas-Emissionen einsparen lassen (Tanneberger et al., 2020). Mit einer angemessenen Honorierung dieser wichtigen Funktion der Paludikulturen könnten die Wertschöpfung im ländlichen Raum erhalten und gleichzeitig Treibhausgaseinsparungen verwirklicht werden (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2022b).

7.1.3 Aktuelle Projekte zur Kohlenstoffbindung

CASAS – Kohlenstoff-Sequestrierung in österreichischen Grünlandböden (Carbon Sequestration in grassland soils of Austria, 2020–2023)¹⁸

Partner: AGES, BFW, HBLFA Raumberg-Gumpenstein, WIFO, UBA, BOKU

Zur Reduzierung der atmosphärischen CO₂-Konzentration wird die Erhöhung der organischen Kohlenstoffvorräte im Boden als vielversprechende Maßnahme angesehen. Auf der COP 21 (Paris 2015) wurde die 4-Promille-Initiative gestartet, bei der theoretisch kalkuliert wurde, dass durch eine theoretische jährliche Erhöhung des organischen Kohlenstoffs im Boden jährlich um 0,4 % alle anderen Emissionen kompensiert werden könnten. Um zu beurteilen, ob die Land- und Bodenbewirtschaftung tatsächlich die gewünschte Wirkung auf den Boden hat, wird eine Reihe von abgeschlossenen und laufenden Feldversuchen überprüft. Es soll auch evaluiert werden, ob die Boden- und Landnutzung nachhaltig, und nicht nur vorübergehend, den organischen Kohlenstoffpool des Bodens erhöhen kann.

ASOCseq (Karte des Potenzials österreichischer Böden zur Sequestrierung von organischem Kohlenstoff, 2021–2022)¹⁹

Ziel des Projektes ist die Beteiligung an der Entwicklung einer globalen Karte der organischen Kohlenstoffbindung im Boden (GSOCseq), die von der FAO initiiert wurde. Es soll eine nationale ASOCseq-Karte erstellt werden, die in die GSOCseq-Karte integriert werden soll. Diese Karte für österreichische landwirtschaftliche Böden wird auf der noch bestehenden ASOC-Karte basieren, die bereits 2018 Teil einer globalen FAO-Karte des organischen Kohlenstoffs im Boden geworden ist.

Die ASOCseq-Karte wird das Potenzial der österreichischen landwirtschaftlichen Böden zur Bindung von organischem Kohlenstoff zeigen. Um kohärente Ergebnisse zu erhalten, hat die FAO ein Handbuch veröffentlicht und Algorithmen zur

¹⁸ <https://dafne.at/projekte/c-sequest-casas>

¹⁹ <https://dafne.at/projekte/asocseq>

Verfügung gestellt, die die nationalen Bemühungen um eine einheitliche Vorgehensweise unterstützen. Es werden dabei bereits vorhandene Datensätze verwendet (SOC-Vorräte von ASOC, Tongehalte aus dem BEAT-Projekt, Klimadaten von SPARTACUS usw.). Die Algorithmen der FAO basieren auf dem Modell RothC, einem weit verbreiteten und recht einfachen Modell zur Simulation der Humusdynamik.

CarboSeq (2021–2022)²⁰

Für die europäischen Böden fehlt eine umfassende Bewertung, wie viel organischer Kohlenstoff (SOC) mit verschiedenen Bewirtschaftungsoptionen unter Verwendung nationaler Daten gebunden werden kann. Ziel von CarboSeq ist es, das realisierbare Potenzial zur Bindung von SOC unter Berücksichtigung technischer und wirtschaftlicher Beschränkungen abzuschätzen. Das Projekt orientiert sich an der laufenden FAO-Aktivität für eine globale Karte des SOC-Sequestrierungspotenzials (GSOCseq).

Der Schlüssel für die SOC-Sequestrierung ist ein verstärkter Eintrag von Biomasse (z. B. Ernterückstände) in den Boden. Hierfür wird eine neue Datenbank erstellt, die Modellläufe mit RothC und anderen SOC-Modellen für verschiedene Bewirtschaftungsszenarien erleichtert. Der potenzielle Anwendungsbereich wird gemeinsam mit allen Partnern von CarboSeq und den nationalen Expertenzentren entwickelt.

Das Endprodukt von CarboSeq ist die Bewertung des europäischen SOC-Bindungspotenzials, das in einer interaktiven Karte für Europa zusammengefasst wird. In dieser Karte können Nutzer eine Reihe von SOC-Sequestrierungsmaßnahmen zusammen mit verschiedenen Zielgebieten auswählen und erhalten eine Karte, die die Menge an zusätzlichem SOC zeigt, die durch diese Maßnahmen gebunden werden könnte, sowie Informationen über potenzielle positive und negative wirtschaftliche und ökologische Nebenwirkungen der Umsetzung dieser Maßnahmen.

Diese Karten des SOC-Sequestrierungspotenzials und die Daten für verschiedene Bewirtschaftungsoptionen werden den politischen Entscheidungsträgern auf regionaler Ebene eine Orientierungshilfe für die effizientesten landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsoptionen zur Bindung von SOC für den Klimaschutz bieten.

Grünlandböden in Österreich – Einfluss der Bewirtschaftung auf Kohlenstoffvorrat und weitere Bodenparameter (GrassSOC, 2021–2023)²¹

Ziel des Projektes ist es, eine Grundlage für die Abschätzung der Veränderungen des Bodenkohlenstoffvorrates im österreichischen Grünland durch die Bewirtschaftung zu schaffen und damit die Treibhausgasbilanz im Sektor LULUCF

²⁰ <https://ejpsoil.eu/soil-research/carboseq/>

²¹ <https://dafne.at/projekte/grunlandboden>

in der Unterkategorie Grünland zu verbessern. Weiters werden die Basis-Bodenparameter Säuregrad (pH-Wert) und die Nährstoffgehalte von Phosphor und Kalium ausgewertet und im Hinblick auf eine nachhaltige nährstoff- und umweltgerechte Bewirtschaftung interpretiert.

Basierend auf den Ergebnissen des Bodenmonitorings und der Langzeitversuche werden Einflussfaktoren der Bewirtschaftung und des Standortes auf den Grünlandboden-Kohlenstoffvorrat und dessen Entwicklung identifiziert und quantifiziert. Diese Bewirtschaftungsparameter könnten dann in zukünftigen ÖPUL-Fördermaßnahmen gezielt angesprochen werden.

Aus den verschiedenen Bewirtschaftungsformen werden dann spezifische Bewirtschaftungsfaktoren abgeleitet, für die (in einem nächsten Schritt) Parameter und Aktivitätsdaten (Flächen) im InVeKoS und anderen Agrarstatistiken verfügbar sind und ausgewertet werden. Dazu gehören beispielsweise die Anzahl der Schnitte und der GVE-Besatz pro Hektar als Maß für die Intensität der Düngerausbringung auf Grünland. Basierend auf den abgeleiteten Bewirtschaftungsfaktoren (relative Bodenkohlenstoffveränderungen verschiedener Grünlandbewirtschaftungsarten), typischen Bodenkohlenstoffvorräten (z. B. aus den nationalen Bodeninventuren der Bundesländer und verschiedenen in der ASOC-Karte aggregierten Bodenkartierungsergebnissen) sowie der Bewirtschaftungshistorie nach InVeKoS-Daten und Agrarstatistiken soll eine Abschätzung der Veränderungen der Grünland-Bodenkohlenstoffvorräte in Österreich in den letzten Jahren vorgenommen werden.

7.2 Agroforstwirtschaft

Beschreibung Agroforstwirtschaft ist eine Form der Landnutzung, bei der mehrjährige Gehölze, wie Bäume und Sträucher, mit landwirtschaftlichen Nutzpflanzen oder Grünland auf derselben Fläche kultiviert werden. Die dynamische Verbindung beider Nutzungen erhöht dabei den sozialen, wirtschaftlichen und ökologischen Nutzen für Landnutzer:innen auf allen Ebenen. Grundlegend kann Agroforstwirtschaft nach ihrer Kombination von Gehölzen mit ackerbaulich genutzten Flächen („agrisilvocultural“) oder Beweidung von Wiesen mit Tieren („silvopastoral“) differenziert werden (Wiedermann et al., 2022). Verschiedene positive agrarökologische Wirkungen, wie erhöhte Bodenfruchtbarkeit, Produktivität, Biodiversität und Resilienz, sind umfangreich dokumentiert (Baveye, Baveye und Gowdy, 2016, Lal, 2016). Weitere von Landwirt:innen oft erwünschte Funktionen sind Beschattung der Untersaaten, Bäume als Pfähle für Kletterpflanzen, Schutz vor Bodenerosion oder auch Verbesserung des Mikroklimas (FAO und ITPS, 2021).

Potenzial Klimawirksamkeit Agroforstsysteme haben ein hohes Potenzial für Klimaschutz und Klimawandelanpassung (Hübner, 2021). Dieses liegt insbesondere in drei Bereichen: 1) temporär in der oberirdischen Biomasse, 2) unterirdisch im tiefreichenden

Wurzelsystem und 3) durch die Anreicherung des Bodens mit C (Nair, 2012, Lorenz und Lal, 2014, DeStefano und Jacobson, 2017, Shi et al., 2018, Ma et al.). In vor- oder nachgelagerten Bereich können durch Einsparung von Mineraldünger oder Pflanzenschutzmitteln sowie gezielte Verwendung von Biomasse als Energieträger oder Baumaterial zum Teil weitere Klimaschutzeffekte erzielt werden (Hübner, 2021).

Die wichtigsten Prozesse, die zu einer zusätzlichen SOC-Kohlenstoffbindung in Agroforstsystemen im Vergleich zu baumlosen Systemen führen, sind der erhöhte Eintrag von organischer Substanz sowohl in den Ober- als auch in den Unterboden und die erhöhte physikalische Stabilisierung der organischen Substanz im Boden durch eine verbesserte Bodenaggregation (FAO und ITPS, 2021).

Einflussfaktoren **Effizienz**

Bei der Effizienz der C-Sequestrierung im Boden sind neben der Art des Agroforstsystems auch die Gehölzarten, Bodenparameter und die Klimazone relevant (Hübner, 2021, Mayer et al., 2022). Unter feuchten Klimabedingungen werden höhere jährliche SOC-Akkumulationsraten beobachtet als in arider bzw. semiarider Umgebung. Dies könnte auf die höhere Nettoprimärproduktivität zurückzuführen sein. Im Vergleich zu Acker- und Grünlandflächen wurde in Agroforstsystemen ein um durchschnittlich 19 % höheren C_{org} -Vorrat im Boden festgestellt (Shi et al., 2018). Jüngste Studien belegen eine durchschnittliche Kohlenstoffspeicherung in Böden von Agroforstsystemen von $0,7 \pm 0,1 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in (sub)tropischen und gemäßigten Regionen (Tiefenbacher et al., 2021). Ergebnisse zu Kohlenstoffbindungspotenzialen aus verschiedenen Untersuchungen variieren jedoch merklich. In acht weltweiten Studien wurde von durchschnittlichen Kohlenstoffbindungspotenzialen in Böden zwischen $0,05$ und $0,9 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ berichtet (FAO und ITPS, 2021).

Metaanalyse

In einer umfassenden globalen Metaanalyse mit Schwerpunkt auf der gemäßigten Klimazone wurden SOC-Gehalte verschiedener Formen von Agroforstsystemen untersucht. Aus insgesamt 61 Beobachtungen wurden die SOC-Bindungsraten in den Böden für Alleenanbau, Hecken und silvopastorale Systeme abgeleitet. Die Ergebnisse zeigten, dass diese Agroforstsysteme ein erhebliches Potenzial für die C-Sequestrierung haben. Die mittleren SOC-Sequestrierungsraten waren in 0–20 cm ($0,21 \pm 0,79 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) etwas höher als in 20–40 cm Bodentiefe ($0,15 \pm 0,26 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Hecken wiesen die höchsten SOC-Bindungsraten in Ober- und Unterböden auf ($0,32 \pm 0,26$ bzw. $0,28 \pm 0,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), gefolgt von Allee-Kulturen ($0,26 \pm 1,15$ und $0,23 \pm 0,25 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und silvopastoralen Systemen, die teilweise einen leichten SOC-Verlust aufwiesen ($-0,17 \pm 0,50$ und $-0,03 \pm 0,26 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die SOC-Bindungsraten waren bei Agroforstsystemen mit Laubbaumarten tendenziell höher als bei Nadelbaumarten (Mayer et al., 2022).

Hinsichtlich der Gehölzbiomasse liegt die festgelegte C-Menge deutlich höher. In einer globalen Metaanalyse konnte eine zusätzliche C-Speicherung von durchschnittlich $46,1 \text{ t ha}^{-1}$ in der Gehölzbiomasse im Vergleich zu vergleichbaren landwirtschaftlichen Flächen ohne Bäume festgestellt werden (Ma et al., 2020). Um das Vier-Promille-Ziel auf globaler Ebene zu erreichen, sollte die Agroforstwirtschaft auf einen Anteil von 6 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausgeweitet werden (Soussana et al., 2019).

positive Effekte Agroforstwirtschaftliche Praktiken tragen zur Ertragsstabilität bei, da sie die Wasserrückhaltung und -umverteilung verbessern sowie ein verbessertes Mikroklima schaffen, das den Hitzestress für die Pflanzen verringert (Takács et al., 2016). Die Diversifizierung der landwirtschaftlichen Produkte (zum Beispiel Holz oder Früchte) bietet außerdem alternative Einkommensquellen, wenn eine Kultur infolge ungünstiger Wetterereignisse, wie unregelmäßiger Regenfälle oder Dürre, ausfällt. Neben der Erhöhung der SOC-Vorräte haben landwirtschaftliche Anbausysteme das Potenzial, die direkten N_2O - und CH_4 -Emissionen bis zum Zweifachen zu reduzieren (Kwak et al., 2019). Durch die Fixierung eines Teils des Stickstoffs durch Leguminosen-Baumarten kann der Einsatz von mineralischem Stickstoff um bis zu 30 % reduziert werden (Rosenstock et al., 2014). Indirekte N_2O -Emissionen werden auch durch eine verminderte Stickstoffauswaschung reduziert (FAO und ITPS, 2021).

C-Speicherpotenzial Das C-Sequestrierungspotenzial ist vom Typ der agroforstwirtschaftlichen Maßnahme bzw. vom angewandten System abhängig. Bäume und Sträucher können beispielsweise gleichzeitig (jede Komponente nimmt einen separaten Raum ein, aber beide existieren gleichzeitig) oder sequenziell (eine Komponente ersetzt eine andere in der Fruchtfolge) mit der Hauptfrucht angebaut werden (Nair, 1985). Beispiele für die gleichzeitige Praxis sind der Hecken- bzw. Alleenanbau (zum Beispiel Mais zwischen den Reihen stickstoffbindender Bäume, wie *Sesbania sp.* oder *Gliricidia sp.*), während eine sequenzielle Praxis auch verbesserte Brachen sein könnten (zum Beispiel Leguminosenbäume, wie *Calliandra sp.*, in der Fruchtfolge mit Mais).

7.2.1 Landschaftselemente

Beschreibung Landschaftselemente sind punktförmige oder eindeutig von ihrer Umgebung abgrenzbare flächige Bestandteile der Landschaft mit gleicher Nutzung, gemeinsamer ökologischer Funktion und einheitlicher Struktur und liegen oft zwischen oder in landwirtschaftlichen Nutzflächen. Sie besitzen einen hohen ökologischen Wert und erfüllen viele Funktionen (AMA - Agrarmarkt Austria, 2020). Sie werden hier unter dem Kapitel „Agroforstwirtschaft“ abgehandelt, da ihre Funktionen der Kohlenstoffspeicherung in ober- und unterirdischer Biomasse sowie im Boden vergleichbar sind.

Landschaftselemente (LE) speichern durch ihren jährlichen Zuwachs Kohlenstoff im Stammholz (oberirdische Biomasse) und in den Wurzeln (unterirdische Biomasse inklusive abgestorbener Wurzeln). Der dabei gespeicherte Kohlenstoff wird je nach Nutzung der Gehölze mehr oder weniger langfristig freigesetzt.

Modellberechnung
C-Speicherpotenzial Eine Modellberechnung des Umweltbundesamtes zum Kohlenstoffspeicherpotenzial von Landschaftselementen aus dem Jahr 2011, bei der ein in Frankreich entwickeltes und für Niederösterreich adaptiertes Modell (Planete) verwendet wurde, ergab einen theoretischen jährlichen Zuwachs von bis zu 6.403 t C (23.478 t CO_2) in der Gehölzbiomasse, das entspricht 727–754 kg C/ha LE-Fläche und Jahr. Um eine Quantifizierung der Klimaschutzwirkung der Landschaftsele-

mente zu ermöglichen, wurden die jährlichen C-Zuwachsraten mit für die Landschaftselemente in Niederösterreich entsprechenden Umtriebszeiten (Zeitraum zwischen Bestandsgründung und Endnutzung durch Holzeinschlag) ergänzt, um auch der Nutzung der Landschaftselemente Rechnung zu tragen und die dadurch entnommenen Holzmengen abzuziehen. Die so errechneten C-Speicherungen in Landschaftselementen lagen bei insgesamt 1.924–2.001 t C pro Jahr (das entspricht einer nicht freigesetzten Menge von 7.054–7.363 t CO₂) für das Jahr 2010 und beziehen sich auf eine Landschaftselemente-Fläche von 5.817 ha. Das entspricht einer Größenordnung von 331 bis 344 kg C/ha LE-Fläche und Jahr (Umweltbundesamt, 2011).

positive Effekte

Baum- und strauchförmige Landschaftselemente haben eine positive Wirkung auf die THG-Emissionen, da sie Kohlenstoff in Holz und Wurzeln speichern. In einer niederösterreichischen Studie zur THG-Bilanz in der Landwirtschaft (Mayrhofer, 2012) werden folgende Zahlen für die im Mittel gespeicherten Mengen an Kohlenstoff angegeben: 30–50 t C ha⁻¹ für ausgewachsene baumförmige Hecken, 24 t C ha⁻¹ für strauchartige Hecken (niedriger als 5 m), 9 t C ha⁻¹ für fünf- bis siebenjährige Hecken (niedriger als 5 m). Bei der Neuanlage werden bei baum- und strauchartigen Landschaftselementen 1 t C ha⁻¹ (20 Jahre lang) gespeichert (BMLFUW - Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2013). Die jährlichen Zuwächse gespeicherten Kohlenstoffs pro Hektar für verschiedene Arten bzw. Typen von Landschaftselementen sind in Tabelle 7 gelistet.

*Tabelle 7:
Jährliche Kohlenstoffbindung von Landschaftselementen in Niederösterreich im Holz und in den Wurzeln. (Quelle: THG-Bilanz in der Landwirtschaft adaptiert für Niederösterreich (Mayrhofer, 2012)).*

Art bzw. Typ von Landschaftselement bzw. berücksichtigte landwirtschaftliche Kultur für NÖ	Jährliche Zuwächse (t C/ha und Jahr)
Baum-/Strauchhecke (>5 m Höhe)	1,5
Einzelbäume/Baumreihen/Obstwiesen (und Hochstammobstkulturen)	1,0
Waldrandstreifen (2 m breiter Streifen wird gewertet) – ein- bis zweischichtig	1,0
Waldrandstreifen (2 m breiter Streifen wird gewertet) – dreischichtig	1,5
Strauchartige LE, 1–5 m Höhe und Halbstammobstkulturen (60 % von Baum-/Strauchhecken)	0,9
Krautige, niedrige LE<1 m (10 % von Baum-/Strauchhecken)	0,15
Weinkulturen	0,1

7.2.1.1 Hecken und Pufferstreifen

Beschreibung

Pufferstreifen und Hecken sind Streifen mit dauerhafter Vegetation (Gräser, Bäume oder Sträucher) in oder an den Grenzen von Feldern oder in der Nähe von Wasserläufen (Borin et al., 2010). Die Breite der Pufferstreifen variiert von wenigen Metern bis zu mehr als 10 Metern. Obwohl beide Begriffe austauschbar verwendet werden, sind Pufferstreifen im Allgemeinen breiter (>5 m) und

werden sowohl auf Ackerland als auch an Fluss- oder Bachufern angelegt. Heckenreihen sind schmal ($<1,5$ m) und werden in der Regel auf Ackerland angelegt. Pufferstreifen und Hecken haben eine multifunktionale Rolle, die von der Bodenerhaltung bis hin zum Schutz der Wasserqualität, Kohlenstoffbindung, Biomasseproduktion, Lebensraumverbesserung und vielen gesellschaftlichen Leistungen reicht (Haddaway et al., 2018).

positive Effekte

Auf geneigten Anbauflächen verringern Pufferstreifen und Hecken den Verlust von fruchtbarem Boden, Nährstoffen, Schwebstoffen und organischen Stoffen, indem sie diese abfangen und filtern. Zudem werden die Infiltration und Versickerung von Regenwasser sowie die mikrobielle Aktivität verbessert, welches zur allgemeinen Erhöhung der SOC-Speicherung beiträgt. Darüber hinaus werden Laubstreu und Wurzelbiomasse hinzugefügt, was die C-Speicherung in tieferen Bodenprofilen fördert. Somit wird der SOC-Gehalt an den Feldrändern, die mit Heckenreihen bepflanzt sind, in der Regel höher als auf den Feldflächen und der SOC-Bestand nimmt mit zunehmendem Abstand von den Heckenreihen ab (FAO und ITPS, 2021).

Durchgehende Heckenstreifen und Puffer aus mehrjährigen Bäumen und Gehölzen auf regionaler Ebene tragen durch die Bindung und Speicherung von Kohlenstoff in der oberirdischen Pflanzenbiomasse und im Bodenprofil zur Abschwächung des Klimawandels bei. Das CO_2 , das im Holz und im Boden unter einem Pufferstreifen immobilisiert wird, kann beträchtlich sein, sogar bis zu $80 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Zuwachsraten im SOC-Bestand von Pufferstreifen betragen dabei $2,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Borin et al., 2010). Einige Studien über Spurengasflüsse deuten darauf hin, dass Hecken oder Baumstreifen die N_2O -Emissionen erheblich reduzieren (Falloon, Powlson und Smith, 2004) (siehe Kap. 7.4.2). Erhöhtes Anpassungspotenzial von Kulturpflanzen an Trockenperioden durch höhere Bodenfeuchtigkeitskonservierung aufgrund des Heckeneffekts wurde ebenfalls berichtet. Eine Konturhecke aus *Gliricidia* und Grasfilter von *Sachharum sp.* verzeichnete eine um 30 mm höhere Bodenwasserspeicherung bei 17 Tagen Trockenheit (Lenka et al., 2012).

7.2.1.2 Schutzgürtel

Beschreibung

Schutzgürtel oder Windschutzstreifen sind Reihen von Bäumen oder Sträuchern, die gepflanzt werden, um Nutzpflanzen und Weiden vor Wind zu schützen. Sie sind vergleichbar mit Hecken und Pufferstreifen, die an Feldern oder in der Nähe von Wasserläufen angelegt werden. Sie werden senkrecht zur vorherrschenden Windrichtung gepflanzt oder auch gekreuzt, wenn die Winde aus mehr als einer Richtung kommen. Besonders in abschüssigen Gebieten werden Schutzgürtel genutzt, um Schutz gegen Wassererosion bieten zu können. In der Regel werden schnell wachsende Baumarten verwendet, die an die örtlichen klimatischen Bedingungen angepasst sind, aber es ist auch möglich Arten zu verwenden, die einen zusätzlichen wirtschaftlichen Wert in Form von Brennstoff, Früchten oder Nüssen haben. Neben der Kohlenstoffbindung erfüllen Schutzgürtel eine Reihe weiterer Funktionen, wie Schutz vor Winderosion, Schutz von Nutzpflanzen vor Wind, Unterschlupf für Tiere und Lebensraum für Pflanzen und Tiere (FAO und ITPS, 2021).

positive Effekte Schutzgürtel speichern besonders viel Kohlenstoff in den Oberflächenhorizonten des Bodens. In Kanada wurde eine 19-prozentige Zunahme der SOC-Vorräte unter den Schutzgürteln im Vergleich zu den angrenzenden landwirtschaftlichen Feldern gemessen, was einer mittleren SOC-Zufuhr rate von $0,7 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ entspricht (Dhillon und van Rees, 2017). Die Menge an zusätzlichem Kohlenstoff hängt ebenfalls von den im Schutzgürtel angebauten Arten ab und nimmt mit dem Alter des Bestands zu. Man geht davon aus, dass der Hauptfaktor für diesen Anstieg der Streufall ist, obwohl die Struktur der Baumkronen, insbesondere ihr Einfluss auf die Unterwuchsvegetation, und die daraus gewonnene Streu ebenfalls wichtig ist (Dhillon und van Rees, 2017). Hinzu kommen windverwehte Sedimente, die sich aufgrund abnehmender Windgeschwindigkeiten durch den Schutzgürtel vor Ort ablagern und so ebenfalls zum gespeicherten Kohlenstoff beitragen (Sauer, Cambardella und Brandle, 2007).

7.2.2 Streuobstbestände

Streuobstwiesen stellen ein traditionelles landwirtschaftliches Nutzungssystem in Mitteleuropa dar und können als traditionelle Agroforstsysteme bezeichnet werden (Wiedermann et al., 2022). Sie zeichnen sich durch eine hohe Diversität bezüglich Sorten bzw. Arten sowie Alter der Hochstamm-Obstbäume aus. Die Fläche zwischen den in großzügigem Abstand gepflanzten Bäumen kann als Acker, Weide oder für die Grünfütterproduktion genutzt werden. Zu den klassischen Baumarten gehören Apfel (*Malus domestica*), Birne (*Pyrus communis*), Zwetschke (*Prunus domestica*), Kirsche (*Prunus avium*) oder Walnuss (*Juglans regia*). Streuobstwiesen stellen zahlreiche Ökosystemleistungen zur Verfügung. Ein geringer Dünger- und Pflanzenschutzmitteleinsatz, die extensive Bewirtschaftung und eine vielfältige Flora und Fauna machen sie zu einem wertvollen Bestandteil der Kulturlandschaft und dienen ebenso der Naherholung (Riecken et al., 2006).

Durch strukturelle Veränderungen und zunehmende Technologisierung in der Landwirtschaft ist der Streuobstbau in Österreich in den letzten Jahrzehnten stark abnehmend. Mit Stand 2015 waren Streuobstwiesen in der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen in Österreich als stark gefährdet eingestuft (Umweltbundesamt, 2015b). Neben dem Erhalt der kulturellen und ökologischen Leistungen der Streuobstflächen rückt nun aber deren Potenzial als Klimaschutzinstrument zunehmend in den Mittelpunkt. Kohlenstoff wird in Streuobstbeständen effektiv in der oberirdischen und unterirdischen Biomasse gespeichert. Zudem erhöhen die anfallende Streu und die Rhizodeposition den C-Eintrag in den Boden (Wiedermann et al., 2022).

C-Speicherpotenzial Das Potenzial von Streuobstwiesen zur C-Speicherung wurde in einigen Studien untersucht. Ein Kirschbaum beispielsweise kann bereits im Alter von 20 Jahren bis zu 85 kg C in der oberirdischen Biomasse speichern (Morhart et al., 2016). Auf klassischen Streuobstbeständen mit Weidenutzung in Österreich konnten C-Vorräte der oberirdischen Gehölzbiomasse zwischen $6,83$ und $35,35 \text{ t C ha}^{-1}$ –

und einem Mittel von $21,7 \text{ t C ha}^{-1}$ – gemessen werden (Peßler, 2012). Auf Apfelplantagen konnte eine C-Speicherung von $4,03 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ beobachtet werden. Abzüglich des Obstertrags und der organischen Düngung bedeutet das eine C-Sequestrierungsleistung von $0,69 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dabei wurden 23 % des aufgenommenen C in der oberirdischen Holzbiomasse, 12 % in der Blattmasse, 12 % in der unterirdischen Biomasse und 44 % in den Früchten gespeichert (Zanotelli et al., 2015).

In einer Studie über C-Vorräte traditioneller Streuobstwiesen des Alpenvorlandes in Bayern unterschieden sich die untersuchten Streuobstflächen hinsichtlich des C_{org} -Vorrats im Boden nicht von den baumlosen Referenzflächen. Bezogen auf die Gehölzbiomasse fand jedoch eine zusätzliche Fixierung von rund $21,2 \text{ t C ha}^{-1}$ statt. Hieraus lässt sich eine C-Sequestrierungsleistung von $0,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ableiten. Über ihren Beitrag zur Kulturlandschaft und Biodiversität hinaus leisten Streuobstwiesen einen wertvollen Beitrag zum Klimaschutz, was auch zukünftig eine Förderung durch die öffentliche Hand zur Erhaltung der Streuobstflächen rechtfertigt. Die Honorierung der Klimaschutzleistung könnte dazu beitragen, einem weiteren Rückgang der verbliebenen Streuobstwiesen entgegenzuwirken (Wiedermann et al., 2022).

7.3 Biologische Landwirtschaft

Beschreibung Ökologische Landwirtschaft ist ein Produktionssystem, das sich auf ökologische Prozesse, Biodiversität und an die lokalen Bedingungen angepasste Kreisläufe stützt statt auf den Einsatz von Betriebsmitteln mit nachteiligen Auswirkungen (IFOAM, 2008). Allem voran steht der Verzicht auf chemische Düngemittel sowie auf synthetische Pestizide. Der ökologische Landbau fördert die biologische Vielfalt und verringert das Risiko der Eutrophierung und Wasserverschmutzung (Müller et al., 2021). Die Einbeziehung der empfohlenen Bodenbewirtschaftungspraktiken kann die Erhöhung des organischen Kohlenstoffs bzw. der organischen Substanz und der biologischen Vielfalt des Bodens sowie die Widerstandsfähigkeit gegen Bodenerosion, Dürre und andere Formen der Verschlechterung bedingen.

Praktiken In der biologischen Landwirtschaft sind folgende Bewirtschaftungspraktiken für den Aufbau von Kohlenstoff im Boden relevant:

- Die vorwiegende Nutzung von organischem Material, wie Wirtschaftsdünger oder Kompost, als Düngemittel (siehe Kapitel 7.1.1.1), was gleichzeitig zu einer Reduktion des Mineraldüngereinsatzes und folglich zu einer THG-Reduktion führt.
- Eine vielgliedrige Fruchtfolge mit Leguminosen, die den Luftstickstoff binden und damit die Stickstoffversorgung sicherstellen können (siehe Kapitel 7.1.1.3).
- Der Anbau von Zwischenfrüchten (siehe Kapitel 7.1.1.4).

- Reduzierte Bodenbearbeitungsverfahren oder Direktsaat (siehe Kapitel 7.1.1.5).

C-Speicherpotenzial

Diese Maßnahmen führen alle zu einer Anreicherung von Kohlenstoff in Ackerböden. Im Durchschnitt bindet der ökologische Landbau $287 \pm 102 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tiefenbacher et al., 2021) mehr Kohlenstoff als konventionelle Anbaumethoden. Als Teil einer biologischen Bewirtschaftung wurde eine C-Sequestrierung durch organische Düngung mit Rindermist und durch Gründüngung mit Luzerne von jeweils $160 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. $180 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gemessen (Blanco-Canqui, Francis und Galusha, 2017). Eine globale Metaanalyse zeigte, dass die organische Düngung der wichtigste Faktor für die Erhöhung der SOC-Vorräte in der biologischen Landwirtschaft ist (Leifeld und Fuhrer, 2010). Es wird geschätzt, dass eine Umstellung der gesamten verfügbaren Anbauflächen in der EU auf ökologischen Landbau insgesamt 30 Mio. t Kohlenstoff binden würde, welches einem Viertel der derzeitigen landwirtschaftlichen Emissionen entspricht (Gattinger et al., 2012). Es ist jedoch zu beachten, dass dieser positive Effekt nicht durch humuszehrende Maßnahmen (z. B. intensive Bodenbearbeitung, geringen Einsatz organischer Düngermittel, geringe Anteile von Klee gras oder Feldfutter in der Fruchtfolge) beeinträchtigt wird (BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022). Im Durchschnitt werden im ökologischen Landbau organische Düngemittel, Deckfrüchte und diversifizierte Fruchtfolgen häufiger eingesetzt als bei konventionellen Bewirtschaftungsmethoden. Jedoch ist es aufgrund des Unkrautdrucks schwieriger, das C-Sequestrierungspotenzial der reduzierten Bodenbearbeitung zu nutzen (Müller et al., 2016).

weitere Vor- und Nachteile

Neben dem C-Sequestrierungspotenzial weisen (Tiefenbacher et al., 2021) auf weitere Potenziale des biologischen Landbaus zur Verringerung der THG-Emissionen hin. In der biologischen Landwirtschaft werden weniger künstlich hergestellte Betriebsmittel eingesetzt (z. B. chemisch-synthetische Pestizide, Mineraldünger), wodurch weniger Primärenergie verbraucht wird als in konventionellen Anbausystemen (Agrimonti, Lauro und Visioli, 2021). Der Pflanzenanbau in Bio-betrieben verursacht somit geringere Emissionen pro Hektar (Bellarby et al., 2008). Ein Langzeitversuch in der Schweiz zeigte, dass auf ökologisch bewirtschafteten Feldern im Vergleich zu konventionell bewirtschafteten Feldern 40 % weniger N_2O -Emissionen entstehen. Im Versuch, der THG-Proben von Silomais und von einer nicht-leguminösen Gründüngung umfasste, emittierte der ökologische Landbau im Durchschnitt $2,78 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1}$ weniger als der konventionelle Landbau (Skinner et al., 2019). In einer Studie zu den Lachgas-Emissionen österreichischer Böden mittels des Modells LandscapeDNDC zeigte sich, dass die biologische Wirtschaftsweise, die generell weniger Dünger verwendet, sowohl bei der Acker- als auch bei der Grünlandbewirtschaftung zu wesentlich geringeren Lachgas-Emissionen führt als konventionelle Bewirtschaftung (Foldal, Kasper und Ecker, Eva & Zechmeister-Boltenstern, Sophie, 2019).

Es ist allerdings zu beachten, dass der Anbau mit biologischen Bewirtschaftungsmethoden potenziell zu geringeren Erträgen führt. So liegen durchschnittliche Erträge bei Bio-Getreide um rund 35 % niedriger als bei konventionellem

Getreide, Bio-Hackfrüchte erzielen 27–49 % niedrigere Erträge. Bei Ölsaaten variieren die Mengenertragsunterschiede stark nach jeweiliger Feldfrucht (Brückler, Resl und Reindl, 2017). Insbesondere Ökobilanzen haben gezeigt, dass der ökologische Landbau aufgrund geringerer Erträge häufig zu höheren THG-Emissionen pro Produkteinheit führen kann (Clark, 2020). Eine Studie aus England und Wales zeigte, dass die direkten THG-Emissionen durch eine 100-prozentige Umstellung auf ökologischen Landbau verringert werden.

7.4 Stickstoffeffizienz und Reduktion von THG-Emissionen

Beschreibung In Zusammenhang mit der Reduktion von Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft sind auch Stickstoff-Emissionen relevant, die direkt oder indirekt treibhauswirksam sind. Stickstoffeffizienz bedeutet, die Nutzung von Stickstoff im landwirtschaftlichen Bewirtschaftungskreislauf zu optimieren und die umweltrelevanten Stickstoffverluste in die Umwelt zu minimieren. Stickstoff ist der wichtigste Nährstoff im landwirtschaftlichen Agrarökosystem – sowohl für Pflanzen als auch für Tiere.

treibhauswirksames Lachgas In der Form von Lachgas ist Stickstoff direkt treibhauswirksam. Der IPCC-Standard-Emissionsfaktor für Lachgas (IPCC, 2006) basiert auf einer empirischen Regression zwischen ausgebrachter Düngermenge und den Lachgas-Emissionen; demnach werden 1 % des ausgebrachten Stickstoffdüngers als Lachgas von den landwirtschaftlichen Böden emittiert. Direkte N_2O -Emissionen aus auf Böden ausgebrachten Wirtschaftsdüngern werden anhand eines nationalen N-Fluss-Ansatzes berechnet (Umweltbundesamt, 2021a). Mehr als die Hälfte (2019: 57,2 %) der gesamten Lachgas-Emissionen Österreichs stammt aus landwirtschaftlich genutzten Böden, deren Stickstoffgehalt durch die Aufbringung von Stickstoffdüngern (im Wesentlichen Wirtschaftsdünger und mineralischer Dünger) erhöht ist. Gemäß Berechnungsweise nach IPCC werden hier auch die eingearbeiteten Pflanzenreste von Feldfrüchten als anthropogene Quellen von Lachgas-Emissionen berücksichtigt (Umweltbundesamt, 2021c).

Ein verfügbarer, mineralisierter Stickstoffüberschuss (N_{min}) im landwirtschaftlichen Boden, der nicht von den Kulturpflanzen aufgenommen wird, kann durch den Prozess der Denitrifikation als treibhauswirksames Lachgas entweichen. Dies findet v. a. unter sauerstoffarmen Verhältnissen in schweren, tonreichen Böden statt.

Indirekte Lachgas-Emissionen entstehen, wenn reaktive Stickstoffverbindungen wie Ammoniak und Nitrat in Luft und Wasser gelangen. Gasförmige Stickstoffverluste treten vor allem in Form von Ammoniak (NH_3) auf, überwiegend aus der Tierhaltung, aber auch bei der Anwendung von mineralischen Harnstoffdüngern. Gemäß 2006 IPCC Guidelines (IPCC, 2006) bilden die Verluste von Ammoniak (und in geringem Ausmaß von Stickstoffoxiden) die Grundlage für die

Berechnung der indirekten N_2O -Emissionen aus der Deposition von verflüchtigtem Stickstoff aus dem Wirtschaftsdüngermangement (Umweltbundesamt, 2021c). Zudem machen sie die Wirtschaftsdüngeranwendung weniger effizient und erhöhen dadurch potenziell den Mineraldüngerbedarf, was wiederum gemäß der Berechnungsweise der Treibhausgasinventur (IPCC, 2006) zu höheren Lachgas-Emissionen führen kann. Das Auswaschen und Abfließen von reaktivem Stickstoff in das Oberflächen- und Grundwassersystem, vorwiegend in Form von Nitrat, ist der zweite Pfad für die Entstehung von indirekten Lachgas-Emissionen.

Eine Erhöhung der Stickstoffeffizienz, das heißt eine Verbesserung der Ausnutzung von Stickstoff durch die Kulturpflanzen, der auf die landwirtschaftlichen Flächen aufgebracht wird, aber auch von Stickstoff in der Tierhaltung, der v. a. durch Futtermittel in den Betrieb eingebracht und betriebsintern über die Wirtschaftsdünger im Kreislauf geführt wird, ist daher auch aus Sicht der Minimierung der Treibhausgas-Emissionen anzustreben.

7.4.1 Maßnahmen zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen

Reduktionsziel Gemäß der EU-NEC-Richtlinie, die mit dem Emissionsgesetz Luft 2018 (*Emissionsgesetz-Luft, EG-L*, 2018) in nationales Recht umgesetzt wurde, muss Österreich bis 2030 die Ammoniak-Emissionen um 12 % gegenüber dem Referenzjahr 2005 reduzieren, das heißt weniger als 55.500 t NH_3 emittieren (Datenstand 2022). Ab 2020 sind die NEC-Ziele als Relativwerte festgelegt, für Ammoniak (NH_3) wurde das Reduktionsziel für das Jahr 2020 nicht erreicht (+3,7 % anstatt -1 % verglichen mit dem Basisjahr 2005) (Umweltbundesamt, 2022a). Rund 94 % der Ammoniak-Emissionen stammen aus der Landwirtschaft (Umweltbundesamt, 2022a).

7.4.1.1 Quantifizierung von Minderungsmaßnahmen in Tonnen NH_3

Referenzsysteme Basierend auf dem UNECE-Guidance-Dokument zur Minderung von Ammoniak-Emissionen aus landwirtschaftlichen Quellen (United Nations Economic Commission for Europe, 2014) und Expert:innenschätzungen wurden Ammoniak-Reduktionspotenziale verschiedener Minderungsmaßnahmen für Österreich abgeschätzt (Umweltbundesamt, 2016). Das Reduktionspotenzial bezieht sich immer auf Referenzsituationen bzw. Referenzsysteme. Nach Maßnahmenfeld gegliedert gibt es folgende Referenzsysteme bzw. -situationen:

- Stickstoffmanagement: Betriebssituation ohne Planung eines Stickstoffmanagements und ohne Stickstoffbilanzen
- Fütterungsstrategien: Fütterung ohne spezifische Maßnahmen zur Minderung des Rohproteingehalts in der Ration
- Stallsysteme:
 - Rinder: Liegeboxenlaufstall, Spaltenboden und Einstreusysteme
 - Schweine: Vollspaltenboden mit Güllebehälter unterhalb des Spaltenbodens (auch, wenn in einigen Ländern verboten)

- Hühner:
 - Käfigsystem mit offener Kotlagerung
 - verbessertes Käfigsystem („ausgestaltete Käfige“ mit etwas mehr Platz): kann ohne Abänderung des bestehenden Gebäudes ein konventionelles Käfigsystem ersetzen
 - Freilandhaltung: Stall mit tiefer Kotgrube und teilweiser Einstreu
- Wirtschaftsdüngerlagerung: Referenzszenario sind die Düngerlagerungsstätten, jeweils ohne Abdeckung
- Wirtschaftsdüngerausbringung: Breitenverteilung von unbehandelter Gülle oder Festmist über den gesamten Boden ohne Einarbeitung und ohne Beachtung eines günstigen Ausbringungszeitpunktes zur Minderung von Emissionen
- Mineraldüngeranwendung: Breitenverteilung

Im Rahmen der vorliegenden OLI für 2020 wurden die nationalen Ausscheidungswerte von Rindern und Schweinen auf Basis aktualisierter Daten zur Fütterung überarbeitet (Hörtenhuber et al., 2022) und revidiert. Ein Update der Studie aus dem Jahr 2017 (Umweltbundesamt, 2017) ist derzeit in Arbeit.

Einsparungsmaßnahmen

Generell ist festzuhalten, dass die Maßnahmen mit den größten Ammoniak-Einsparungspotenzialen tendenziell zu Beginn (Fütterung) und am Ende (Ausbringung) der Stickstoffkette angesiedelt sind. Weiters fällt auf, dass die technischen Reduktionspotenziale zum Teil signifikant niedriger sind als die theoretischen Reduktionspotenziale (siehe z. B. „Behandlung der Abluft“ bei Schweineställen). Zusammengefasst sind hier die errechneten Quantifizierungen der technischen Reduktionspotenziale (Mindestwerte) für Österreich für einzelne Bereiche bzw. Maßnahmen dargestellt (Umweltbundesamt, 2017); eine Summenbildung ist unzulässig, da Wechselwirkungen zu berücksichtigen wären:

Rinderbereich: Für die Maßnahme „Bodennahe Gülleausbringung – Schleppschuh“ wurde das größte technische Einsparungspotenzial von rund 3.000 t NH₃ berechnet. Auch die Maßnahme „Proteinreduzierte Fütterungsstrategien“ mit rund 2.400 t NH₃-Einsparung ist vielversprechend. Danach folgen die „Optimierung des Zeitpunktes der Gülleausbringung“ mit rund 2.200 t und die Gülleverdünnung mit rund 1.900 t. Für die „Bodennahe Gülleausbringung – Schleppschlauch“ wurde eine Emissionsreduktion von rund 1.400 t NH₃ ermittelt.

Schweinebereich: Das technische Potenzial für die Maßnahmen „Schlitztechnik“ bei der Ausbringung von Gülle beträgt rund 2.600 t bzw. 2.300 t und jenes für die sofortige Einarbeitung der Gülle rund 2.000 t an Emissionsminderung. Auch die multiphasige Fütterung mit rund 1.500 t und die reduzierte verschmutzte Oberfläche durch Schrägboden mit rund 1.000 t sind vielversprechende Maßnahmen. Für die „Anwendung der Schleppschlauchtechnik“ bzw. die „Verdünnung der Schweinegülle“ wurde ein technisches Reduktionspotenzial in der Größenordnung zwischen rund 800 t und 900 t NH₃ berechnet.

Geflügelbereich: Die größten Reduktionen wurden durch die Maßnahmen „Schlitztechnik bei der Gülleausbringung“ mit einer Einsparung von rund 800 t–900 t ermittelt, gefolgt von der sofortigen Einarbeitung von Festmist mit rund

700 t. Auch die „Behandlung der Abluft“ bei Hühnerställen mit rund 600 t und die „Proteinreduzierten Fütterungsstrategien“ mit rund 300 t NH₃ sind nennenswerte technische Potenziale.

Ackerbau: Für die Anwendung von (festen) Hemmstoffen bei der Harnstoffanwendung wurde das größte technische Reduktionspotenzial von rund 1.700 t NH₃ berechnet. Das „Umstellen von harnstoffbasierten Düngemitteln auf Ammoniumnitrat-Dünger“ würde eine Reduktion von etwa 1.400–2.600 t NH₃ bringen. Danach folgen die sofortige Einarbeitung von Harnstoffdüngern mit etwa 1.000 t und der Hemmstoffeinsatz bei Ammonium- und Nitratdüngern mit rund 800 t NH₃.

7.4.1.2 Ammoniak-Minderungsmaßnahmen im Detail

Im „Ratgeber für die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft zur Begrenzung der Ammoniak-Emissionen“ (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b) werden Minderungsmaßnahmen im Detail beschrieben, von emissionsarmen Fütterungsstrategien über emissionsarme Stallsysteme bis zur emissionsarmen Lagerung und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern. Grundtenor ist die Feststellung, dass Wirtschaftsdünger im Sinne des Nährstoffkreislaufs sehr wertvolle Betriebsmittel darstellen und eine sorgsame Anwendung daher im Eigeninteresse der Landwirt:innen erfolgen sollte.

Im Folgenden werden einzelne Maßnahmen im Detail beschrieben.

N-emissionsarme Fütterungsstrategien

Soja Die EU ist von Eiweißimporten abhängig, wobei die Importe zum überwiegen- den Teil aus den drei großen Sojaanbauländern Brasilien, Argentinien und USA stammen. Für importierte Futtermittel, wie Soja bzw. Sojaextraktionsschrot, sind vor allem THG-Emissionen aufgrund von Landnutzungsänderungen in den Anbauländern relevant. Zudem sind diese Importe zu einem großen Teil nicht gentechnikfrei. Bei Soja liegt der Selbstversorgungsgrad der Europäischen Union nur bei rund 5 % (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2021b).

Systemgrenzen und Zuordnungs- problematik

Der Ersatz von importierten Soja-Futtermitteln wird in Ökobilanzstudien häufig als Option zur Verringerung der futtermittelbedingten Emissionen genannt. Diese Minderungsoption liegt jedoch außerhalb des Rahmens und der Systemgrenzen der internationalen Emissionsberichterstattung. Im Gegensatz zur Ökobilanzierung werden in der Österreichischen Luftschadstoffinventur die Umweltauswirkungen der heimischen Futtermittelproduktion, wie z. B. die Treibhausgas-Emissionen, aufgrund der IPCC-Richtlinien (IPCC, 2018a) nicht direkt mit den Tieren in Verbindung gebracht, die das Futter verbrauchen, sondern die Emissionen werden in der Inventur dort verzeichnet, wo sie entstehen („quellenorientierter Ansatz“). In diesem Beispiel also beim Anbau der Futterpflanzen am Feld. Die festgelegten Systemgrenzen erlauben es nicht, die Umweltauswirkungen von Futtermitteln aus anderen Ländern zu berechnen, um sie der Inventur des importierenden Landes hinzuzufügen. Die Umweltauswirkungen und

andere Nachhaltigkeitsaspekte der inländischen und internationalen Futtermittelproduktion sollten daher in weiteren Studien detailliert analysiert werden (Hörtenhuber, Schanz und Größbacher, 2021). Aktuelle Werte zu den Rohprotein- und Aminosäuregehalten im österreichischen Maissortiment können der verbesserten N-emissionsarmen Fütterung dienen (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2021b).

N-reduzierte Fütterungsstrategien

Generelle Fütterungsstrategien zur Reduktion der N-Ausscheidungen von Nutztieren, wie sie auch im NEKP als notwendige zusätzliche Maßnahmen für das WAM-Szenario (With Additional Measures) genannt werden (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2019), umfassen (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b):

- die Verminderung und Vermeidung von Proteinüberschüssen durch Einhaltung der aktuellen Fütterungsempfehlungen,
- gezielte Auswahl und Abstimmung der Rationskomponenten,
- optimale Anpassung der Futterzusammensetzung an das Nutztier entsprechend der Genetik, dem Laktationsstadium, der Leistung, dem Alter und Gewicht sowie der zu erwartenden Handelsklassifizierung des Tieres,
- Reduktion des Rohproteingehaltes in der Ration durch Optimierung der Aminosäureversorgung: bei monogastrischen Nutztieren kann die erforderliche Aminosäureversorgung im konventionellen Bereich durch die Zugabe von Aminosäuren, bei biologischer Tierhaltung durch eine Kombination von verschiedenen Eiweißfuttermitteln in der Futtermischung gesteuert werden,
- Gestaltung eines ausgewogenen Verhältnisses zwischen Energie und Rohprotein der Ration, um optimale Verwertung des Stickstoffs im Pansen von Wiederkäuern sicherzustellen,
- ausreichende Versorgung mit Vitaminen und Mineralstoffen,
- Steigerung der N-Effizienz durch die betriebsangepasste Optimierung der Tierleistung (Milchleistung, Zuwachsraten, Futterverwertung etc.), sodass ein geringerer Anteil des Gesamtproteinbedarfes für die Erhaltung aufgewendet werden muss,
- Einsatz geeigneter Futterzusatzstoffe zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen vorwiegend bei Schweinen und Geflügel,
- Optimierung der Gesamteffizienz von Produktionssystemen durch Erhöhung der Lebensleistung und Nutzungsdauer von Zuchttieren, um N-Ausscheidungen während der Aufzuchtphase zu verringern.

Die Fütterung von Nutztieren beeinflusst die Menge an Stickstoff, welche vom Tier ausgeschieden wird, und hat damit direkte Wirkung auf die potenziell möglichen N-Spezies-Emissionen (NH₃, NO_x und N₂O). Durch eine proteinangepasste Fütterung können die N-Ausscheidungen über Kot und vor allem Harn reduziert werden.

- Maßnahmen**
Rinderfütterung
- Für den Bereich der Rinderfütterung werden folgende Maßnahmen angeführt (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b):
- Beachtung der aktuellen Versorgungsempfehlungen in der Rationsgestaltung für die verschiedenen Tierkategorien und Leistungsniveaus
 - Herstellung des Energie-Protein-Gleichgewichts im Pansen sowie Dünn-darm durch:
 - Bedarfsangepasste Kombination von energie- (z. B. Maissilage, Getreide) und eiweißreichen Futtermitteln (z. B. Grassilage, Heu, Weidehaltung, Eiweißkraftfuttermittel)
 - Kombination verschiedener Futteraufwüchse in der Ration und die Fütterung von proteinreichen Futtermitteln an Tiere mit hohen Leistungen. Bei Wiederkäuern ist zudem auf eine bedarfsgerechte Struktur zu achten
 - Berücksichtigung des Milch-Harnstoffgehalts in der Rationsgestaltung von Milchkühen (Milch-Harnstoffgehalt von 15–30 mg/100 ml anstreben) und den
 - Einsatz spezieller Futtermischungen für verschiedene Wachstumsabschnitte in der Mast von Wiederkäuern (Phasenfütterung)

Bei Rindern können im Durchschnitt 17 % (± 6 %) der NH_3 -Emissionen reduziert werden, wenn der Rohproteingehalt um einen Prozentpunkt gesenkt wird (Hörtenhuber, Schanz und Größbacher, 2021).

Aber auch in der Optimierung des Weidemanagements wird Potenzial gesehen durch:

- Erhöhung der Weidezeiten, da hier der Großteil des Harns in den Boden infiltriert,
- Vermeidung von Proteinüberschüssen aus jungem Weidegras durch energiereiches Ergänzungsfutter und
- Vermeidung der Überdüngung einzelner Weidebereiche durch gezielte Weideführung und Anordnung der Tränken. Dadurch kann gewährleistet werden, dass Kot- und Harnstellen gleichmäßig auf die Weidefläche verteilt werden.

Weiters wird die Verlängerung der Nutzungsdauer oder Leistungssteigerung als Maßnahme angeführt, um die Futterverwertung zu verbessern; durch die Erhöhung der Lebensleistung kann die NH_3 -Emission pro kg Milch über die Lebenszeit des Tieres vermindert werden.

Auch das Anwelken des Wiesenfutters (auf 30–40 % Trockenmassegehalt), die gute Verdichtung des Futters und die Verhinderung des Sauerstoffzutritts während der Silierung sowie die Vermeidung von Nacherwärmung sind Maßnahmen, um den Abbau von Rohprotein in Grassilage zu minimieren.

Zudem sollten bei der Trocknung und Verarbeitung von Futtermitteln (z. B. Heu, Kraftfutter) Hitzeschäden vermieden werden.

Maßnahmen Schweine und Geflügel

Bei Schweinen und beim Geflügel kann die N-Ausscheidung reduziert werden, indem das Futter an den spezifischen Bedarf des jeweiligen Wachstums- und Leistungsabschnitts angepasst wird. Als wirksame Maßnahmen werden angeführt:

- Sicherstellung, dass der Proteingehalt des Futters oder der Futterration nicht über dem Niveau der aktuellen Empfehlungen liegt; dabei sind unterschiedliche Eigenschaften der Eiweißfuttermittel und Tierrassen zu berücksichtigen
- Einsatz spezieller Futtermischungen für trächtige und säugende Sauen
- Einsatz spezieller Futtermischungen für verschiedene Wachstumsabschnitte von Mastschweinen und Legehennen (Phasenfütterung)
- Rationsgestaltung basierend auf Aminosäureversorgung und Dünndarmverdaulichkeit unter Einhaltung der Versorgungsempfehlungen
- Einsatz geeigneter Futterzusatzstoffe zur Harnansäuerung bzw. Urease-Hemmung; diese Futterzusatzstoffe haben ein NH_3 -Reduktionspotenzial von 20–40 %
- Senkung des Proteingehaltes durch Optimierung des Gehaltes an essenziellen Aminosäuren; dies kann durch Zugabe von reinen bzw. synthetischen Aminosäuren zum Futter erreicht werden, vor allem Lysin, Methionin und Threonin, aber auch Tryptophan und Valin.

Praxis

In der Schweinefütterung hat die N-reduzierte Fütterung seit dem Jahr 2005 bei den Betrieben größtenteils Einzug gehalten. So findet sich gemäß TIHALO-II-Studie (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018a) doch schon ein hoher Anteil an N-reduzierter Fütterung in der Sauenhaltung (72 % bei leeren und tragenden Sauen und 68 % bei säugenden Sauen), im Mastbereich (78 %) und in der Ferkelfütterung (68 %). Auch die Wichtigkeit der Mehrphasenfütterung scheint sich immer weiter zu etablieren (24 % Multiphasenfütterung bei Mastschweinen). Einen weiteren wichtigen Punkt stellt die Anpassung der Futterration an das Lebendgewicht dar. In der Mast passen bereits 86 % der Betriebe die Ration an das Tiergewicht an (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018a).

Tabelle 8 zeigt die Anteile der N-reduzierten Fütterung, die in der österreichischen Treibhausgasinventur, basierend auf BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus (2018a), angenommen werden (Hörtenhuber, Schanz und Größbacher, 2021).

Tabelle 8:

Anteile der N-reduzierten Fütterung in Österreich bei Zuchtsauen, Ferkeln und Mastschweinen in den Jahren 1990, 2005 und 2019 (nach (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018a), Quelle: (Hörtenhuber, Schanz und Größbacher, 2021).

	1990	2005	2019
Sauen			
Universalfutter	60 %	40 %	20 %
N-reduzierte Fütterung (Phasenfütterung)	40 %	60 %	80 %
Durchschnittlicher Rohproteingehalt für 88 % TM (g); über den gesamten Reproduktionszyklus)	174	165	149
Ferkel (8–32 kg Lebendgewicht)			
Standardfütterung	66 %	50 %	32 %
N-reduzierte Fütterung (Phasenfütterung)	34 %	50 %	68 %
Durchschnittlicher Rohproteingehalt für 88 % TM (g)	183	179	170
Mastschweine (und Jungsauen vor Belegung)			
Standardfütterung	65 %	47 %	30 %
N-reduzierte Fütterung	35 %	34 %	45 %
Stark N-reduzierte Fütterung		19 %	25 %
Durchschnittlicher Rohproteingehalt für 88 % TM (g)	181	174	161

Effekt Rohproteinsenkung

Eine weitere Senkung des Rohproteingehalts durch zusätzliche (stark) N-reduzierte Fütterung würde die N-Ausscheidungsraten (kg N pro Schwein bzw. Ferkel und Jahr) weiter senken und damit zur Reduzierung der NH_3 -, Nitrat- und N_2O -Emissionen beitragen. Nach Sajeev et al. (2018) führt eine Verringerung des Rohproteingehalts um einen Prozentpunkt zu einer durchschnittlichen NH_3 -Reduktion bei Schweinen von -11 % (± 6 %). Dieser Effekt ist signifikant, aber er wird nicht signifikant von der Schweinekategorie oder dem Alter beeinflusst. Preißinger et al. (2018) untersuchten den Effekt unterschiedlicher Rohprotein- und Aminosäuregehalte und Supplementierung bei Mastschweinen in Bayern an der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft. Untersucht wurden jeweils vier Rationen mit etwa 170 bis 150 g Rohprotein pro kg (bei 88 % TM) in der Anfangsmast und 150 bis 115 g Rohprotein pro kg in der Endmast. Obwohl sich einige Parameter der Mastleistung durch die sehr starke Reduktion des Rohproteingehaltes und durch die Zugabe von essenziellen Aminosäuren verschlechterten, waren zahlungsrelevante Schlachtkörpermerkmale wie der Muskelfleischanteil nicht oder nur geringfügig von der Rohproteinreduktion betroffen. Die Stickstoffausscheidung konnte jedoch bei einer maximal N-reduzierten Fütterung im Vergleich zu einer stark N-reduzierten Fütterung um weitere 20 % pro Tier bzw. pro kg Lebendmassezuwachs reduziert werden (Hörtenhuber, Schanz und Größbacher, 2021).

Für die weitere Optimierung in der Fütterung und Steigerungen der N-reduzierten Fütterungen sind begleitend Schwerpunktberatung und Futteranalysen erforderlich. Außerdem ist die Nachweisbarkeit der optimierten Fütterung eine gewisse Herausforderung (Hölzl, 2019).

In der österreichischen Eiweißstrategie wird festgestellt, dass der verstärkte Einsatz bzw. die Ergänzung synthetisch hergestellter Aminosäuren als Futtermittelzusatzstoffe zur Optimierung von Futterrationen sowie zur Senkung des Eiweißanteils (insbesondere von Sojaschrot) eine aktuell diskutierte und in näherer Zukunft immer stärker zu diskutierende Option ist. Dabei geht es um bessere Ressourceneffizienz durch weniger Eiweißfuttermittel je erzeugter Einheit tierischer Lebensmittel. Dadurch sinken die Stickstoff- und Ammoniak-Emissionen der Tierhaltung und die bessere Ressourceneffizienz ermöglicht eine präzisere tierbedarfsangepasste Steuerung der Produktionsphasen (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2021b).

Studienergebnisse Verschiedene Studien zeigen, dass die in Kapitel 7.5.1 beschriebenen Futtermittelzusatzstoffe zur Methanreduktion, wie Tannine, Saponine oder ätherische Öle, auch zu einer verbesserten N-Verwertung und zu reduzierten NH_3 -Emissionen führen (siehe u. a. Adejoro, Hassen und Akanmu, 2019). Untersucht werden sollte, ob diese Effekte in ähnlicher und signifikanter Weise auch in nativen Rationen auftreten (Hörtenhuber, Schanz und Größbacher, 2021). Futtermittelzusatzstoffe bei Schweinen für eine bessere N-Anreicherung in der Körpermasse und für geringere Ammonium-Stickstoffmengen im Wirtschaftsdünger bzw. für eine geringere NH_3 -Bildung durch Urease-Inhibitoren wie z. B. Benzoesäure (Hörtenhuber, Schanz und Größbacher, 2021) werden u. a. in Lewis et al. (2013) beschrieben. Diese Studien ergaben, dass die Schweinehaltung nach der Rinderhaltung das zweithöchste Minderungspotenzial durch den Einsatz von Futtermittelzusatzstoffen hat; dies gilt sowohl global als auch in Österreich.

Datenbank Zusatzstoffe Die Europäische Behörde für Lebensmittelsicherheit EFSA hat eine Datenbank eingerichtet, in der Futtermittelzusatzstoffe charakterisiert und nach ihren Wirkungen aufgelistet sind. Solche Futtermittelzusatzstoffe, die eine Reduktion der Ausscheidungen oder Emissionen bewirken, fallen unter „zootechnische Zusatzstoffe“ (EFSA - European Food Safety Authority, 2018). Neben der verringerten Ausscheidung von Stickstoff, Phosphor und Schwefel werden in der Leitlinie (EFSA - European Food Safety Authority, 2018) vor allem verringerte Emissionen von Methan, Ammoniak, Kohlendioxid und auch Geruch thematisiert. Neben chemischen Futtermittelzusatzstoffen scheinen auch Pflanzenstoffe wie Saponine oder ätherische Öle in der Lage zu sein, Ammoniak-Emissionen zu reduzieren. Reyer et al. (2017) beschreiben mögliche molekulare Wirkmechanismen. Allerdings finden sich in der Literatur teilweise widersprüchliche Ergebnisse zur Wirksamkeit von Futtermittelzusatzstoffen. So fanden Lewis et al. (2013) einen durchschnittlichen NH_3 -Ausstoß von -23 % durch den Zusatz von Benzoesäure, wobei eine extreme Schwankungsbreite von +116 % bis -71 % berichtet wurde. In einer neueren Studie werden signifikante und hochwirksame Minderungseffekte der Proteinreduzierung bei Mastschweinen bestätigt, aber es wird keine signifikante Wirkung des Zusatzes von Benzoesäure (1 % der Gesamtration) festgestellt (Le Dinh et al., 2022).

Nach einer Metaanalyse (Sajeev et al., 2018) bewirken nachgelagerte Emissionsminderungen des Gülle- und Wirtschaftsdüngersystems (inklusive Ausbringung und gegebenenfalls Behandlung der Gülle) zudem eine große Spanne an effektiven NH_3 -Emissionsminderungspotenzialen von 9 % bis 30 %, wenn Rohprotein

um einen Prozentpunkt abgesenkt wird (Hörtenhuber, Schanz und Größbacher, 2021).

Weidehaltung

Die Weidehaltung hat neben den positiven Wirkungen auf das Tierwohl auch einen emissionsreduzierenden Effekt. Sowohl Ammoniak- als auch Methan- und Lachgas-Emissionen werden aufgrund des getrennten Anfalls von Kot und Harn bei der Weidehaltung reduziert (siehe auch Kap. 7.4.2.4., 7.5.6; Fritz, Grassauer und Terler, 2021, Kappel). Die Zunahme der Weidehaltung von Milch- und Mutterkühen wird auch im NEKP als notwendige zusätzliche Maßnahmen für das WAM-Szenario (With Additional Measures) genannt.

Die Stickstoff-Emissionen, die während des Weideganges entstehen, sind relativ gering, da der leicht umsetzbare Stickstoff (TAN – Total Ammoniacal Nitrogen) im Urin direkt auf die Weide aufgebracht und sehr schnell vom Boden absorbiert wird (EEA – European Environment Agency, 2009). Durch eine Verlängerung der Weidedauer können also Ammoniak-Emissionen reduziert werden, auch da weniger Stickstoff gelagert und dadurch während der Lagerung und Ausbringung des Düngers weniger NH_3 emittiert wird (Umweltbundesamt, 2016).

Eine Steigerung der Weidehaltung und der Weidedauer könnte einen Reduktionsbeitrag liefern. Die Nachweisbarkeit ist derzeit über die Teilnahmeraten an den ÖPUL-Maßnahmen „Alpung und Behirtung“ bzw. „Tierschutz – Weide“ gegeben (Hölzl, 2019).

In der TIHALO-II-Studie, bei der an 5.000 tierhaltende Betrieben ein Fragebogen zum Thema Nutztierhaltung, Stalleinrichtungen und Wirtschaftsdüngermangel versandt wurde, wurden grundsätzliche Informationen über den Weidegang der Tiere nach den Rubriken „nicht geweidet“ und „geweidet“ ermittelt (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018a). Wie in Tabelle 9 ersichtlich, weisen die Mutterkühe mit 79 % und Kalbinnen über zwei Jahre mit 80 % mit Abstand den höchsten Anteil an geweideten Tieren auf, den niedrigsten Anteil mit 12 % die Kategorie Stiere ein bis zwei Jahre und mit 16 % Kalbinnen (Zucht). Der Anteil an weidenden Milchkühen mit 71 % erscheint relativ hoch, ist aber damit zu erklären, dass in diesem Prozentsatz alle Weidearten, auch die reinen Herbstweiden, enthalten sind.

*Tabelle 9:
Anteil der Rinder, die ge-
weidet werden, in %
(BMNT - Bundesministe-
rium für Nachhaltigkeit
und Tourismus, 2018a).*

Tierkategorie	Weide	
	nicht geweidet (%)	geweidet (%)
Milchkühe >2 J.	29	71
Mutterkühe >2 J.	21	79
Kalbinnen >2 J.	19	81
Stiere >2 J.	72	28
Ochsen >2 J.	82	18
Stiere 1–2 J.	88	12

Tierkategorie	Weide	
	nicht geweidet (%)	geweidet (%)
Ochsen 1–2 J.	80	20
Kalbinnen (Zucht) 1–2 J.	84	16
Kalbinnen (Mast) 1–2 J.	79	21
Schlachtkälber - 300 kg	76	24
Kälber und Jungrinder (Zucht)	69	31
Kälber und Jungrinder (Mast)	71	29

Eine umweltfreundliche Beweidung stellt einen Kompromiss zwischen Biomasseproduktion, C-Sequestrierung und Emissionen dar und kann die Futterqualität und die Erträge ähnlich wie die Düngung und die Schnitthäufigkeit erhöhen (FAO und ITPS, 2021).

Maßnahmen im Stall

Verringerung der emittierenden Fläche

Bei ammoniakreduzierenden Maßnahmen im Stall geht es zum einen um eine Verringerung der emittierenden Fläche und eine Beschränkung des Luftaustauschs. Dafür kommen Maßnahmen zum Einsatz wie ein erhöhter Fressstand zur Verringerung der Fressgangbreite oder Rillenböden mit gezähntem Schieber bei Rinderhaltung und funktionsgetrennte Schweineställe mit Kot- und Liegebereich, aber auch Stallfußböden mit einem Quergefälle und einer Harnrinne sowie generell das häufige Entmisten und Sauberhalten von Stallflächen und Auslaufflächen (Österreichisches Kuratorium für Landtechnik, 2019). Dies kann z. B. durch Erhöhung der Schieberfrequenz auf planbefestigten Lauf- und Fressgangflächen bei gleichzeitiger Befeuchtung bzw. Reinigung im Sommer erfolgen oder auch durch automatisierte Spaltenreiniger (Hölzl, 2019). Auf planbefestigten Flächen gelingt ein rascher Harnabfluss mit einer 3 %ig geneigten Lauffläche hin zu einer Harnsammelrinne. Wichtig dabei ist allerdings auch ein entsprechend hohes Reinigungsintervall durch das jeweilige Entmistungssystem. Mit erhöhten Fressständen kann der Anteil der verschmutzten emissionsaktiven Oberflächen im Stall reduziert werden (Pöllinger-Zierler und Zentner, 2022).

Temperaturabsenkung

Zum anderen aber kann im Stall auch die enzymatische Urease-Wirkung durch Temperaturabsenkung verringert werden. Maßnahmen dafür wären gedämmte Dachflächen, hinterlüftete Dachflächen (Kaltdach), eine optimierte Stallklimatisierung (Unterflurzuluft, Erdwärmetauschsysteme, Cool-Pads etc.), Beschattung von Stallgebäuden und Außenklima-Stallsysteme (Österreichisches Kuratorium für Landtechnik, 2019). Die gezielte Temperaturführung (Sommerluftkühlung) in den Stallungen (Rinder, Schweine etc.) führt zu geringeren Ammoniak- und auch Methanfreisetzungen. Beide Prozesse sind sehr stark temperaturabhängig (Pöllinger-Zierler und Zentner, 2022).

Verringerung der Feuchtigkeit im Mist

Als dritter Faktor kann die Verringerung der Feuchtigkeit im Mist zur Reduktion der Ammoniak-Emissionen im Stall führen. Dies kann durch verschiedene Maßnahmen wie ausreichend Einstreu, Mist mit hohem Trockenmassegehalt, Fußbodenheizung und Kotbandentmistung mit Trocknung sowie Vermeidung von

Tränkwasserverlusten bei Masthühnern durch Nippeltränken mit Auffangschalen und generell dichte Tränken erreicht werden (Österreichisches Kuratorium für Landtechnik, 2019, Hölzl, 2019). In der Rinderhaltung müssen die Lauf- und Liegeflächen trocken und sauber gehalten werden. Wird dabei Einstreumenge gespart, erhöht sich die Emissionsaktivität deutlich (Pöllinger-Zierler und Zentner, 2022).

Rinder Bei der Laufstallhaltung von Rindern auf Stroheinstreu kann eine zunehmende Einstreumenge pro Tier zur Reduzierung der NH_3 -Emissionen aus dem Stall und während der Mistlagerung führen. Die passende Strohmenge hängt von der Rasse, dem Tiergewicht, der Besatzdichte, dem Fütterungs- und Haltungssystem sowie den klimatischen Bedingungen ab (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).

aktuelle Forschung In aktuellen Forschungsarbeiten werden Möglichkeiten zur Emissionsreduktion in freigelüfteten Ställen von Rindern behandelt. Die Themenbereiche beziehen sich auf die Optimierung der Stalltemperatur sowie den Luftwechsel und die Luftführung über den emittierenden Flächen unter Berücksichtigung der tierschutzrelevanten Anforderungen an das Stallklima. Diese Arbeiten haben erst begonnen, daher liegen noch keine Empfehlungen vor. Da bei Milchvieh der Liegeboxenlaufstall das am weitesten verbreitete Haltungsverfahren ist, wird er als Referenzverfahren verwendet. Die Anbindehaltung wird aus Tiergesundheits- und Tierschutzgründen nicht mehr empfohlen (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).

Schweine Für die Schweinehaltung sind differenzierte Maßnahmen für Vollspaltensysteme, Teilspaltensysteme und Liegekistenstall- und Tieflaufsysteme im Ratgeber für die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft zur Begrenzung der Ammoniak-Emissionen enthalten (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).

Geflügel Bei Geflügel sind die NH_3 -Emissionen deutlich geringer, wenn der Trockenmassegehalt des Geflügelmists 60 % oder mehr beträgt. Die Minderungstechniken für Geflügeleinstreu und -mist sollten daher auf einen hohen Trockenmassegehalt (über 60 %) bei gleichzeitiger Vermeidung von Tränkwasserverlusten abzielen. Detaillierte Maßnahmen für Legehennen-, Masthühner- und Putenställe sind im Ratgeber für die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft zur Begrenzung der Ammoniak-Emissionen enthalten (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).

Zudem ist die Abluftreinigung von NH_3 eine Maßnahme für große (IPPC-)Betriebe (Schweine, Geflügel); Zwangslüftungssysteme (Säurewäscher oder Rieseltreaktoren (biologische Wäscher)) ermöglichen grundsätzlich ein hohes Emissionsminderungspotenzial (Reduktion von 70 % bis 90 %) in zwangsbelüfteten Gebäuden (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).

Wirtschaftsdüngermangement bei Lagerung und Ausbringung

Lagerung – feste Abdeckung

Durch die Abdeckung der Wirtschaftsdüngerlager wird der Luftaustausch über die emittierende Oberfläche minimiert. Die TIHALO-II-Studie zeigt einen erheblichen Rückgang der Gülle-Lagerabdeckung von 2005 bis 2016: Waren es 2005 noch 11 % nicht abgedeckte Lager, so wiesen 2016 bereits 24 % der Lager keine natürliche Schwimmschicht und keine künstliche Abdeckung auf. Auch wird die österreichische Gülle, vor allem Rindergülle, viel zu oft homogenisiert, was zu einem Anstieg der Ammoniak-Emissionen führt. Beratung und spezielle Fördermaßnahmen können hier ansetzen und somit zur Emissionsreduktion beitragen. Beim Geflügelkot von Legehennen hingegen sind 2016 die Mistlagerstätten zu 95 % abgedeckt, was deutliche Emissionsminderungsvorteile mit sich bringt (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018a).

schwimmende Abdeckung

Schwimmende Abdeckung mittels Folie oder Plastikschwimmkörper bzw. natürlicher Schwimmdecken können ebenfalls die Ammoniak-Emissionen reduzieren. Jedoch kann das Reduktionspotenzial durch zu häufiges Aufrühren verloren gehen. Weiters sollte die Flüssigmisteinleitung in das Güllelager unterhalb der Schwimmdecke erfolgen, um deren Zerstörung zu vermeiden. Von der Errichtung von Güllelagunen sollte aufgrund des ungünstigen Verhältnisses Kubatur zu Oberfläche künftig abgesehen werden (Hölzl, 2019).

Im Folgenden wird zusätzlich die Wirksamkeit verschiedener Güllelagerabdeckungen angegeben (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b, United Nations Economic Commission for Europe, 2015):

- Feste Abdeckung oder Dach: Ammoniak-Emissionsminderung 80 %
- Flexible Abdeckung (z. B. Zeltkonstruktion): Ammoniak-Emissionsminderung 80 %
- Schwimmfolie: Ammoniak-Emissionsminderung 60 %
- Schwimmende Plastikkörper: Ammoniak-Emissionsminderung ca. 60 %
- Natürliche Schwimmdecke: Ammoniak-Emissionsminderung 40 %
- Künstliche Schwimmdecke: Stroh: Ammoniak-Emissionsminderung 40 % (unsicher, kann zu höheren N_2O - und CH_4 -Emissionen führen)

Ausbringung

Folgende Maßnahmen unmittelbar vor und während der Ausbringung von Gülle (u. a. flüssigen Wirtschaftsdüngern) und Festmist dienen der Ammoniak-Emissionsminderung (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b):

- Verdünnung der Gülle vor der Ausbringung: Die NH_3 -Emissionen von verdünnter Gülle – und damit niedrigem Trockenmasse-Gehalt – sind im Allgemeinen geringer als die von unverdünnter Gülle, weil sie schneller in den Boden infiltriert. Ammoniak-Emissionsminderung bis zu 50 % für viskose Rindergüllen (50 % Verdünnung = 30 % Reduktion, über 1:1 hinausgehende Verdünnungen führen zu einer noch stärkeren Reduktion von Emissionen).
- Ansäuerung von Gülle vor der Ausbringung: Niedrige pH-Werte reduzieren NH_3 -Emissionen von Wirtschaftsdünger. Die Absenkung des Gülle-pH auf ein stabiles Niveau von 6 oder weniger reicht üblicherweise aus, um

die NH_3 -Emissionen um 50 % oder mehr zu senken. Dies kann durch die Zugabe von den pH-Wert senkenden Stoffen erreicht werden. Beispiele für Gülle-Zusatzstoffe zur Emissionsminderung: Bei Versuchen der HBLFA Raumberg-Gumpenstein entstehen bei der behandelten Gülle tiefere pH-Werte, welche das Gleichgewicht $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NH}_3$ in der Gülle mehr in Richtung Ammonium verlagern und dadurch das Ausgasungspotenzial von Ammoniak eindämmen können. Die geringere NH_3 -Ausgasung der behandelten Gülle entspricht im Versuch etwa einer 20 %igen Reduktion, wobei Daten über längere Messperioden aktuell nicht vorliegen (Zentner und Pöllinger-Zierler, 2022).

- Die Fest-Flüssig-Trennung („Gülleseparierung“) kann für das Management der Gullenährstoffe hilfreich sein. Die getrennte Ausbringung der flüssigen Fraktion (Dünngülle) kann ebenfalls zu einer Reduktion der NH_3 -Emissionen führen. Das ist auf eine schnellere Infiltration, verbunden mit einem geringen TM-Gehalt der Gülle, zurückzuführen. Das Gülleseparat (Festphase) ist in gleicher Weise wie Festmist auf Ackerland so rasch wie möglich einzuarbeiten. Ammoniak-Emissionsminderung der Flüssigphase: 20 % (Pöllinger-Zierler und Zentner, 2022), Ammoniak-Emissionsminderung -20–30 % gemäß UNECE-Guidance-Dokument (United Nations Economic Commission for Europe, 2014).
- In einer Untersuchung an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein konnten durch den Zusatz von 3 kg Kalkstickstoff (Calciumcyanamid) pro m^3 Rindergülle die Methan-Emissionen über die zweimonatige Lager- und Messdauer um rund 80 % reduziert werden (Zentner, Pöllinger und Winkler, 2021).
- Wahl des geeigneten Ausbringungszeitpunktes: Ausbringung zu Zeiten kühler (Tagesmaxima 15°C), windstillen und feuchteren Witterungsbedingungen. Ausbringung kurz vor Regenereignissen (mindestens 10 mm, bei Starkregenereignissen ist das Risiko von Abschwemmungen besonders zu berücksichtigen). Ausbringung am Abend, wenn Windgeschwindigkeit und Lufttemperatur abnehmen, Taubildung trägt zu einer weiteren Gülleverdünnung mit Wasser bei. Ammoniak-Emissionsminderung: unterschiedlich.
- Schleppschlauch: Die Gülle wird auf dem Boden von Gras- oder Ackerland mittels einer Reihe von flexiblen Schläuchen im Abstand von 25 cm bandförmig abgelegt (Anwendung v. a. im Ackerland). Ammoniak-Emissionsminderung: 30–35 %.
- Schleppschuh: Wie beim Schleppschlauch wird Gülle über Schläuche geleitet, die zusätzlich in einem Metall-„Schuh“ enden. Dieser gleitet auf der Bodenoberfläche und teilt dabei den Pflanzenbestand, sodass ein großer Teil der Gülle direkt auf die Bodenoberfläche und nicht auf die Pflanzen abgelegt wird (Anwendung v. a. im Grünland und bei Feldfutter). Ammoniak-Emissionsminderung: 30–60 %.
- Flachinjektion: Zinken schneiden schmale Schlitz (typischerweise 4–6 cm tief) mit 25–30 cm Abstand in den Boden, die mit Flüssigmist gefüllt wer-

den. Meistens werden sie auf Grünland eingesetzt. Ammoniak-Emissionsminderung: offener Schlitz: 70 %, geschlossener Schlitz: 80 % bei 10 cm Tiefe.

- Tiefeninjektion (einschließlich Ackerinjektoren): In Österreich nicht empfohlen. Gülle(tiefen)injektion könnte zwar zu einer noch stärkeren Reduktion der NH_3 -Emissionen beitragen, die damit einhergehenden höheren Maschinengewichte führen allerdings vermehrt zu Bodenverdichtung, was in weiterer Folge zur Bildung und zum Ausstoß von Lachgas führt. Ackerinjektoren sind auf Basis von Federzinken- oder Schwergrubbern, die am Güllefass mit aufgebaut werden, für den Einsatz auf dem Ackerland entwickelt worden. Dabei wird die Gülle über Rohre zu den Bodenarbeitswerkzeugen abgeleitet und direkt in den Boden appliziert. Ammoniak-Emissionsminderung: 90 %.
- Einarbeitung von Gülle in den Boden: Einarbeitung ist nur auf unbestellten Flächen möglich. Ammoniak-Emissionsminderung: sofortige Einarbeitung: 70 %, Einarbeitung innerhalb von 4 Stunden: 45–65 %, Einarbeitung innerhalb von 24 Stunden: 30 %.
- Einarbeitung von Festmist in den Boden: schnellstmögliche Einarbeitung: Der größte Teil des NH_3 wird auch bei Festmist innerhalb weniger Stunden nach der Ausbringung freigesetzt. Ammoniak-Emissionsminderung: sofortige, nicht wendende Bearbeitung: 60 %; Einarbeitung innerhalb von vier Stunden: 40–65 %; Einarbeitung innerhalb von zwölf Stunden: 50 %; Einarbeitung innerhalb von 24 Stunden: 30 %.

Darüber hinaus können durch Kombination von Schleppschlauch mit Güllever-schlauchung Flächen mit größerer Hangneigung gedüngt werden.

Reduktionsziel

In Österreich werden aktuell durch die ÖPUL-2015-Maßnahme „Bodennahe Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern und Biogasgülle“ ca. 3 Mio. m^3 flüssiger Wirtschaftsdünger bodennah ausgebracht (Umweltbundesamt, 2019c, Hölzl, 2019), das entspricht rund 9–12 % der Gesamtgülle (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018a). Zur Erreichung des NH_3 -Reduktionsziels 2030 ist eine deutliche Steigerung notwendig. Berechnungen des Umweltbundesamts im Rahmen der geplanten Ammoniak-Reduktionsverordnung ergaben für Schweinegülle ein technisches Potenzial von ca. 90 % und für Rindergülle ein technisches Potenzial von ca. 66 % für die bodennahe Ausbringung.

Harnstoffausbringung: Stabilisierung und Reduktion

Harnstoff

Harnstoff wird unter natürlichen Bedingungen durch das Enzym Urease sehr schnell zu Ammonium (NH_4) und Kohlendioxid (CO_2) abgebaut. Wenn diese Reaktion an der Bodenoberfläche stattfindet und NH_4 nicht durch Ton-Humus-Komplex gebunden wird, geht es als Ammoniak (NH_3) teilweise an die Atmosphäre verloren. Wird Harnstoff in wachsenden Beständen ausgebracht, sollte wie bei flüssigem Wirtschaftsdünger besonders auf den Ausbringungszeitpunkt geachtet werden (niedrige Bodentemperaturen, unmittelbar vor Niederschlägen, Ausnutzung der Taubildung) (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).

Ausbringung Die Harnstoffausbringung muss sorgfältig ausgeführt werden, um die Wirksamkeit des Düngemittels zu maximieren und die Wahrscheinlichkeit von NH_3 -Emissionen zu reduzieren. Neben der Wahl der richtigen Menge ist daher wichtig, dass Harnstoff in den Boden eingearbeitet oder eingewaschen wird, bevor der enzymatische Abbau beginnt. Die Geschwindigkeit der Einarbeitung steht dabei in einem direkten Zusammenhang mit der Minderung der Ammoniak-Emissionen. Die sofortige Einarbeitung bzw. die Ablage des Harnstoffs direkt in den Boden ist insbesondere bei sehr hohen Temperaturen ($>25^\circ\text{C}$) zu empfehlen.

Emissionsminderungspotenziale Quantitative Angaben und Potenziale zur Emissionsminderung bei harnstoffbasierten Mineraldüngern sind für folgende Maßnahmen gegeben (Umweltbundesamt, 2016, Umweltbundesamt, 2017):

- Verwendung von Harnstoffhemmsubstanzen: Ureasehemmer können eingesetzt werden, um den Abbau von Harnstoff so lange zu verzögern, bis dieser tief genug in den Boden eingewaschen wurde und um einen sehr starken pH-Wert-Anstieg zu vermeiden – besonders in Düngerbändern, wobei eine Emissionsreduktion von 40 % bei flüssigem Harnstoff-Ammonium-N und 70 % bei festem Harnstoff erreicht werden kann (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).
- Verwendung von polymerbeschichtetem Harnstoffgranulat: Diese Dünger weisen eine verzögerte Nährstofffreisetzung auf, die durch die Verzögerung der Hydrolyse die Emissionen um etwa 30 % reduzieren können. Hierzu gibt es allerdings noch kaum praktische Erfahrungen (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).
- Einarbeitung von Harnstoff in den Boden: Schnelles Einarbeiten von Harnstoff in den Boden, wann immer möglich, reduziert die Emissionen aus Harnstoff um etwa 50 %–80 %. Diese Option ist nicht geeignet, wenn Harnstoff in den wachsenden Bestand auf Getreide oder Grünland appliziert wird, kann aber genutzt werden, wenn Harnstoff auf das Saatbett oder zwischen Saatreihen gestreut und im Zuge der Saat oder von Pflegemaßnahmen (z. B. Maishacke) schnell eingearbeitet wird (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).
- Umstellen von Harnstoff auf Ammoniumnitrat-Dünger: Dies kann die NH_3 -Emissionen substanziell reduzieren (um bis zu 90 %). Ein möglicher negativer Nebeneffekt ist jedoch die potenzielle Erhöhung der direkten klimaschädlichen N_2O -Emissionen, die vor allem bei Nässe und auf fein strukturierten Böden auftreten. Die Anwendung des NH_4NO_3 -Düngers ist besonders bei der Ausbringung in wachsende Bestände zu empfehlen (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).

Maßnahmen Ammoniakreduktion Weitere Maßnahmen zur Ammoniakreduktion umfassen: (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b)

- Injektion von Harnstoff in den Boden: Die (Tiefen-)Injektion von Harnstoff in Flüssig- oder Feststoffform mit einem geschlossenen Schlitz ist mit einer Emissionsreduktion bis zu 90 % noch wirksamer als eine flache Einar-

beutung. Nicht sorgfältig geschlossene oder eingearbeitete Harnstoffbänder neigen wegen des pH-Anstiegs während der Harnstoffhydrolyse im Düngerband zu sehr hohen Emissionen.

- **Feldbewässerung nach der Harnstoffausbringung:** Bewässerung von mindestens 5 mm unmittelbar nach der Ausbringung von Harnstoff führt zu einer Emissionsreduktion von 40 %–70 %. Diese Technik ist nur dort in Erwägung zu ziehen, wo entsprechende Wassermenge für die Bewässerung vorliegt und die rechtlichen Vorgaben nach dem Wasserrechtsgesetz (Bewilligung) erfüllt sind. Ebenso wirksam wie eine Bewässerung ist ein natürlicher Niederschlag.
- **Querverteilung:** Auf Grund des niedrigeren spezifischen Gewichts von Harnstoff im Vergleich zu Kalkammonsalpeter ist bei Arbeitsbreiten über 12 bis 15 m bei geprüllter Ware mit einer mangelhaften Querverteilung zu rechnen. Granulierter Harnstoff kann wegen der größeren Körnung auch bei großen Arbeitsbreiten gleichmäßiger verteilt werden als geprüllter Harnstoff.
- **Keine gemeinsame Applikation mit Kalk:** Eine Harnstoffdüngung sollte nicht nach einer Kalkung mit Branntkalk durchgeführt werden, da es sonst zu hohen Abgasungsverlusten kommen kann. Harnstoff sollte auch nicht auf Mist oder Ernterückständen ausgebracht werden, weil dadurch kein direkter Bodenkontakt besteht und eine schnelle Aufnahme der Ammonium-Ionen durch den Boden behindert wird.

Einige der Techniken, die für Harnstoff beschrieben wurden, einschließlich der Einarbeitung, Injektion, sofortigen Bewässerung und der Verwendung von Düngern mit verzögerter Freisetzung, können auch zur Begrenzung der NH_3 -Emissionen aus Ammoniumsulfat-, Ammoniumphosphat- und NH_4NO_3 -Düngern eingesetzt werden (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018b).

7.4.2 Maßnahmen zur Reduktion der Lachgas-Emissionen

7.4.2.1 Stickstoffeffizientes Düngemanagement und klimafitte Sorten

Stickstoffbedarf

Der Gesamtbedarf an Stickstoff einer Kultur ist im Wesentlichen von der Kulturart und deren Ertragsniveau abhängig. Im Gegensatz zu allen anderen Nährstoffen liegt der überwiegende Anteil des pflanzenverfügbaren Stickstoffs im Boden in leicht löslicher Form (Nitrat, Ammonium) vor. Dieser Gehalt an „mineralischem“ Stickstoff (N_{min}) kann sich durch Schwankungen von Temperatur und Feuchtigkeit, aber auch mit der Aufnahme durch die Pflanze oder N-Verluste durch Auswaschung oder Ausgasung sowie durch Immobilisierungsprozesse innerhalb kurzer Zeit ändern (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2022a).

N-Bilanz

Die schlagbezogene Stickstoffbilanzierung ist eine Möglichkeit, um den N-Saldo und die Stickstoffeffizienz zu bestimmen und damit die Stickstoffvorräte im Boden grob abzuschätzen. Zur Berechnung des N-Saldos wird die Erntemenge (in t ha^{-1}) mit den Stickstoffgehalten im Erntegut (in kg N t^{-1}) multipliziert und von

der Düngemenge abgezogen (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2022a).

Höhere N-Bilanzüberschüsse bedeuten eine steigende Gefahr von Nitrateinträgen ins Grundwasser sowie von Emissionen als Lachgas. Der Reststickstoff im Boden sollte durch eine Zwischenfrucht oder früh gesäte Hauptfrucht abgeschöpft und Verluste verhindert werden. Mit Blick auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie, die Nitrat-Aktionsprogramm-Verordnung (NAPV) und das kommende ÖPUL gewinnt eine ausgeglichene N-Bilanz zunehmend an Bedeutung (Oberforster und Dersch, 2022).

N-Effizienz Die national im Durchschnitt der landwirtschaftlichen Nutzfläche errechneten N-Überschüsse (freiwillig von den EU Mitgliedsstaaten zu berechnender Agrarumweltindikator) betragen für Österreich rund 40 kg N/ha (2015–2019) (Umweltbundesamt, 2019d, Umweltbundesamt, 2021d). Auf landwirtschaftlicher Betriebsebene kann das Potenzial zur Reduktion der Nährstoffüberschüsse und damit zur Erhöhung der N-Effizienz durch betriebliche Stickstoffbilanzen abgeschätzt werden. Eine Gesamtbetriebsbilanzierung aller Nährstoffe wird auch EDV-unterstützt beispielsweise von den Landwirtschaftskammern angeboten (LK-Düngerrechner²²). Die Stickstoffeffizienz wird direkt nach der Ernte durch das Verhältnis von Stickstoffentzug (Abfuhr mit der Ernte) und Stickstoffeinsatz (Düngung) ermittelt (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2022a):

$$\text{N-Effizienz (\%)} = \text{N-Entzug (kg/ha)} / \text{N-Düngung (kg N}_{\text{jw}}/\text{ha}^{23}) \times 100$$

Weizen Bei der Erzeugung von Weizen mit hohem Proteingehalt lassen sich Überschüsse in der N-Bilanz nur schwer vermeiden. Eine Produktion von Premiumweizen (mindestens 15 % Protein) sollte ausschließlich mit eiweißreichen Sorten erfolgen. Denn zumeist übertrifft ein sortentypisch hoher Proteingehalt die Wirkung einer erhöhten N-Spätgabe (Oberforster und Dersch, 2022).

Daher sind sowohl unter konventioneller als auch biologischer Bewirtschaftung die Einstufungen der agronomischen Merkmale (z. B. Lager), Krankheitsanfälligkeit und indirekter Qualitätsmerkmale (z. B. Rohproteingehalt) aus der Beschreibenden Sortenliste (AGES, 2022b) für die Sortenwahl heranzuziehen.

Für Getreidearten unter biologischer und konventioneller Bewirtschaftung wird das Merkmal Stickstoffeffizienz dargestellt. Unter Stickstoffeffizienz versteht man die Fähigkeit eines Pflanzenbestandes, aus dem angebotenen Stickstoff möglichst viel Protein zu erzeugen. Dies ist auch eine häufig genannte Forderung des Biolandbaus. Während es bei Gerste, Roggen, Triticale, Dinkel oder Hafer im Wesentlichen eine gute Ertragsfähigkeit trotz niedrigem Stickstoffangebot bedeutet (entsprechende Verwertung des begrenzt vorhandenen Stickstoffs), ist

²² <https://ooe.lko.at/lk-d%C3%BCngerrechner-ein-kostenloses-edv-programm-der-landwirtschaftskammern+2400+1652577>

²³ jw ... jahreswirksamer N

die Situation bei Weich- und Durumweizen differenzierter. Hier spielt der Rohproteingehalt bei der Vermarktung eine wesentliche Rolle.

Als stickstoffeffizient (gemessen anhand des Proteinetrags in biologisch geführten Versuchen) haben sich die Weizensorten Adamus, Alessio, Arminius, Arnold, Ehogold, Lukullus und Tobias (sehr hoher bis hoher Proteingehalt) sowie Aurelius, Emotion und Every (mittelhoher bis mittlerer Proteingehalt) erwiesen (Abbildung).

Unter konventioneller Bewirtschaftung haben sich im pannonischen Trockengebiet bei einem größeren Sortiment die Weizensorten Adesso, Alessio, Arameus, Alicantus und Arnold (sehr hoher bis hoher Proteingehalt) sowie Bernstein, Mandarin und Ekonom (mittelhoher bis mittlerer Proteingehalt) als stickstoffeffizient erwiesen (Abbildung). Auch für Oberösterreich wurde eine Darstellung der dort etablierten Sorten hinsichtlich Stickstoffeffizienz erarbeitet.

Abbildung 30:
Winterweizen – Kornertrag und Rohproteingehalt (N-Effizienz) im Biolandbau von 2016(15) bis 2021.

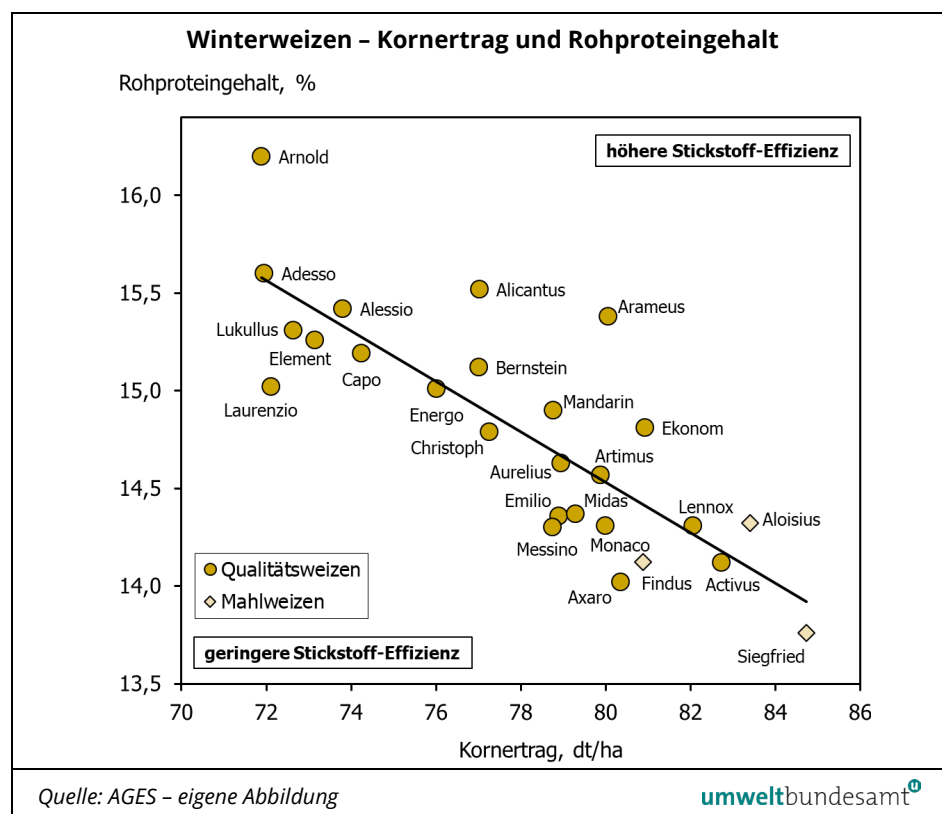
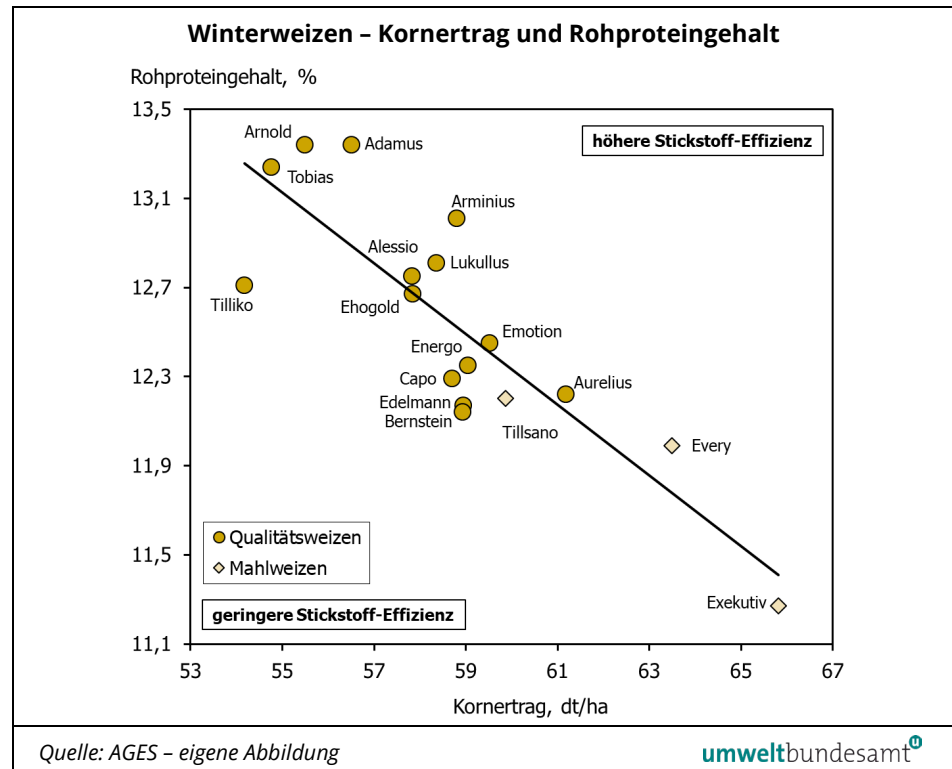


Abbildung 31:
Winterweizen – Kornertrag und Rohproteingehalt (N-Effizienz) im pannonischen Trocken- gebiet von 2016(15) bis 2021.



klimafitte Sorten

Für das Erreichen einer hohen Stickstoffeffizienz ist die Entwicklung neuer, klimafitter Sorten, die an die diversen Stressfaktoren (Trockenheit, Hitze, vermehrtes Auftreten von Pflanzenkrankheiten und -schädlingen), die aufgrund des Klimawandels immer häufiger auftreten, anzuführen. Bereits in den letzten Jahren waren ausgeprägte Trockenperioden in mehreren Produktionsgebieten die Ursache für erhöhte N-Bilanzen und somit geringere N-Effizienz in der nationalen N-Bilanz, weil die erwarteten Erträge nicht realisiert wurden (Umweltbundesamt, 2019d).

Mit klimafitten Sorten wird zur Sicherung der Kornerträge und auch der Qualitäten landwirtschaftlicher Erzeugnisse bei schwierigen Klimabedingungen, wie langanhaltender Trockenheit oder Hitzeperioden, beigetragen (Gehren et al., 2021).

Bedarfsgerechte (mineralische) Düngung mit Stickstoff

Reduktionsziel

Im Nationalen Energie- und Klimaplan (NEKP, BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2019) wird u. a. die Maßnahme „Reduktion des Mineraldüngereinsatzes“ im Bereich Dekarbonisierung angeführt. Demnach soll der Bedarf an Mineraldünger bis 2030 um 20 % gegenüber dem im Szenario „mit bestehenden Maßnahmen“ (WEM) enthaltenen Einsatz gesenkt werden, indem das gesamte betriebliche Stickstoffmanagement verbessert wird bzw. eine Abgeltung für den reduzierten Einsatz erfolgt.

Dies ist für den Bereich Dekarbonisierung und die Erreichung der Klimaneutralität 2040 v. a. deshalb notwendig, da für die Produktion von chemisch-syntheti-

schen Mineraldüngern große Mengen an (fossilen) Energieträgern (Erdgas) benötigt werden, um den inerten Luftstickstoff in reaktive Stickstoffformen umzuwandeln (Haber-Bosch-Verfahren).

Emissionen Nach einer aktuellen Studie der International Fertilizer Association (IFA - International Fertilizer Association and Systemiq, 2022) wurden im Jahr 2019 bei der Mineraldüngerproduktion 408 Mio. t CO₂-Äquivalente emittiert, primär durch den Einsatz fossiler Energie bei der mineralischen N-Düngerproduktion von 108 Mio. t N. Das sind etwa 0,8 % der globalen THG-Emissionen. Mit der Anwendung dieser mineralischen N-Düngermenge werden die Ernteerträge gesteigert, sodass eine geringere Bodenfläche für die Ernährung erforderlich ist. Zugleich wurden damit insgesamt 717 Mio. t CO₂-Äquivalente THG-Emissionen nach den Emissionsfaktoren IPCC-Tier-1 verursacht, davon 634 Mio. t in Form von Lachgas, der Rest von 83 Mio. t als CO₂, v. a. durch die Anwendung von Harnstoff. Seitens der Düngemittelindustrie werden daher relevante Minderungen des N-Düngemittelverbrauchs avisiert.

Reduktionspotenzial Laut der Studie können die THG-Emissionen bei globaler Betrachtung bis 2050 um 70 % vermindert und zugleich die wachsende Weltbevölkerung ernährt werden. Etwa zwei Drittel der Minderungen können durch Verbesserung der N-Effizienz, v. a. bei geringerem N-Aufwand, und durch Verbesserung der Wirksamkeit der N-Dünger, u. a. durch Urease- und Nitrifikationshemmstoffe erreicht werden. Dafür ist noch ein entsprechender Forschungs- und Entwicklungsaufwand zu leisten. Weitere Minderungen können durch die Umstellung der Ernährung und den damit einhergehenden höheren Anteil an proteinreichen Hülsenfrüchten erzielt werden.

Beispiel Weizen Für die Weizenproduktion in Nordfrankreich, die am ehesten mit dem Pflanzenbau in Österreich vergleichbar ist, wurde neben vier anderen Regionen (China, Indien, USA, Brasilien) die möglichen Minderungen im Detail dargestellt (IFA - International Fertilizer Association and Systemiq, 2022): Steigerung der N-Effizienz durch verminderte N-Düngung von 150 auf 127 kg N/ha bei Getreide und Raps, Einsatz effizienterer N-Dünger und verbesserte Wirkung organischer Dünger sowie deutlich erhöhter Anteil von Hülsenfrüchten in der Fruchtfolge (von 5 % auf 20 %). Mit diesen Maßnahmen und den Änderungen in der Fruchtfolge können die durch die N-Düngerausbringung verursachten THG-Emissionen im Pflanzenbau um insgesamt fast 42 % vermindert werden.

**Entwicklung
Mineraldüngereinsatz
in Ö** Der Mineraldüngerabsatz in Österreich betrug im vergangenen Wirtschaftsjahr (Juli 2021 bis Juni 2022) laut AMA 96.233 t an mineralischem N-Dünger. Im langjährigen Verlauf seit 1995 ist dies der viertniedrigste Wert, nur in der Periode 2002/03 und während der Finanzkrise in den Jahren 2008/09 und 2009/10 wurden – ebenfalls nach stark gestiegenen N-Düngerpreisen wie aktuell – noch etwas geringere Mengen an N in Verkehr gebracht. Wenn man die Periode 2015/17 als Bezugsbasis heranzieht, so wurde bereits ein um 20 % verminderter N-Einsatz erzielt. Hinzuweisen ist auf die leicht rückläufige Ackerfläche, den steigenden Anteil an Bioackerfläche und die zugleich steigenden Flächenanteile von Sojabohne, die auch als Ursachen des rückläufigen N-Düngerabsatzes anzuführen sind.

**Maßnahmen für
Reduktion**

Folgende Sub-Maßnahmen werden im NEKP angeführt, mit denen eine Mineraldüngerreduktion erreicht werden soll (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2019):

- Verbesserung der bedarfsgerechten Dosierung durch Düngerplanung, Bodenproben zur Feststellung des aktuellen mineralischen N-Vorrats auch in tieferen Schichten zu Vegetationsbeginn insbesondere im pannonischen Trockengebiet und Landwirtschaft 4.0 (siehe Kapitel Präzisionslandwirtschaft) sowie durch verstärkte Bewusstseinsbildung (aufbauend auf bestehenden Schulungen und Beratungsangeboten). Verlustreduktion im Mineral- und Wirtschaftsdüngermangement und erhöhte Stickstoffeffizienz (siehe Kapitel 7.4.1, 7.4.2);
- Gesetzliche Regelungen im Rahmen des Aktionsprogramms Nitrat werden zusätzliche Ansätze liefern;
- Weiterentwicklung und Ausbau der ÖPUL-Maßnahmen, welche zu einem reduzierten Stickstoff-Mineraldüngereinsatz beitragen, den Anbau von Leguminosen steigern und somit den Mineraldüngerzukauf vermindern, Stickstoffverluste weiter reduzieren und auf eine Reduktion des Düngereinsatzes generell, u. a. durch spezifische Maßnahmen in Gebieten mit erhöhter Belastungs- bzw. Gefährdungssituation, abzielen.

Modellergebnisse

Die Ergebnisse aus der Evaluierung verschiedener ÖPUL-Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion von treibhauswirksamen Lachgasgas-Emissionen mittels eines prozessorientierten mathematischen Modells (LandscapeDNDC) zeigen einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Art der Bewirtschaftung und hier im speziellen dem Düngeneiveau und dem Verlust von Lachgas (Foldal, Kasper und Ecker, Eva & Zechmeister-Boltenstern, Sophie). Eine intensive konventionelle Bewirtschaftung begünstigt hohe Lachgasverluste. Tendenziell werden die Emissionen geringer, sobald eine Reduktion des Mineraldüngereinsatzes vorgenommen wird. Bereits eine Reduktion des Düngemitelesatzes um 15 % hat eine hohe Wirkung auf die Reduktion von Lachgas (Stickstoffemissionseinsparungen zwischen 2 und 8 kg N/ha/Jahr), gleichzeitig verringern sich die Erträge relativ wenig (kulturartenspezifisch unterschiedlich um 0 bis 10 %). Eine weitere Reduzierung des Düngemitelesatzes um insgesamt 25 % bei konventioneller Bewirtschaftung ergibt eine weitere Reduktion, allerdings in geringerem Ausmaß. Die größten Einsparungen an Lachgas-Emissionen werden gemäß dieser Studie bei der Umstellung auf biologische Bewirtschaftung erzielt. Dieses Ergebnis steht im Einklang mit Ergebnissen aus der Schweiz (Skinner et al., 2019; siehe auch Kapitel 7.3). Grundsätzlich sieht man im Ackerland größere Unterschiede zwischen den Bewirtschaftungsvarianten (Mineraldüngereinsatzmengen) als zwischen den Bodenarten, wobei v. a. für lehmige Böden hohe N₂O-Ausgasungen modelliert wurden. Die Kulturen mit den höchsten Düngergaben (Gemüse, Zuckerrübe, Mais, Kürbis, aber auch Wintergetreide direkt nach Leguminosen) wiesen die höchsten Jahressummen an N₂O-Emissionen auf, während in allen Regionen beim Sojaanbau die niedrigsten Jahressummen an N₂O-Emissionen emittiert wurden. Wie im Ackerland hat auch im Grünland die Art der Bewirtschaftung (vor allem die Höhe der N-Düngung) einen Einfluss auf die Menge der N₂O-Emissionen.

Wenn Lachgasemissionsminderungsmaßnahmen vor allem dort vermehrt umgesetzt werden, wo die höchsten N₂O-Emissionen auftreten – das heißt in Regionen mit hohem Niederschlag und schweren Böden – sind sie am effektivsten. Betroffen ist dabei sowohl intensiv bewirtschaftetes Grünland, aber auch Ackerkulturen, wie Gemüse und Mais. Nicht nur die Menge, sondern auch der Zeitpunkt der Düngung ist für eine Optimierung der Stickstoffnutzungseffizienz und eine Verringerung der Lachgas-Emissionen von Bedeutung (Foldal et al., 2019).

**faktenbasierte
Bewertung**

Grundlagenprojekte, wie das Projekt Mais-XP zur Neubewertung des Proteingehaltes für Körnermais (Foldal, Kasper und Ecker, Eva & Zechmeister-Boltenstern, Sophie, 2019, BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2021a), helfen den Fütterungsberater:innen und Landwirt:innen, die Zusammensetzung des Maisproteins besser zu bewerten. Es zeigte sich, dass in Abhängigkeit der Anbauregion die Proteingehalte im Mittel der Erntejahre 2018–2020 zwischen 8,0 und 8,8 % liegen. Diese Information ist für die N-Entzugswerte bei der Berechnung der N-Bilanz sowie für die Ermittlung der standort- und jahresspezifischen N-Effizienz und für die nachhaltigere Gestaltung der Fütterung entscheidend. Letzteres bedeutet, dass die Proteinqualität der Futtermittel der Tierart angepasst ist. Dazu benötigt der:die Landwirt:in aktuelle Werte, die die tatsächliche Maisqualität im österreichischen Maissortiment widerspiegeln (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2021a); siehe auch Kapitel N-emissionsarme Fütterungsstrategien). Zu den meisten Getreidearten gibt es in der Beschreibenden Sortenliste das Merkmal „N-Effizienz“. Es ist vorgesehen, dies auch für das Sortiment von Mais, aber auch für Sonnenblume und Raps (ab 2024) zu erweitern. Damit steht für die wichtigsten Feldfrüchte für die zugelassenen Sorten eine faktenbasierte Bewertung der N-Effizienz zur Verfügung.

Präzisionslandwirtschaft

Präzisionslandwirtschaft insgesamt (Precision Agriculture, PA) ist ein landwirtschaftliches Managementkonzept, das auf der Beobachtung und Messung der räumlichen und zeitlichen Feldvariabilität beruht. Die Bedürfnisse der Pflanzen werden mit Hilfe moderner Informations- und Kommunikationstechnologien erfasst (FAO und ITPS, 2021).

Sensoren

Die Dynamik des Stickstoffs im Boden und eine je nach Wuchsbedingungen unterschiedliche Aufnahme durch die Pflanzen erschweren die Einschätzung des N-Bedarfs bei der Düngung. Digitale Bestandessensoren können bei der Bemessung der aktuell erforderlichen N-Menge unterstützen und bieten die Möglichkeit, auf Bestandesunterschiede teilflächenspezifisch zu reagieren (Online-Sensorik, Satellitendaten). Dadurch kann die N-Effizienz erhöht werden (Essl et al., 2021, Spiegel et al., 2021, BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2022a).

Ein einfaches Hilfsmittel zur Bemessung der Schosser- und Spätgabe ist der N-Tester (Oberforster und Dersch, 2022). Die Messdaten zeigen eine Unter- und Überversorgung der Pflanzen mit Stickstoff präziser als das menschliche Auge, sagen jedoch nichts über die künftige N-Mobilisierung aus dem Boden aus.

Ergebnisse
Lebenszyklusanalysen

Bei Lebenszyklusanalysen (siehe Kapitel 7.6) der Anwendung von PA-Technologien in Weingärten wurden folgende Effekte zur Reduktion der THG-Emissionen beobachtet: i) der Input (hauptsächlich Stickstoffdünger) für die landwirtschaftlichen Feldarbeiten wurde reduziert; ii) der Kraftstoffverbrauch wurde durch weniger Feldarbeiten mit dem Traktor reduziert und iii) die Kohlenstoffspeicherung der Böden wurde verbessert, indem die Bodenbearbeitung reduziert und die Erträge erhöht wurden. Laut FAO und ITPS (2021) basieren PA-Technologien hauptsächlich auf IKT und können an bereits bestehende Maschinen aufgesetzt werden, wodurch die THG-Emissionen, die bei ihrer Produktion entstehen, als vernachlässigbar eingeschätzt werden können. Für eine verlässliche Einschätzung der verursachten THG-Emissionen beim Einsatz digitaler Technologien in der Landwirtschaft ist jedoch eine konkrete Umweltbewertung der Haupt- und Begleitwirkungen der verwendeten Technologie erforderlich. Neben der Produktion muss beispielsweise auch der laufende Energieaufwand für den Betrieb der Geräte oder von Servern berücksichtigt werden (Umweltbundesamt, 2023c).

Die Ergebnisse von Analysen des EU-Joint Research Centre zeigen (Soto et al., 2019), dass die verstärkte Einführung von Präzisionslandwirtschaft (precision agriculture technologies, PAT) positive Auswirkungen auf die Umwelt haben könnte, da die Treibhausgas-Emissionen aus der Düngemittelausbringung, der Düngemittelproduktion und dem Kraftstoffverbrauch verringert werden. Untersucht wurden dabei zum einen Systeme zur Steuerung von Maschinen (machine guidance, MG) mit Hilfe des Global Positioning Systems (GPS) und zum anderen die teilflächenspezifische Stickstoffdüngung mit Hilfe von Sensoren (variable rate nitrogen application technology, VRNT).

Die Einsparungen bei den Treibhausgas-Emissionen sind bei der teilflächenspezifischen Stickstoffdüngung höher als bei den Systemen zur Steuerung von Maschinen mit GPS. Dies liegt daran, dass VRNT in der Lage ist, die indirekten, aber vor allem die direkten N₂O-Emissionen im Zusammenhang mit dem geringeren Einsatz von Stickstoffdüngern zu reduzieren. VRNT spart auch Düngemittel ein, sodass die mit der Herstellung dieser Düngemittel verbundenen CO₂-Emissionen ebenfalls gesenkt werden.

Die Treibstoffreduktionskapazität von MG ist höher als die von VRNT, da MG für Feldaktivitäten zusätzlich zur Ausbringung von Düngemitteln verwendet wird. Das Minderungspotenzial für Mähdrescher liegt zwischen 1.513 und 2.760 t CO₂-Äquivalent pro Jahr. Das Minderungspotenzial für VRNT liegt zwischen 3.805 und 6.567 kt CO₂-Äquivalent pro Jahr. Diese potenziellen THG-Emissionsreduktionen entsprechen 0,3–1,5 % der gesamten THG-Emissionen des Landwirtschaftssektors in der EU 2015.

Technologien mit variabler Stickstoffausbringung (VRNT), Maschinensteuerung (MG), Bewässerung mit variabler Rate (VRI) und kontrollierte Verkehrsführung mit automatischer Lenkung (CTF) sind die Technologien mit dem größten Potenzial zur Verringerung der THG-Emissionen bei gleichzeitiger Erhaltung oder Verbesserung der Wirtschaftlichkeit der Betriebe.

Die derzeitige Umsetzungsrate von MG und VRNT in der EU ist gering. Hohe Investitionskosten, geringe Betriebsgröße und fortgeschrittenes Alter der Landwirt:innen sind Hürden für die Umsetzung (Soto et al., 2019).

Einsatz stabilisierter Mineraldünger

Der Einsatz von stabilisierten Mineraldüngern (Nitrifikations-Inhibitoren und Urease-Inhibitoren) wird derzeit als mögliche Maßnahme zur Reduktion von N-Emissionen diskutiert. Nitrifikationshemmer sind Verbindungen, die die Umwandlung von Ammonium zu Nitrat verlangsamen. Dadurch können die direkten N_2O -Emissionen durch N-Düngung sowie die indirekten N_2O -Emissionen aus Auswaschung („Leaching“) verringert werden. Um zu verhindern, dass es zu höheren NH_3 -Emissionen (und dadurch zu erhöhten indirekten N_2O -Emissionen aus Deposition („deposition“) kommt, ist es aber notwendig, auch für NH_3 spezifische Maßnahmen zu setzen, wie z. B. rasches Einarbeiten oder die Kombination mit Urease-Inhibitoren. Gemäß European Court of Auditors (2021) und Lam et al. (2017) liegt im Einsatz von Hemmstoffen ein hohes Potenzial zur Verringerung der N_2O -Emissionen (bis zu 40 %), ohne den Ertrag zu beeinträchtigen.

7.4.2.2 Keine tiefe Einarbeitung von Wirtschaftsdüngern

Im Zusammenhang mit der Lachgasbildung ist wichtig, dass flüssige und feste Wirtschaftsdünger nicht tief in den Boden eingearbeitet werden. Insbesondere bei schweren Böden entsteht dabei im Zuge des Umbauprozesses der stickstoffhaltigen Wirtschaftsdünger wiederum durch den Wechsel von oxidierenden und reduzierenden Bedingungen vermehrt Lachgas. Dabei ist insbesondere der Umbauprozess von Ammonium zu Nitrat betroffen. Deshalb wird in Österreich die Tiefeninjektion von Flüssigmist zur Reduktion von Ammoniak-Emissionen nicht forciert (Pöllinger-Zierler und Zentner, 2022).

7.4.2.3 Gülleseparierung, -verdünnung und -ansäuerung

Bei der Lagerung von Rindergülle konnte durch die Separierung von Fest- und Flüssiganteil eine Minderung der treibhausgasrelevanten Emissionen Methan und Lachgas gemessen werden (Amon et al., 2001, Pöllinger-Zierler und Zentner, 2022).

Die Verdünnung der Gülle mit Wasser im Verhältnis von 1:1 ist insbesondere bei arrondierter Betriebslage eine Option zur Reduktion der gasförmigen Emissionen, auch von CH_4 und N_2O aus den Wirtschaftsdüngern (Pöllinger-Zierler und Zentner, 2022).

In einem Versuch der HBLFA Raumberg-Gumpenstein konnten durch Ansäuerung der Rindergülle die Methan-Emissionen um rund 80 % reduziert werden (Zentner, Pöllinger und Winkler, 2021). Eine weitere Studie kommt zum Schluss, dass auch die Ansäuerung von Gülle nicht nur zur Reduktion von Ammoniak, sondern auch von Methan (29–74 %) und Lachgas (21–55 %) führt (Mohankumar Sajeev, Winiwarter und Amon, 2018).

7.4.2.4 Weidehaltung

Die Weidehaltung hat neben dem reduzierenden Effekt bei Ammoniak, Methan und Lachgas (siehe Weidehaltung in Kapitel 7.4.1.2) auch weitere emissionsreduzierende Effekte. Treibhausgasrelevante Emissionen werden vor allem durch den verringerten Maschineneinsatz – geringere Mengen an Grundfutterreserven müssen maschinell geerntet und konserviert werden –, aber auch durch die effizientere Grundfutternutzung reduziert. Ein Effekt resultiert auch aus der verringerten Wirtschaftsdüngerlagerung während der Sommermonate, die mit Treibhausgas-Emissionen einhergeht (Fritz, Grassauer und Terler, 2021, Kappel, 2020), Pöllinger-Zierler und Zentner, 2022).

7.4.2.5 Hecken und Pufferstreifen

Hecken oder Pufferstreifen dürften die N₂O-Emissionen erheblich reduzieren (Falloon, Powlson und Smith, 2004, siehe Kap. 7.2.1.1).

7.5 Maßnahmen zur Reduktion der Methan-Emissionen

Maßnahmen zur Ammoniakreduktion dienen oft auch der Methanreduktion. So führt die gezielte Temperaturführung (Sommerluftkühlung) in den Stallungen von Rindern, Schweinen etc. zu geringeren Ammoniak- und auch Methanfreisetzungen, da beide Prozesse sehr stark temperaturabhängig sind (Pöllinger-Zierler und Zentner, 2022). Darüber hinaus werden hier im Folgenden noch weitere Maßnahmen angeführt, die in der Literatur speziell zur Reduktion der Methan-Emissionen genannt werden.

7.5.1 Stabilisierung der Rinderzahlen ab 2025 auf gleichbleibendem Niveau

Im Integrierten nationalen Energie- und Klimaplan für Österreich werden auch Rahmenbedingungen (z. B. bauliche Auflagen, Genehmigungen) und Maßnahmen (z. B. Zuchtfortschritt, veränderte Ernährungsgewohnheiten, verringerte Nahrungsmittelabfälle) genannt, die einen weiteren Anstieg der Rinderzahlen ab 2025 unwahrscheinlich machen (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2019).

7.5.2 Futtermittelzusätze bei Rindern

Der folgende aktuelle Überblick zu Futtermittelzusätzen bei Rindern zur Reduktion von Methan-Emissionen stammt zur Gänze aus einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes (Hörtenhuber, Schanz und Größbacher, 2021).

- chemisch-synthetische Stoffe** Bei Rindern ist die Verwendung von Futtermittelzusatzstoffen aus Sicht der Treibhausgas-Emissionen in erster Linie für die Verringerung der enterogenen Methan-Emissionen relevant. Einige chemisch-synthetische Futtermittelzusatzstoffe versprechen ein großes Reduktionspotenzial, zum Beispiel 3-Nitrooxypropanol (3-NOP). Methanogene Archaeobakterien im Pansen produzieren mit Hilfe eines Enzyms (Methyl-Coenzym-M-Reduktase) CH_4 aus CO_2 und H_2 . Der Wirkstoff 3-NOP sättigt das Enzym und verringert somit die Fähigkeit der Archaeobakterien, CH_4 zu produzieren. In-vitro-Studien sowie In-vivo-Studien bestätigen diese Wirkung. 100 mg 3-NOP kg^{-1} TM-Futteraufnahme können die CH_4 -Produktion um etwa 20 % reduzieren, obwohl die Effizienz des Futters mit zunehmendem Rohfasergehalt abzunehmen scheint (EFSA - European Food Safety Authority, 2021). Eine signifikante Wirkung wird bei einer Beimischungsrate von 53 mg kg^{-1} Mischration (bei 88 % Referenztrockenmasse) erzielt. Bei einer maximal empfohlenen Beimischungsrate von 100 mg 3-NOP kg^{-1} TM-Futter wurden keine Sicherheitsrisiken – weder für die Tiere noch für die Verbraucher – festgestellt; lediglich beim Einmischen des Futtermittelzusatzstoffes ist darauf zu achten, dass nichts eingeatmet wird (EFSA - European Food Safety Authority, 2021).
- pflanzliche Stoffe** Neben den chemisch-synthetischen Futtermittelzusatzstoffen gibt es auch pflanzliche Stoffe mit ähnlicher Wirkung, die bereits zugelassen sind und zum Teil bereits in der Praxis eingesetzt werden, z. B. aus ätherischen Ölen (Belanche et al., 2021) oder aus Gerbstoffen, Saponinen und anderen pflanzlichen Wirkstoffen. Pro kg energiekorrigierter Milch fanden Belanche et al. (2021) einen Rückgang der CH_4 -Emissionen um 9,9 %, wenn der Futterzusatzstoff in einer Menge von 1 g pro Kuh und Tag eingesetzt wurde. Über den gesamten Lebenszyklus und unter Einbeziehung der Umweltauswirkungen der Futtermittelproduktion und aller vorgelagerten Ketten ermittelten Hörtenhuber et al. (2021, Knapp et al., 2014) eine 6 %ige Verringerung des Treibhauspotenzials und eine 3 %ige Verringerung des Versauerungspotenzials pro kg Milch bei einem Einsatz von 0,45 % in einem Kraftfutter für Milchkühe.
- offene Fragen** Knapp et al. (2014) fanden typische Reduzierungen der Methan-Emissionen im Darm von 2,5 % bis 15 % pro kg ECM, wiesen aber darauf hin, dass einige der Effekte vorübergehend sind und dass sich die mikrobielle Pansenflora an die Wirkstoffe des Futtermittelzusatzstoffs gewöhnen kann. Neben ätherischen Ölen und Tanninen haben in den letzten Jahren auch Saponine und Flavonoide zunehmend an Aufmerksamkeit gewonnen (Minasny et al., 2017, Mendel et al., 2017). Insbesondere von Tanninen wurde berichtet, dass sie die CH_4 -Emissionen bei Rindern um 6 % bis 34 % reduzieren. Es wird angenommen, dass Tannine die CH_4 -Produktion verringern, indem sie direkt auf methanogene Bakterien oder indirekt über Protozoen wirken, indem sie den Faserabbau reduzieren oder als H_2 -Senken fungieren (Aboagye und Beauchemin). Eine verringerte Verdaulichkeit von rohfaserreichen Futtermitteln widerspricht der Wiederkäuerphysiologie und muss in weiteren Studien untersucht werden. In der Literatur gibt es auch Hinweise darauf, dass eine direkte Reduktion des enterischen CH_4 durch Futterzusatzstoffe in der Folge zu kompensatorischen, höheren CH_4 -Verlusten aus Wirtschaftsdünger und Festmist führt (Hindrichsen et al., 2006).

Für viele Futtermittelzusatzstoffe ist daher derzeit noch unklar, welches Potenzial sie tatsächlich über den gesamten Lebenszyklus haben, und es besteht entsprechender Forschungsbedarf.

7.5.3 Vergärung von Wirtschaftsdüngern in Biogasanlagen

Relevant für die Emissionsreduktion durch Wirtschaftsdüngervergärung ist das Einsparungspotenzial bei Methan bzw. dessen direkte energetische Nutzung.

Methan entsteht unter anaeroben Milieubedingungen. Anaerob ablaufende organische Gär- und Zersetzungsprozesse bei der Lagerung von tierischen Ausscheidungen (Wirtschaftsdünger) führen zur Freisetzung von Methan.

Die Zunahme der Wirtschaftsdüngervergärung wird im Integrierten nationalen Energie- und Klimaplan (NEKP) als eine Maßnahme genannt, die einen entscheidenden Beitrag zur Energiewende leisten kann (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2019). Wird Wirtschaftsdünger vergoren, kann nicht nur fossile Energie substituiert, sondern können auch THG-Emissionen aus der Wirtschaftsdüngerlagerung verringert werden. Das ambitionierte Ziel ist, den Anteil des in Biogasanlagen vergorenen nationalen Wirtschaftsdüngers auf 30 % zu heben (derzeit: rund 1 %).

Wesentlich ist, dass der Fokus auf der Vergärung des anfallenden Wirtschaftsdüngers liegt und die Kofermentierung pflanzlicher Substrate auf das für den reibungslosen Betrieb der Anlagen (C:N-Verhältnis, Spurenelemente) notwendige Ausmaß reduziert wird. Jegliche Erhöhung der pflanzlichen Input-Menge vermindert den THG- und NH_3 -Einsparungseffekt für den Sektor Landwirtschaft. Bei überwiegender Vergärung von pflanzlichen Substraten, insbesondere wenn diese reich an Stärke sind, wird im Sektor Landwirtschaft kein Einsparungseffekt mehr erzielt (Umweltbundesamt, 2019e).

Die entstehenden Gärprodukte wirken sich durch die komplexen, schwer abbaubaren Kohlenstoffverbindungen positiv auf den Humusaufbau aus und verfügen über eine gute Nährstoffverfügbarkeit. Allerdings liegt durch den hohen Ammoniakgehalt auch eine hohe N-Flüchtigkeit vor. Eine bodennahe Ausbringung der Gärreste ist somit unbedingt notwendig (Umweltbundesamt, 2019e).

7.5.4 Feste Abdeckung von Güllebehältern

Siehe Kapitel Wirtschaftsdüngermangement bei Lagerung und Ausbringung. Gemäß IPCC (2019) zeigen wissenschaftliche Studien für die feste Abdeckung von Güllebehältern ein Methan-Minderungspotenzial von -25 % bis -50 %.

7.5.5 Gülleseparierung, -verdünnung und -ansäuerung

Siehe Kapitel 7.4.2.3.

7.5.6 Weidehaltung

Siehe Kapitel Weidehaltung, 7.4.2.4.

7.6 Lebenszyklusanalysen von landwirtschaftlichen Produkten

Mit der Methode der Lebenszyklusanalyse (LZA) werden die Umweltauswirkungen, z. B. Treibhausgas-Emissionen, aller Prozesse, die bei der Herstellung eines Produktes bzw. im Rahmen einer Dienstleistung stattfinden, berücksichtigt und quantifiziert, wie z. B. Energieinputs, Futtermiteinsatz, Transport etc. Dieses Instrument für die Bewertung – vorrangig der Treibhausgas-Emissionen, aber auch anderer Umweltauswirkungen entlang der gesamten Lebensmittelversorgungskette – wird in aktuellen EU-Strategien als bedeutend zur umfassenden Bewertung und Ermittlung von Verbesserungspotenzialen hervorgehoben (Europäische Kommission, 2020a, Europäische Kommission, 2020b).

Rindfleisch Aktuelle Berechnungen, die den Treibhausgas-Fußabdruck (CFP – Carbon Footprint) für Rindfleisch berechnen, zeigen den Vorteil der österreichischen Rindfleischproduktion gegenüber südamerikanischen Produktionssystemen, wenn Transport-Emissionen mitberücksichtigt werden (Kirchner et al., 2021). Die Autoren folgern, dass für das Klimaziel und um diese Vorreiterrolle nicht zu verlieren in Österreich Anstrengungen gesetzt werden sollten, um die THG-Emissionen in der Rindfleischproduktion weiter zu reduzieren. Auf Basis von Forschungsarbeiten und von Expert:innen-Einschätzungen werden dafür folgende Maßnahmen vorgeschlagen (Kirchner et al., 2021):

1. vertikale Kooperation, d. h. kurze Wege und Ersatz von Kraftfutterimporten (besonders von Sojaschrot aus Brasilien) durch regionale Eiweißversorgung,
2. Verbesserung des Wirtschaftsdüngermangements (z. B. bodennahe Gülleausbringung, Abdeckung Güllegruben, Beimischung Stroh, Erhöhung Weideanteil),
3. Züchtungsprogramme und
4. Biogasproduktion (anaerobe Vergärung von Wirtschaftsdünger).

Gegenüber den Klimaschutzmaßnahmen (a) Verbesserung Futterqualität und (b) Futtermittelzusatzstoffe wurde von einigen Expert:innen Skepsis eingebracht. Die Futterqualität ist schon sehr hoch und eine Verbesserung ohne Trade-Offs zu anderen Nachhaltigkeitsaspekten (z. B. Biodiversität) kaum erreichbar. Futtermittelzusatzstoffe sind noch experimentell und bewirken bis jetzt nur auf synthetischer, nicht aber auf pflanzlicher Basis langfristig substantielle Wirkung.

Um das Pariser Klimaziel zu erreichen, wird es eine substanzielle Reduktion des globalen Rindfleischkonsums benötigen. Im Sinne der Resilienz und Nachhaltigkeit ist das System Rindfleisch aber umfassend zu betrachten. Klimaschutzmaßnahmen für die Rindfleischproduktion sollten unbedingt unter Berücksichtigung anderer Nachhaltigkeitsaspekte, wie Biodiversität, Ernährungssicherheit, Tierwohl und regionaler Wohlfahrt, eingeleitet und forciert werden (Kirchner et al., 2021).

Milchproduktion

Speziell für die Milchproduktion werden aufgrund von Lebenszyklusanalysen folgende Möglichkeiten zur Verminderung von Treibhausgas-Emissionen der Milcherzeugung genannt:

- Effizientere, standortangepasste Kühe (Selektion) – z. B. durch gleiche Leistung bei geringerer Lebendmasse. Reduktionspotenzial minus 5-10 %
- Erhöhung der Grundfutterqualität: 1,5 % je 0,5 MJ NEL kg⁻¹ TM
- Weide: Reduktionspotenzial minus 2 % je 10 % mehr Weidezeit (gemessen am Jahreszeit-Budget)
- Ersatz kritischer Futtermittel
- Einstreusysteme
- Wirtschaftsdünger für Biogaserzeugung: Reduktionspotenzial minus 16 % (Hörtenhuber und Zollitsch, 2020)

7.7 Reduktionspotenzial des Programms zur Entwicklung des Ländlichen Raums 2014–2020

7.7.1 Treibhausgas-Emissionen

7.7.1.1 Ergebnisindikator R18 „Verringerte Methan- und Distickstoff-Emissionen“ (Umweltbundesamt, 2019c)

Bei der Evaluierung des Programms Ländliche Entwicklung 2019 wurde der Ergebnisindikator R18 „Verringerte Methan- und Distickstoff-Emissionen“ berechnet (Umweltbundesamt, 2019c).

Dieser Indikator wurde für drei Maßnahmen auf Basis verringerter Mineraldüngereinsatzmengen, abgeschätzt von Expert:innen der AGES und der HBLFA Raumberg-Gumpenstein, im Vergleich zur Null-Variante – also ohne diese Maßnahmen – errechnet. Die drei Maßnahmen sind:

- VHA 10.1.2 Einschränkung ertragssteigernder Betriebsmittel: verringerter Mineraldüngereinsatz gegenüber der Null-Variante: Grünland minus 10 kg N ha⁻¹; Ackerland minus 30 kg N ha⁻¹
- VHA 10.1.3 Verzicht auf Fungizide und Wachstumsregulatoren bei Getreide: verringerter Mineraldüngereinsatz gegenüber der Null-Variante: Ackerland mit Getreide: minus 15 kg N ha⁻¹

- VHA 11.2.1 Beibehaltung ökologischer oder biologischer Wirtschaftsweise: verringerter Mineraldüngereinsatz gegenüber der Null-Variante: Ackerland minus 65 kg N ha⁻¹; Grünland minus 25 kg N ha⁻¹; Wein minus 30 kg N ha⁻¹; Obst minus 30 kg N ha⁻¹.

Der reduzierte Mineraldüngereinsatz verglichen mit der Null-Variante – also ohne diese Maßnahmen – wurde gemäß Methodik der Treibhausgasinventur nach den Richtlinien der IPCC (IPCC, 2006) in N₂O-Emissionen umgerechnet. Die durch diese drei Maßnahmen errechneten reduzierten Treibhausgas-Emissionen betrugen im Jahr 2018 139 kt CO₂-Äquivalente.

Zudem wurden die durch die Maßnahme

- VHA 10.1.9 Bodennahe Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger und Biogasgülle

reduzierten Ammoniak-Emissionen (siehe Kapitel 7.7.2) in dadurch verminderte indirekte Lachgas-Emissionen umgerechnet und diese in den Ergebnisindikator R18 miteinbezogen. Dies entspricht der Berechnungsweise der IPCC-Richtlinien (IPCC, 2006), weil die eingesparte NH₃-N-Menge somit nicht über die Luft anschließend in Böden eingetragen wird. Diese indirekten, reduzierten N₂O-Emissionen entsprechen zwischen 10 t N₂O im Jahr 2015 und 16 t N₂O im Jahr 2018. Dies entspricht einer reduzierten THG-Emissionsmenge von 4,91 kt CO₂-Äquivalent im Jahr 2018.

Demnach betrug im Jahr 2018 der Wert für den Ergebnisindikator R18 aufgrund des Reduktionspotenzials der vier Maßnahmen insgesamt 144,1 kt CO₂-Äquivalent, die im Vergleich mit der Null-Variante weniger emittiert wurden.

7.7.1.2 Treibhausgaswirkung des gesamten Programms LE 2014–20 (Zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen des Programms LE 14-20 auf die Querschnittsthemen Umwelt und Klima, 2019)

Zur Beantwortung der Evaluierungsfrage 24 „In welchem Umfang hat das Programm zur Entwicklung des ländlichen Raums zum Klimaschutz und zur Anpassung an den Klimawandel beigetragen sowie zur Erreichung des Kernziels der Strategie Europas 2020, die Treibhausgas-Emissionen gegenüber 1990 um mindestens 20 % (30 % unter den richtigen Voraussetzungen) zu verringern, den Anteil erneuerbarer Energien am Energieendverbrauch auf 20 % zu erhöhen und die Energieeffizienz um 20 % zu verbessern?“ wurden folgende Ergebnisse bezüglich des Klimaschutzes und zur Darstellung des dafür zu berichtenden Wirkungsindikators I.07 berechnet:

Wirkungsindikator I.07 „Emissionen aus der Landwirtschaft“:

Dieser Indikator umfasst:

1. Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft
 - 1a) Treibhausgas-Emissionen aus der Landwirtschaft (CRF-Sektor 3): Verdauung, Düngermanagement, Bodenmanagement
 - 1b) Treibhausgas-Emissionen aus Acker- und Grünlandnutzung aus dem Sektor LULUCF (CRF-Sektor 4)

2. Ammoniak-Emissionen aus der Landwirtschaft (siehe Kapitel 7.7.2)

Zu den Treibhausgas-Emissionen für den Wirkungsindikator I.07 wurden die Treibhausgas-Emissionsdaten des Sektors Landwirtschaft (CRF-Sektor 3) und der landwirtschaftlichen Bodennutzung (Acker und Grünland, CRF-Sektor 4 LULUCF) der jährlichen Treibhausgasinventur entnommen (Umweltbundesamt, 2019a).

Modellannahmen Die Ermittlung der den Emissionsberechnungen zugrunde liegenden landwirtschaftlichen Aktivitäten (tierische und pflanzliche Produktion) ohne das Programm LE 2014–20 zur Ermittlung der Nettoeffekte erfolgte mittels der Modelle PASMA (Positive Agricultural and Forestry Sector Model of Austria) und DYNK (Dynamic New Keynesian Model) (Sinabell et al., 2019). Diese Modelle unterstellen den Akteuren gewisse Verhaltensweisen (wie z. B. die Maximierung der Deckungsbeiträge in PASMA oder die Kostenminimierung der Input-Faktoren in DYNK). Die Parameter beruhen auf empirischen Daten (z. B. Kosten von landwirtschaftlichen Produktionsverfahren). Zudem erfolgte eine Kalibrierung, um die aktuelle Ist-Situation korrekt abzubilden. Die Berechnungen zeigten, dass durch das Programm insgesamt die Produktion landwirtschaftlicher Güter im Vergleich zur Situation, wie die landwirtschaftliche Produktion ohne Programm LE 2014–20 modellhaft eingeschätzt wird, erhöht wird.

Ebenso wird die landwirtschaftliche Fläche durch das Programm LE 2014–20 weitgehend in der Produktion gehalten.

Ausweitung Produktion Die Ausweitung der Produktion aufgrund des Programms umfasst landwirtschaftliche Aktivitäten, die mit der Emission von Treibhausgasen unmittelbar in Zusammenhang stehen (z. B. Viehbestand und Mineraldüngereinsatz). Die Berechnungen der THG-Emissionen für den Sektor Landwirtschaft ergaben somit eine Erhöhung der Treibhausgase im Umfang von 2,6 % verglichen mit der Situation ohne das Programm LE 2014–20. Wenn man die THG-reduzierende Wirkung der Vorhabensarten Biologische Bewirtschaftung, Einschränkung ertragssteigernder Betriebsmittel, Fungizid-Verzicht und der bodennahen Gülleausbringung (siehe Ergebnisindikator R18) miteinbezieht, reduzieren sich die mit der erhöhten Produktion einhergehenden THG-Emissionen von +2,6 % auf +0,7 %, verglichen mit der Situation ohne das Programm. Die Emissionswirkung auf Vorketten und Energieverbrauch ist in dieser Analyse nicht enthalten.

Landnutzung Hinsichtlich Landnutzung und Kohlenstoffbindung zeigte sich bei den Modellanalysen des WIFO, dass vor allem extensiv genutzte Flächen durch das Programm in der landwirtschaftlichen Produktion gehalten werden. Ohne das Programm wären folglich starke Flächenaufgaben im alpinen Bereich zu erwarten (ca. 70 % Rückgang bei Almen und Bergmähdern). Der Rückgang des Ackerlandes ohne Programm wird durch das Modell als vergleichsweise gering eingeschätzt. Es ist jedoch anzunehmen, dass im Ackerland die kohlenstoffkonservierenden bzw. -aufbauenden Maßnahmen ohne Programm nicht in dem Ausmaß stattfinden würden (abgeschätzter Bodenkohlenstoffvorrat im Ackerland von derzeit im Mittel 51,4 t C/ha). Eine Berechnung der konkreten THG-Emissionen für Acker- und Grünland wurde nicht durchgeführt, da u. a. die Übergangszeit von 20 Jahren bei der Änderung des Bodenkohlenstoff-Gehalts durch Aufgaben

von Maßnahmen gemäß der IPCC-Richtlinien 2006 (IPCC, 2006) berücksichtigt werden müsste und entsprechend langfristige Daten zur Änderung der Bewirtschaftung ohne ÖPUL-Maßnahmen nicht modelliert wurden.

7.7.2 Ammoniak-Emissionen

7.7.2.1 Ergebnisindikator R19 „Verringerte Ammoniak-Emissionen“ (Umweltbundesamt, 2019c)

Bei der Evaluierung des Programms Ländliche Entwicklung 2019 wurde der Ergebnisindikator R19 „Verringerte Ammoniak-Emissionen“ berechnet (Umweltbundesamt, 2019c).

Dieser Indikator wurde auf Basis der Wirkung von vier Maßnahmen (Vorhabensarten, VHA) im Vergleich zur Null-Variante – also ohne diese Maßnahmen – errechnet. Die vier Maßnahmen und die dadurch ermittelten reduzierten Ammoniak-Emissionen (in t NH₃) sind:

- VHA 10.1.9 Bodennahe Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger und Biogasgülle: 1.273 t NH₃ (Wert für 2018)
- VHA 14.1.1 Tierschutz – Weide: 1.638 t NH₃ (Wert für 2017)
- VHA 14.1.2 Tierschutz – Stallhaltung: 204 t NH₃ (Wert für 2017)
- VHA 4.1.1 Investitionen in feste Güllelagerabdeckungen: insgesamt 184 t NH₃ (Wert für 2018)

Die Emissionsberechnung für Ammoniak erfolgte gemäß der EMEP/EEA-Berechnungsmethodik (NFR-Sektor 3 „Agriculture“) zur Inventurerstellung für Luftschadstoff-Emissionen (Umweltbundesamt, 2019b).

bodennahe Ausbringung

- Für die Maßnahme „Bodennahe Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger und Biogasgülle“ basierte die Berechnung auf einem vereinfachten Ansatz (Pöllinger et al., 2011). Demnach emittieren bei breitflächiger Ausbringung von 1 m³ Gülle 1 kg NH₃-N in die Atmosphäre. Gemäß UNECE (United Nations Economic Commission for Europe, 2015) vermindert die bodennahe Ausbringung mit Schleppschlauch die NH₃-Emissionen um 30 %, sodass nur noch 0,7 kg NH₃-N pro m³ Gülle emittieren. Wird ein Injektor angewendet, so bewirkt dies eine Emissionsminderung um 80 %, sodass nur noch 0,2 kg NH₃-N pro m³ Gülle emittieren. Die Berechnungen ergaben für die Maßnahme „Bodennahe Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger und Biogasgülle“ eine eingesparte Emissionsmenge von ca. 1,3 kt H₃ im Jahr 2018.

Tierschutz – Weide

- Für die Maßnahme „Tierschutz – Weide“ gibt es gemäß ÖPUL 2015 das Mindestkriterium von 120 Weidetagen (zwischen 01.04. und 15.11.) (BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, 2018). Ausgehend von der Anzahl der geförderten GVE in den einzelnen Tierkategorien (Rinder, Schafe, Ziegen) erfolgte für das Antragsjahr 2017 die Potenzialabschätzung auf Basis der nationalen Luftschadstoffinventur für Ammoniak. Es wurde von der Annahme ausgegangen, dass die Weidehaltung im Vergleich zum Referenzsystem ohne Weiden

eine Minderung der Ammoniak-Emissionen um rund 10 % bewirkt (United Nations Economic Commission for Europe, 2014). Die Berechnungen ergaben für die Maßnahme „Tierschutz – Weide“ eine eingesparte Emissionsmenge von ca. 1,6 kt NH₃ im Jahr 2017.

Tierschutz – Stallhaltung	Die Maßnahme „Tierschutz – Stallhaltung“ (VHA 14.1.2) unterstützt die Stallhaltung von männlichen Rindern und Schweinen auf eingestreuten Liegeflächen in Gruppen mit erhöhtem Platzangebot. Ausgehend von der Anzahl der geförderten GVE und Tierkategorien (Rinder, Schweine) für das Antragsjahr 2017 erfolgte die Potenzialabschätzung auf Basis der im EMEP/EEA Guidebook (EEA – European Environment Agency, 2019) ausgewiesenen Tier-1-Methodik zur Berechnung der Ammoniak-Emissionen aus Tierhaltung. Als Null-Variante wurde die Haltung der Tiere in Systemen ohne Einstreu angenommen. Das Potenzial ergibt sich aus der Differenz der beiden Berechnungsergebnisse und zeigt um insgesamt 204 t geringere Ammoniak-Emissionen für die geförderte Anzahl an Tieren im Jahr 2017.
Investitionen	Im Rahmen der Maßnahme „Investitionen in die landwirtschaftliche Erzeugung“ (VHA 4.1.1, siehe (BMLFUW - Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2014) wurden die Förderfälle von Abdeckungen für Düngersammelanlagen (Gülle- und Jauchegruben) hinsichtlich der dadurch reduzierten Ammoniak-Emissionen ausgewertet. Eine grobe Abschätzung mittels Hochrechnung aus den Evaluierungsdaten ergab eine Lagerkapazität von rund 952.000 m³ bzw. 63.792 GVE (Stand: 31.12.2018). Die geförderten GVE aus der INVEKOS Tierbestandsliste wurden für die Emissionsberechnung gemäß EMEP/EEA Tier-1-Methodik (EEA, 2019) in die Tierkategorien Kühe, andere Rinder, Sauen und Mastschweine umgerechnet. Als Minderungsfaktor wurde der UNECE-Koeffizient von -80 % für feste Gülleabdeckung herangezogen (United Nations Economic Commission for Europe, 2015). Das Potenzial ergibt sich aus der Differenz der beiden Berechnungsergebnisse (mit und ohne Abdeckung) und zeigt um insgesamt 184 t geringere Ammoniak-Emissionen aufgrund der geförderten Investitionsmaßnahmen zu neu gebauten, abgedeckten Güllelagern und nachträglichen Abdeckungen.
Gesamtwirkung	Der Wert für den Indikator R19 (Verringerte Ammoniak-Emissionen) wurde damit mit insgesamt 3.298 t NH₃ pro Jahr (im Vergleich mit der Null-Variante) berechnet auf Basis der letztverfügbaren Daten der Jahre 2017 und 2018. Damit entspricht die berechnete Gesamtwirkung der vier Maßnahmen rund 5 % der nationalen Emissionsmenge aus dem Sektor Landwirtschaft.

7.7.2.2 Ammoniakreduktion des gesamten Programms LE 2014–20

Zur Darstellung des Wirkungsindikators I.07 hinsichtlich der Ammoniakreduktion wurden die NH₃-Emissionen Österreichs aus dem Sektor Landwirtschaft (CRF 3) dargestellt und mit der Situation ohne Programm LE 2014–20 verglichen, um die Nettoeffekte darstellen zu können.

Wie auch für die Berechnung der Treibhausgaswirkung (siehe Kapitel 7.7.1.2) wurden die den Emissionsberechnungen zugrunde liegenden landwirtschaftlichen Aktivitäten (tierische und pflanzliche Produktion) ohne das Programm mittels der Modelle PASMA (Positive Agricultural and Forestry Sector Model of Austria) und DYNK (Dynamic New Keynesian Model) ermittelt (Sinabell et al., 2019).

**Entwicklung
NH₃-Emissionen**

Die Landwirtschaft verursachte im Jahr 2017 94 % der NH₃-Emissionen Österreichs, die von 1990–2017 leicht zugenommen haben (+3,8 %). Der Anstieg der letzten Jahre lässt sich im Wesentlichen durch die vermehrte Haltung in Laufställen in Kombination mit der Umstellung auf Flüssigmistsysteme (aus Gründen des Tierschutzes und EU-rechtlich vorgeschrieben) und die steigende Anzahl leistungsstärkerer Milchkühe erklären. Der Mineraldüngereinsatz hat seit 1990 insgesamt abgenommen. In den letzten Jahren ist jedoch der Anteil von Harnstoff als ein kostengünstiges, aber wenig effizientes Düngemittel (beachtlicher Teil des Stickstoffs als Ammoniak-Emission) deutlich gestiegen.

Effekte Programm

Die Modellberechnungen zeigten, dass trotz der höheren Viehbestände sowie der größeren Mineraldüngermengen mit dem Programm eine Minderung der Ammoniak-Emissionen im Umfang von 2,6 % verglichen mit der Situation ohne das Programm stattfindet. Ursache dafür sind die emissionsmindernden Effekte der Maßnahmen (Vorhabensarten, VHA) „Bodennahe Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger und Biogasgülle“, „Tierschutz – Weide“, „Tierschutz – Stallhaltung“ und „Investitionen in Güllelagerabdeckung“. Anzumerken ist, dass die Emissionswirkung der Maßnahmen auf Vorketten und Energieverbrauch in dieser Analyse nicht enthalten ist.

8 LITERATUR

- ABDALLA, M., A. HASTINGS, D.R. CHADWICK, D.L. JONES, C.D. EVANS, M.B. JONES, R.M. REES und P. SMITH, 2018. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **253**, 62-81. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2017.10.023
- ABOAGYE, I.A. und K.A. BEAUCHEMIN, 2019. Potential of Molecular Weight and Structure of Tannins to Reduce Methane Emissions from Ruminants: A Review [online]. *Animals : an open access journal from MDPI*, **9**(11). ISSN 2076-2615. Verfügbar unter: doi:10.3390/ani9110856
- ADEJORO, F.A., A. HASSEN und A.M. AKANMU, 2019. Effect of Lipid-Encapsulated Acacia Tannin Extract on Feed Intake, Nutrient Digestibility and Methane Emission in Sheep [online]. *Animals: an open access journal from MDPI*, **9**(11). ISSN 2076-2615. Verfügbar unter: doi:10.3390/ani9110863
- AGES, 2022a. *Humusgehalt heimischer Ackerböden* [online]. 16. Mai 2022 [Zugriff am: 18. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.ages.at/umwelt/boden/informationen-zu-boden>
- AGES, 2022b. Österreichische Beschreibende Sortenliste 2022. Landwirtschaftliche Pflanzenarten. Republik Österreich. Gemäß Saatgutgesetz 1997. *Schriftenreihe 21*. Schriftenreihe 21.
- AGRIMONTI, C., M. LAURO und G. VISIOLI, 2021. Smart agriculture for food quality: facing climate change in the 21st century [online]. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, **61**(6), 971-981. Critical Reviews in Food Science and Nutrition. Verfügbar unter: doi:10.1080/10408398.2020.1749555
- ALLARD, V., J.-F. SOUSSANA, R. FALCIMAGNE, P. BERBIGIER, J.M. BONNEFOND, E. CESCHIA, P. D'HOOR, C. HÉNAULT, P. LAVILLE, C. MARTIN und C. PINARÈS-PATINO, 2007. The role of grazing management for the net biome productivity and greenhouse gas budget (CO₂, N₂O and CH₄) of semi-natural grassland [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **121**(1-2), 47-58. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2006.12.004
- AMA - AGRARMARKT AUSTRIA, 2020. Landschaftselemente [online]. Stand September 2020. Merkblatt [Zugriff am: 18. Mai 2022]. Verfügbar unter: https://www.ama.at/getattachment/3b3471f3-97e4-4322-9728-ed95e1bc4f45/LSE_Fragen_Antworten_September_2020.pdf
- AMELOOT, N., S. de NEVE, K. JEGAJEEVAGAN, G. YILDIZ, D. BUCHAN, Y.N. FUNKUIN, W. PRINS, L. BOUCKAERT und S. SLEUTEL, 2013. Short-term CO₂ and N₂O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils [online]. *Soil Biology and Biochemistry*, **57**, 401-410. ISSN 0038-0717. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.soilbio.2012.10.025

- AMON, B., G. MOITZI, C. WAGNER-ALT, V. KRYVORUCHKO, T. AMON und J. BOXBERGER, 2001. *Methane, Nitrous Oxide and Ammonia Emissions from Management of Liquid and Solid Manures*. Vienna.
- BAUMGARTEN, A., C. GEITNER, H.-P. HASLMAYR und S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, 2014. *Der Einfluss des Klimawandels auf die Pedosphäre. Österreichischer Sachstandsbericht Klimawandel 2014 (AAR14)*. Vienna: Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften.
- BAUMGARTEN, A., H. SPIEGEL, H.P. STÜGER, U. ALDRIAN, Y. STICKLER, C. TRIBL, M. ANDERL, S. HAIDER und J. SPRINGER, 2019. *Anwendung von Harnstoff in der österreichischen Landwirtschaft. Endbericht zum Forschungsprojekt Nr. 101400*. Wien.
- BAVEYE, P.C., J. BAVEYE und J. GOWDY, 2016. Soil "Ecosystem" Services and Natural Capital: Critical Appraisal of Research on Uncertain Ground [online]. *Frontiers in Environmental Science*, **4**, 41. ISSN 2296-665X. Verfügbar unter: doi:10.3389/fenvs.2016.00041
- BELANCHE, A., C.J. NEWBOLD, D.P. MORGAVI, A. BACH, B. ZWEIFEL und D.R. YÁÑEZ-RUIZ, 2021. A Meta-analysis Describing the Effects of the Essential oils Blend Agolin Ruminant on Performance, Rumen Fermentation and Methane Emissions in Dairy Cows [online]. *Animals: an open access journal from MDPI*, **10**(4). ISSN 2076-2615. Verfügbar unter: doi:10.3390/ani10040620
- BELLARBY, J., B. FOEREID, A. HASTINGS und P. SMITH, 2008. *Cool Farming: Climate impacts of agriculture and mitigation potential* [online]. Amsterdam: University of Aberdeen/Greenpace International. Verfügbar unter: <https://eprints.lancs.ac.uk/id/eprint/68831/1/1111.pdf>
- BENISTON, J.W., M.J. SHIPITALO, R. LAL, E.A. DAYTON, D.W. HOPKINS, F. JONES, A. JOYNES und J.A.J. DUNGAIT, 2015. Carbon and macronutrient losses during accelerated erosion under different tillage and residue management [online]. *European Journal of Soil Science*, **66**(1), 218-225. ISSN 13510754. Verfügbar unter: doi:10.1111/ejss.12205
- BERNUÉS, A., R. RUIZ, A. OLAIZOLA, D. VILLALBA und I. CASASÚS, 2011. Sustainability of pasture-based livestock farming systems in the European Mediterranean context: Synergies and trade-offs [online]. *Livestock Science*, **139**(1-2), 44-57. ISSN 1871-1413. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.livsci.2011.03.018
- BEUTTLER, C., S.G. KEEL, J. LEIFELD, M. SCHMID, N. BERTA, V. GUTKNECHT, N. WOHLGEMUTH, U. BRODMANN, Z. STADLER, D. TINIBAEV, D. WLODARCZAK, M. HONEGGER und C. STETTLER, 2019. *The role of atmospheric carbon dioxide removal in Swiss Climate Policy–Fundamentals and recommended actions. Report by Risk Dialogue Foundation. Commissioned by the Federal Office for the Environment*. Bern.

- BLANCO-CANQUI, H., C.A. FRANCIS und T.D. GALUSHA, 2017. Does organic farming accumulate carbon in deeper soil profiles in the long term? [online]. *Geoderma*, **288**, 213-221. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2016.10.031
- BLANCO-CANQUI, H., T.M. SHAVER, J.L. LINDQUIST, C.A. SHAPIRO, R.W. ELMORE, C.A. FRANCIS und G.W. HERGERT, 2015. Cover Crops and Ecosystem Services: Insights from Studies in Temperate Soils [online]. *Agronomy Journal*, **107**(6), 2449-2474. ISSN 1435-0645. Verfügbar unter: doi:10.2134/agronj15.0086
- BLEULER, M., R. FARINA, R. FRANCAVIGLIA, C. DI BENE, R. NAPOLI und A. MARCHETTI, 2017. Modelling the impacts of different carbon sources on the soil organic carbon stock and CO₂ emissions in the Foggia province (Southern Italy) [online]. *Agricultural Systems*, **157**, 258-268. ISSN 0308-521X. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agsy.2017.07.017
- BML - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft, 2022. *Humus in Diskussion. Daten, Fakten und Maßnahmen*. Wien.
- BMLFUW - Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2013. *Evaluierung der ÖPUL-Maßnahme Ökopunkte Niederösterreich*. Wien.
- BMLFUW - BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT, 2014. *Sonderrichtlinie LE-Projektförderungen. Sonderrichtlinie der Bundesministerin für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus zur Umsetzung von Projektmaßnahmen im Rahmen des Österreichischen Programms für Ländliche Entwicklung 2014 - 2020*. Wien.
- BMLFUW - BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT, 2015. *Boden und Klima. Einflussfaktoren, Daten, Maßnahmen und Anpassungsmöglichkeiten*. Wien.
- BMLRT - BUNDESMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, REGIONEN UND TOURISMUS, 2018. *Sonderrichtlinie ÖPUL 2015. Sonderrichtlinie der Bundesministerin für Nachhaltigkeit und Tourismus für das Österreichische Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft*. BMNT-LE.1.1.8/0032-II/3/2018. Wien.
- BMLRT - BUNDESMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, REGIONEN UND TOURISMUS, 2021a. *Endbericht Mais XP, Projekt Nr. 101351. Bewertung des Proteingehaltes sowie der Aminosäurezusammensetzung des Österreichischen Körnermaissortiments*. AGES. Wien.
- BMLRT - BUNDESMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, REGIONEN UND TOURISMUS, 2021b. *Österreichische Eiweißstrategie. Abschlußbericht* [online]. Wien [Zugriff am: 7. April 2022]. Verfügbar unter: <https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:bac47722-eb19-4342-a308-c9cc9fecdc48/Abschlussbericht%20Eiwei%C3%9Fstrategie.pdf>

- BMLRT - BUNDESMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, REGIONEN UND TOURISMUS, 2022a. *Richtlinie für die sachgerechte Düngung im Ackerbau und Grünland. Anleitung zur Interpretation von Bodenuntersuchungsergebnissen in der Landwirtschaft*. Wien.
- BMLRT - Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Hg., 2022b. *Moorstrategie Österreich 2030+* [online]. Wien.
- BMNT - BUNDESMINISTERIUM FÜR NACHHALTIGKEIT UND TOURISMUS, 2018a. *Erhebung zum Wirtschaftsdüngermanagement aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung in Österreich. Abschlussbericht TIHALO II* [online]. Wien [Zugriff am: 9. Mai 2022]. Verfügbar unter: https://dafne.at/content/report_release/19b91fb6-b73e-473b-8ef8-4db51230bc25_0.pdf
- BMNT - BUNDESMINISTERIUM FÜR NACHHALTIGKEIT UND TOURISMUS, 2018b. *Ratgeber für die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft zur Begrenzung der Ammoniakemissionen* [online]. Wien [Zugriff am: 5. Mai 2022]. Verfügbar unter: https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:eae9fd6e-0737-46c7-88b7-3399e5e65497/NEC-Ratgeber_13072018.pdf
- BMNT - BUNDESMINISTERIUM FÜR NACHHALTIGKEIT UND TOURISMUS, 2019. *Integrierter nationaler Energie- und Klimaplan für Österreich; Periode 2021 - 2030*. Wien.
- BOHNER, A. und M. HERNDL, 2011. *Einfluss einer Nutzungsintensivierung auf Wurzelmasse und Wurzelverteilung im Grünlandboden. 1. Tagung der Österreichischen Gesellschaft für Wurzelforschung, LFZ Raumberg-Gumpenstein* [online]. Verfügbar unter: https://raumberg-gumpenstein.at/jdownloads/fodok/2011/fodok_2_10153_nutzungsintensivierung_wurzeltagung.pdf
- BOHNER, A., 2021. Grünland humusschonend bewirtschaften. *Landwirtschaft*, **2021**(4), 24-26.
- BOHNER, A., C.B. FOLDAL und R. JANDL, 2016. Kohlenstoffspeicherung in Grünlandökosystemen - eine Fallstudie aus dem österreichischen Berggebiet / Carbon storage in grassland ecosystems – A case study from a mountainous region of Austria [online]. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, **67**(4), 225-237. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment. Verfügbar unter: doi:10.1515/boku-2016-0018
- BOHNER, A., J. KARRER, R. WALCHER, D. BRANDL, K. MICHEL, A. ARNBERGER, T. FRANK und J.G. ZALLER, 2019. Ecological responses of semi-natural grasslands to abandonment: case studies in three mountain regions in the Eastern Alps [online]. *Folia Geobotanica*, **54**(3-4), 211-225. ISSN 1874-9348. Verfügbar unter: doi:10.1007/s12224-019-09355-2

- BOLINDER, M.A., T. KÄTTERER, O. ANDRÉN und L.E. PARENT, 2012. Estimating carbon inputs to soil in forage-based crop rotations and modeling the effects on soil carbon dynamics in a Swedish long-term field experiment [online]. *Canadian Journal of Soil Science*, **92**(6), 821-833. ISSN 0008-4271. Verfügbar unter: doi:10.4141/cjss2012-036
- BORIN, M., M. PASSONI, M. THIENE und T. TEMPESTA, 2010. Multiple functions of buffer strips in farming areas [online]. *European Journal of Agronomy*, **32**(1), 103-111. ISSN 1161-0301. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.eja.2009.05.003
- BÖRJESSON, G., M.A. BOLINDER, H. KIRCHMANN und T. KÄTTERER, 2018. Organic carbon stocks in topsoil and subsoil in long-term ley and cereal monoculture rotations [online]. *Biology and Fertility of Soils*, **54**(4), 549-558. ISSN 1432-0789. Verfügbar unter: doi:10.1007/s00374-018-1281-x
- BRONICK, C.J. und R. LAL, 2005. Soil structure and management: a review [online]. *Geoderma*, **124**(1-2), 3-22. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2004.03.005
- BROOKER, R.W., A.E. BENNETT, W.-F. CONG, T.J. DANIELL, T.S. GEORGE, P.D. HALLETT, C. HAWES, P.P.M. IANNETTA, H.G. JONES, A.J. KARLEY, L. LI, B.M. MCKENZIE, R.J. PAKEMAN, E. PATERSON, C. SCHÖB, J. SHEN, G. SQUIRE, C.A. WATSON, C. ZHANG, F. ZHANG, J. ZHANG und P.J. WHITE, 2015. Improving intercropping: a synthesis of research in agronomy, plant physiology and ecology [online]. *New Phytologist*, **206**(1), 107-117. ISSN 1469-8137. Verfügbar unter: doi:10.1111/nph.13132
- BRÜCKLER, M., T. RESL und A. REINDL, 2017. Comparison of organic and conventional crop yields in Austria [online]. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, **68**(4), 223-236. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment. Verfügbar unter: doi:10.1515/boku-2017-0018
- BYRNES, R.C., D.J. EASTBURN, K.W. TATE und L.M. ROCHE, 2018. A Global Meta-Analysis of Grazing Impacts on Soil Health Indicators [online]. *Journal of environmental quality*, **47**(4), 758-765. ISSN 0047-2425. Verfügbar unter: doi:10.2134/jeq2017.08.0313
- CHAHAL, I., R.J. VYN, D. MAYERS und L.L. VAN EERD, 2020. Cumulative impact of cover crops on soil carbon sequestration and profitability in a temperate humid climate [online]. *Scientific Reports*, **10**(1), 13381. ISSN 2045-2322. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41598-020-70224-6
- CHEN, J., M. HEILING, C. RESCH, M. MBAYE, R. GRUBER und G. DERCON, 2018. Does maize and legume crop residue mulch matter in soil organic carbon sequestration? [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **265**, 123-131. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2018.06.005

- CHENU, C., D.A. ANGERS, P. BARRÉ, D. DERRIEN, D. ARROUAYS und J. BALESDENT, 2019. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations [online]. *Soil and Tillage Research*, **188**, 41-52. ISSN 0167-1987. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.still.2018.04.011
- CLARK, S., 2020. Organic Farming and Climate Change: The Need for Innovation [online]. *Sustainability*, **12**(17), 7012. Sustainability. Verfügbar unter: doi:10.3390/su12177012
- CLERCQ, T. de, M. HEILING, G. DERCON, C. RESCH, M. AIGNER, L. MAYER, Y. MAO, A. ELSEN, P. STEIER, J. LEIFELD und R. MERCKX, 2015. Predicting soil organic matter stability in agricultural fields through carbon and nitrogen stable isotopes [online]. *Soil Biology and Biochemistry*, **88**, 29-38. ISSN 0038-0717. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.soilbio.2015.05.011
- CONANT, R.T. und K. PAUSTIAN, 2002. Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems [online]. *Global Biogeochemical Cycles*, **16**(4), 90-1-90-9. ISSN 08866236. Verfügbar unter: doi:10.1029/2001GB001661
- CONANT, R.T., C.E.P. CERRI, B.B. OSBORNE und K. PAUSTIAN, 2017. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis [online]. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, **27**(2), 662-668. ISSN 1051-0761. Verfügbar unter: doi:10.1002/eap.1473
- CONG, W.-F., E. HOFFLAND, L. LI, J. SIX, J.-H. SUN, X.-G. BAO, F.-S. ZHANG und W. VAN DER WERF, 2015. Intercropping enhances soil carbon and nitrogen [online]. *Global Change Biology*, **21**(4), 1715-1726. ISSN 1365-2486. Verfügbar unter: doi:10.1111/gcb.12738
- CYPRIS, C., 2000. *Positive Mathematische Programmierung (PMP) im Agrarsektormodell Raumis*. Bonn. 313.
- DANTZIG, G.B. und P. WOLFE, 1961. The Decomposition Algorithm for Linear Programs. *Econometrica*, (29), 767-778. Econometrica.
- DERNER, J.D., C. STANLEY und C. ELLIS, 2016. Usable Science: Soil Health [online]. *Rangelands*, **38**(2), 64-67. ISSN 0190-0528. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.rala.2015.10.010
- DESTEFANO, A. und M.G. JACOBSON, 2017. Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis [online]. *Agroforestry Systems*, **92**(2), 285-299. ISSN 1572-9680. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10457-017-0147-9
- DHILLON, G.S. und K.C. VAN REES, 2017. Soil organic carbon sequestration by shelterbelt agroforestry systems in Saskatchewan [online]. *Canadian Journal of Soil Science*, 1-16. ISSN 0008-4271. Verfügbar unter: doi:10.1139/cjss-2016-0094

- DIGNAC, M.-F., D. DERRIEN, P. BARRÉ, S. BAROT, L. CÉCILLON, C. CHENU, T. CHEVALLIER, G.T. FRESCHET, P. GARNIER, B. GUENET, M. HEDDE, K. KLUMPP, G. LASHERMES, P.-A. MARON, N. NUNAN, C. ROUMET und I. BASILE-DOELSCH, 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review [online]. *Agronomy for Sustainable Development*, **37**(2), 1-27. ISSN 1773-0155. Verfügbar unter: doi:10.1007/s13593-017-0421-2
- DON, A., H. FLESSA, K. MARX, C. POEPLAU, B. TIEMEYER und B. OSTERBURG, 2018. *Die 4-Promille-Initiative "Böden für Ernährungssicherung und Klima": Wissenschaftliche Bewertung und Diskussion möglicher Beiträge in Deutschland* [online]. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. Thünen Working Paper. 112. Verfügbar unter: <https://www.econstor.eu/handle/10419/190754>
- DU, Y., B. CUI, Q. ZHANG, Z. WANG, J. SUN und W. NIU, 2020. Effects of manure fertilizer on crop yield and soil properties in China: A meta-analysis [online]. *CATENA*, **193**, 104617. ISSN 0341-8162. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.catena.2020.104617
- EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2009. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2009. Technical report No 6/2009*. Copenhagen.
- EEA – EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2019. *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019* [online]. Copenhagen. EEA Report No 13 [Zugriff am: 21. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019>
- EFSA - EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY, 2018. Guidance on the assessment of the efficacy of feed additives [online]. *EFSA journal. European Food Safety Authority*, **16**(5), e05274. EFSA journal. European Food Safety Authority. Verfügbar unter: doi:10.2903/j.efsa.2018.5274
- EFSA - EUROPEAN FOOD SAFETY AUTHORITY, 2021. Safety and efficacy of a feed additive consisting of 3-nitrooxypropanol (Bovaer® 10) for ruminants for milk production and reproduction (DSM Nutritional Products Ltd) [online]. *EFSA journal. European Food Safety Authority*, **19**(11), e06905. EFSA journal. European Food Safety Authority. Verfügbar unter: doi:10.2903/j.efsa.2021.6905
- Emissionsgesetz-Luft, EG-L [online], 2018 [Zugriff am: 31. März 2022]. Verfügbar unter: <https://www.ris.bka.gv.at/GeltendeFassung/Bundesnormen/20010426/EG-L-%c2%a02018%2c%20Fassung%20vom%2031.03.2022.pdf>
- ERHART, E., A. TOMASETTI, S. PANTIC, D. HAAS, K. FUCHS, M. BONELL und W. HARTL, 2016. Carbon storage in soil size-density fractions after 20 years of compost fertilization [online]. *Acta Fytotechnica et Zootechnica*, **18**(5), 110-112. ISSN 1336-9245. Verfügbar unter: http://acta.fapz.uniag.sk/journal/index.php/on_line/article/view/226

- ESSL, L., C. ATZBERGER, T. SANDÉN, H. SPIEGEL, J. BLASCH und F. VUOLO, 2021. Multidisziplinäre Untersuchungen zur nachhaltigen Stickstoffdüngung unter Berücksichtigung der Möglichkeiten der satellitengestützten Präzisionslandwirtschaft. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, **Volume 72, Issue 2, 45–56**. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2020a. *EU-Biodiversitätsstrategie für 2030. Mehr Raum für die Natur in unserem Leben*. COM(2020) 380 final [online] [Zugriff am: 7. Februar 2022]. Verfügbar unter: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:a3c806a6-9ab3-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0002.02/DOC_1&format=PDF
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2020b. MITTEILUNG DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT, DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN AUSSCHUSS DER REGIONEN. „Vom Hof auf den Tisch“ – eine Strategie für ein faires, gesundes und umweltfreundliches Lebensmittelsystem [online] [Zugriff am: 7. Februar 2022]. Verfügbar unter: https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:ea0f9f73-9ab2-11ea-9d2d-01aa75ed71a1.0003.02/DOC_1&format=PDF
- EUROPÄISCHE KOMMISSION, 2022. *EU agricultural outlook for markets, income and environment, 2022-2032* [online]. Verfügbar unter: https://ec.europa.eu/info/food-farmingfisheries/farming/facts-and-figures/markets/outlook/medium-term_en#latestissue
- EUROPEAN COURT OF AUDITORS, 2021. *Common Agricultural Policy and climate: Half of EU climate spending but farm emissions are not decreasing. Special report 16/2021*.
- FALLOON, P., D. POWLSON und P. SMITH, 2004. Managing field margins for biodiversity and carbon sequestration: a Great Britain case study [online]. *Soil Use and Management*, **20(2)**, 240-247. ISSN 02660032. Verfügbar unter: doi:10.1111/j.1475-2743.2004.tb00364.x
- FAO und ITPS, 2021. *Recarbonizing global soils: A technical manual of recommended management practices. Volume 3: Cropland, Grassland, Integrated systems and farming approaches – Practices overview*. Rome.
- FAO, 2015. *Farmer's Compost Handbook—Experiences in Latin America* [online] [Zugriff am: 26. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.fao.org/3/i3388e/i3388E.pdf>
- FINNEY, D.M. und J.P. KAYE, 2017. Functional diversity in cover crop polycultures increases multifunctionality of an agricultural system [online]. *Journal of Applied Ecology*, **54(2)**, 509-517. ISSN 0021-8901. Verfügbar unter: doi:10.1111/1365-2664.12765
- FOLDAL, C.B., M. KASPER und ECKER, EVA & ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, SOPHIE, 2019. Evaluierung verschiedener ÖPUL Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion von Treibhausgasemissionen, insbesondere Lachgas. Endbericht.

- FOLDAL, C.B., M. KASPER, ECKER E. und S. ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, 2019. Evaluierung verschiedener ÖPUL Maßnahmen in Hinblick auf die Reduktion von Treibhausgasemissionen, insbesondere Lachgas.
- FRANCAVIGLIA, R., C. DI BENE, R. FARINA, L. SALVATI und J.L. VICENTE-VICENTE, 2019. Assessing “4 per 1000” soil organic carbon storage rates under Mediterranean climate: a comprehensive data analysis [online]. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, **24**(5), 795-818. ISSN 1573-1596. Verfügbar unter: doi:10.1007/s11027-018-9832-x
- FRANCIS, C.A., 1989. Biological Efficiencies in Multiple-Cropping Systems [online]. *Advances in Agronomy*, **42**, 1-42. ISSN 0065-2113. Verfügbar unter: doi:10.1016/S0065-2113(08)60522-2
- FRANZLUEBBERS, A.J., J. SAWCHIK und M.A. TABOADA, 2014. Agronomic and environmental impacts of pasture–crop rotations in temperate North and South America [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **190**, 18-26. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2013.09.017
- FREIBAUER, A., M.D. ROUNSEVELL, P. SMITH und J. VERHAGEN, 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe [online]. *Geoderma*, **122**(1), 1-23. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.021
- FRITZ, C., F. GRASSAUER und G. TERLER, 2021. Abschätzung von Treibhausgas-Vermeidungskosten: Methodik und Anwendung am Beispiel eines erhöhten Weidefutteranteils auf rinderhaltenden Betrieben in Österreich. *Austrian Journal of Agricultural Economics an Rural*, (30), 19-26. Austrian Journal of Agricultural Economics an Rural.
- Fuss, S., W.F. Lamb, M.W. Callaghan, J. Hilaire, F. Creutzig, T. Amann, T. Beringer, W. de Oliveira Garcia, J. Hartmann, T. Khanna, G. Luderer, G.F. Nemet, J. Rogelj, P. Smith, J.L.V. Vicente, J. Wilcox, M. Del Mar Zamora Dominguez und J.C. Minx, 2018. Negative emissions—Part 2: Costs, potentials and side effects [online]. *Environmental Research Letters*, **13**(6), 63002. Environmental Research Letters [Zugriff am: 10. Februar 2022]. Verfügbar unter: doi:10.1088/1748-9326/aabf9f
- GATTINGER, A., A. MULLER, M. HAENI, C. SKINNER, A. FLIESSBACH, N. BUCHMANN, P. MÄDER, M. STOLZE, P. SMITH, N.E.-H. SCIALABBA und U. NIGGLI, 2012. Enhanced top soil carbon stocks under organic farming [online]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **109**(44), 18226-18231. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. Verfügbar unter: doi:10.1073/pnas.1209429109
- GEHREN, P. von, S. BOMERS, K. MECHTLER, K. MOTTL und A. RIBARITS, 2021. *Klimafitte Sorten zur Erhöhung der Ertragssicherheit im Trockengebiet*.

- GHERARDI, L.A. und O.E. SALA, 2020. Global patterns and climatic controls of belowground net carbon fixation [online]. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **117**(33), 20038-20043. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. Verfügbar unter: doi:10.1073/pnas.2006715117
- GOLLNER, G. und A. SURBÖCK, 2020. Klimaresilienz durch wassersparenden Bio-Anbau. *Bio Austria*, (06), S. 67. Bio Austria.
- GOVAERTS, B., N. VERHULST, A. CASTELLANOS-NAVARRETE, K.D. SAYRE, J. DIXON und L. DENDOOVEN, 2009. Conservation Agriculture and Soil Carbon Sequestration: Between Myth and Farmer Reality [online]. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **28**(3), 97-122. Critical Reviews in Plant Sciences. Verfügbar unter: doi:10.1080/07352680902776358
- HADDAWAY, N.R., C. BROWN, J. EALES, S. EGGERS, J. JOSEFSSON, B. KRONVANG, N.P. RANDALL und J. UUSI-KÄMPPI, 2018. The multifunctional roles of vegetated strips around and within agricultural fields [online]. *Environmental Evidence*, **7**(1), 1-43. ISSN 2047-2382. Verfügbar unter: doi:10.1186/s13750-018-0126-2
- HADDAWAY, N.R., K. HEDLUND, L.E. JACKSON, T. KÄTTERER, E. LUGATO, I.K. THOMSEN, H.B. JØRGENSEN und P.-E. ISBERG, 2017. How does tillage intensity affect soil organic carbon? A systematic review [online]. *Environmental Evidence*, **6**(1), 1-48. ISSN 2047-2382. Verfügbar unter: doi:10.1186/s13750-017-0108-9
- HANSEN, S., R. BERLAND FRØSETH, M. STENBERG, J. STALENGA, J.E. OLESEN, M. KRAUSS, P. RADZIKOWSKI, J. DOLTRA, S. NADEEM, T. TORP, V. PAPPA und C.A. WATSON, 2019. Reviews and syntheses: Review of causes and sources of N₂O emissions and NO₃ leaching from organic arable crop rotations [online]. *Biogeosciences*, **16**(14), 2795-2819. ISSN 1726-4170. Verfügbar unter: doi:10.5194/bg-16-2795-2019
- HBLFA RAUMBERG-GUMPENSTEIN, 2022. *Trockenheit als neue Herausforderung der Grünlandbewirtschaftung*. 22. Alpenländisches Expertenforum.
- HECKELEI, T. und W. BRITZ, 1999. Maximum Entropy Specification of PMP in CAPRI. *CAPRI Working Paper*. CAPRI Working Paper.
- HENDERSON, D.C., B.H. ELLERT und M.A. NAETH, 2004. Grazing and soil carbon along a gradient of Alberta rangelands [online]. *Rangeland Ecology & Management*, **57**(4), 402-410. ISSN 1550-7424. Verfügbar unter: doi:10.2111/1551-5028(2004)057[0402:GASCAA]2.0.CO;2
- HENNESSY, D., A. de Vlieghe, M. DIE DEAN, K. KLUMPP, A. POILANE, R. RICHMOND, M. SCHÖNHART, P. SVOBODA und C. VAN RIJN, 2018. *EIP-AGRI Focus Group–Grazing for carbon Mini-paper–Guidelines* [online]. Verfügbar unter: https://ec.europa.eu/eip/agriculture/sites/default/files/fg25_03_minipaper_guidelines.pdf

- HINDRICHSEN, I.K., H.-R. WETTSTEIN, A. MACHMÜLLER und M. KREUZER, 2006. *Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 113(1), 150–161.
- HÖLZL, F.X., 2019. *Die Feinstaub-Richtlinie stellt hohe Anforderungen an die Landwirtschaft* [online]. 11. Februar 2022 [Zugriff am: 11. Februar 2022]. Verfügbar unter: <https://ooe.lko.at/die-feinstaub-richtlinie-stellt-hohe-anforderungen-an-die-landwirtschaft+2400+2950914>
- HÖRTENHUBER, S. und W. ZOLLITSCH, 2020. *Klimabilanzen der Milchproduktion im internationalen Vergleich*. Schladming, 2020. Wintertagung 2020, Fachtag Grünland- und Viehwirtschaft.
- HÖRTENHUBER, S., L. SCHANZ und V. GRÖßBACHER, 2021. *Aktualisierung von Daten zur Nutztierfütterung in der österreichischen Luftschadstoff-Inventur (OLI) für Rinder und Schweine. Update of data on livestock feeding in the Austrian Air Emission Inventory (OLI) for cattle and pigs*. Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Nutztierwissenschaften.
- HÖRTENHUBER, S., V. GRÖßBACHER, R. WEIßENSTEINER und W. ZOLLITSCH, 2022. *Minderungspotenziale zu Treibhausgas- und Luftschadstoff- Emissionen aus der Nutztierhaltung unter besonderer Berücksichtigung ernährungsbezogener Faktoren. (MiNutE)*. Endbericht. Wien.
- HÖRTENHUBER, S., V. GRÖßBACHER, R. WEIßENSTEINER, M. VEIT und W. ZOLLITSCH, 2021. *Mitigation potential for greenhouse gases and ammonia of a commercial phytogenic feed additive for dairy cows*. Wien. Tagungsband 19. BOKU Symposium Tierernährung zwischen Tierwohl und Umweltschutz. p. 47-50.
- HOWITT, R.E., 1995. Positive Mathematical Programming. *American Journal of Agricultural Economics*, (77), 329-342.
- HOWLETT, D.S., G. MORENO, M.R. MOSQUERA LOSADA, P.K.R. NAIR und V.D. NAIR, 2011. Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain [online]. *Journal of Environmental Monitoring*, **13**(7), 1897-1904. ISSN 1464-0333. Verfügbar unter: doi:10.1039/C1EM10059A
- HU, T., P. SØRENSEN und J.E. OLESEN, 2018. Soil carbon varies between different organic and conventional management schemes in arable agriculture [online]. *European Journal of Agronomy*, **94**, 79-88. ISSN 1161-0301. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.eja.2018.01.010
- HÜBNER, R., 2021. *Den Wald aufs Feld holen: Agroforstwirtschaft als Option für die Landwirtschaft der Zukunft auch in Deutschland. Der kritische Agrarbericht 2021* [online]. Verfügbar unter: https://www.kritischer-agrarbericht.de/fileadmin/Daten-KAB/KAB-2021/KAB_2021_241_246_Huebner.pdf

- HUTCHINSON, J.J., C.A. CAMPBELL und R.L. DESJARDINS, 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture [online]. *Agricultural and Forest Meteorology*, **142**(2-4), 288-302. ISSN 0168-1923. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agrformet.2006.03.030
- IFA - INTERNATIONAL FERTILIZER ASSOCIATION AND SYSTEMIQ, 2022. Reducing emissions from fertilizer use. A publication from Systemiq, commissioned by the International Fertilizer Association (IFA) and funded by ten IFA members.
- IFOAM, 2008. *Definition of Organic Agriculture* [online] [Zugriff am: 17. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.ifoam.bio/why-organic/organic-landmarks/definition-organic>
- IPCC, 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories [online]. Chapter 10. Verfügbar unter: doi:10.1093/owc/9780198814269.003.0011
- IPCC, Hg., 2006. *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Hayama, Japan: e Institute for Global Environmental Strategies (IGES). ISBN 4-88788-032-4.
- JARECKI, M.K. und R. LAL, 2003. Crop Management for Soil Carbon Sequestration [online]. *Critical Reviews in Plant Sciences*, **22**(6), 471-502. Critical Reviews in Plant Sciences. Verfügbar unter: doi:10.1080/713608318
- JIAN, J., X. DU, M.S. REITER und R.D. STEWART, 2020. A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping [online]. *Soil Biology and Biochemistry*, **143**, 107735. ISSN 0038-0717. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.soilbio.2020.107735
- KAISER, K. und K. KALBITZ, 2012. Cycling downwards – dissolved organic matter in soils [online]. *Soil Biology and Biochemistry*, **52**, 29-32. ISSN 0038-0717. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.soilbio.2012.04.002
- KANIOVSKI, S., T. URL, H. HOFER und V. GARSTENAUER, 2021. *Long-run Macroeconomic Model of the Austrian Economy (ALMM 2.0). New Results (2021). Report of the Austrian Institute of Economic Research*.
- KAPPEL, M., 2020. *Ökobilanzierung von Milchviehstallsystemen im österreichischen Berggebiet-Vergleich von Anbindehaltung und Laufstall-Weide-Systemen mit besonderer Berücksichtigung des Wirtschaftsdüngermanagements* [online]. Masterarbeit. Wien. Verfügbar unter: https://oekl-bauen.at/dateien/eip/2020_ma_kappel.pdf
- KASSAM, A., T. FRIEDRICH und R. DERPSCH, 2019. Global spread of Conservation Agriculture [online]. *International Journal of Environmental Studies*, **76**(1), 29-51. International Journal of Environmental Studies. Verfügbar unter: doi:10.1080/00207233.2018.1494927

- KÄTTERER, T., M.A. BOLINDER, O. ANDRÉN, H. KIRCHMANN und L. MENICHETTI, 2011. Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **141**(1-2), 184-192. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2011.02.029
- KHALIL, M.I., D.A. FORNARA und B. OSBORNE, 2020. Simulation and validation of long-term changes in soil organic carbon under permanent grassland using the DNDC model [online]. *Geoderma*, **361**, 114014. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2019.114014
- KIRCHNER, M., M. SCHÖNHART und E. SCHMID, 2016. Spatial impacts of the CAP post-2013 and climate change scenarios on agricultural intensification and environment in Austria. *Ecological Economics*, (123), 35-56. Ecological Economics.
- KIRCHNER, M., W. PÖLZ, H. MAYRHOFER, M. HICKERSBERGER und F. SINABELL, 2021. Resilienz: Corona-Krise und land- und forstwirtschaftliche Wertschöpfungsketten, Lessons learnt [online]. Teilprojekt: Regionale versus internationale Bereitstellung von Agrargütern: eine Fallstudie zur Klimabilanz. i.A. von BMLRT [Zugriff am: 4. Mai 2022]. Verfügbar unter: https://dafne.at/content/report_release/f218b6d7-a31f-4d3a-baca-4923c19a6dad_2.pdf
- KLAPP, E., 1971. *Wiesen und Weiden*. 4.Auflage: Parey Verlag.
- KNAPP, J.R., G.L. LAUR, P.A. VADAS, W.P. WEISS und J.M. TRICARICO, 2014. Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: quantifying the opportunities and impact of reducing emissions [online]. *Journal of dairy science*, **97**(6), 3231-3261. Journal of dairy science. Verfügbar unter: doi:10.3168/jds.2013-7234
- KUTSCHERA, L., 2010. *Wurzelatlas mitteleuropäischer Ackerunkräuter und Kulturpflanzen*. Nachdr. Frankfurt am Main: DLG-Verl.-GMBH. Reihe-Wurzelatlas. 1. ISBN 9783769007589.
- KUZYAKOV, Y. und G. DOMANSKI, 2000. Carbon input by plants into the soil. Review [online]. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, **163**(4), 421-431. ISSN 1436-8730. Verfügbar unter: doi:10.1002/1522-2624(200008)163:4<421::AID-JPLN421>3.0.CO;2-R
- KUZYAKOV, Y., 2010. Priming effects: Interactions between living and dead organic matter [online]. *Soil Biology and Biochemistry*, **42**(9), 1363-1371. ISSN 0038-0717. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.soilbio.2010.04.003
- KWAK, J.-H., S.-S. LIM, M. BAAH-ACHEAMFOUR, W.-J. CHOI, F. FATEMI, C.N. CARLYLE, E.W. BORK und S.X. CHANG, 2019. Introducing trees to agricultural lands increases greenhouse gas emission during spring thaw in Canadian agroforestry systems [online]. *The Science of the total environment*, **652**, 800-809. The Science of the total environment. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2018.10.241

- LAL, R., 2016. Soil health and carbon management [online]. *Food and Energy Security*, **5**(4), 212-222. ISSN 2048-3694. Verfügbar unter: doi:10.1002/fes3.96
- LAM, S.K., H. SUTER, A.R. MOSIER und D. CHEN, 2017. Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N₂O emission: a double-edged sword? [online]. *Global Change Biology*, **23**(2), 485-489. ISSN 1365-2486. Verfügbar unter: doi:10.1111/gcb.13338
- LE DINH, P., C.M.C. VAN DER PEET-SCHWERING, N.W.M. OGINK und A.J.A. AARNINK, 2022. Effect of Diet Composition on Excreta Composition and Ammonia Emissions from Growing-Finishing Pigs [online]. *Animals : an open access journal from MDPI*, **12**(3). ISSN 2076-2615. Verfügbar unter: doi:10.3390/ani12030229
- LEE, D.J. und R.E. HOWITT, 1996. Modelling Regional Agricultural Production and Salinity Control Alternatives for Water Quality Policy Analysis. *American Journal of Agricultural Economics*, (78), 41-53.
- LEHMANN, J., 2007. A handful of carbon [online]. *Nature*, **447**(7141), 143-144. ISSN 1476-4687. Verfügbar unter: doi:10.1038/447143a
- LEHTINEN, T., G. DERSCH, J. SÖLLINGER, A. BAUMGARTEN, N. SCHLATTER, K. AICHBERGER und H. SPIEGEL, 2017. Long-term amendment of four different compost types on a loamy silt Cambisol: impact on soil organic matter, nutrients and yields [online]. *Archives of Agronomy and Soil Science*, **63**(5), 663-673. Archives of Agronomy and Soil Science. Verfügbar unter: doi:10.1080/03650340.2016.1235264
- LEHTINEN, T., N. SCHLATTER, A. BAUMGARTEN, L. BECHINI, J. KRÜGER, C. GRIGNANI, L. ZAVATTARO, C. COSTAMAGNA und H. SPIEGEL, 2014. Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils [online]. *Soil Use and Management*, **30**(4), 524-538. ISSN 02660032. Verfügbar unter: doi:10.1111/sum.12151
- LEIFELD, J. und J. FUHRER, 2010. Organic farming and soil carbon sequestration: what do we really know about the benefits? [online]. *AMBIO*, **39**(8), 585-599. ISSN 1654-7209. Verfügbar unter: doi:10.1007/s13280-010-0082-8
- LENKA, N.K., A. DASS, S. SUDHISHRI und U.S. PATNAIK, 2012. Soil carbon sequestration and erosion control potential of hedgerows and grass filter strips in sloping agricultural lands of eastern India [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **158**, 31-40. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2012.05.017
- LEWIS, K.A., J. TZILIVAKIS, A. GREEN, D.J. WARNER, A. STEDMAN und D. NASEBY, 2013. Review of substances/agents that have direct beneficial effect on the environment: mode of action and assessment of efficacy [online]. *EFSA Supporting Publications*, **10**(6). ISSN 23978325. Verfügbar unter: doi:10.2903/sp.efsa.2013.EN-440

- LI, C., E. HOFFLAND, T.W. KUYPER, Y. YU, C. ZHANG, H. LI, F. ZHANG und W. VAN DER WERF, 2020. Syndromes of production in intercropping impact yield gains [online]. *Nature Plants*, **6**(6), 653-660. ISSN 2055-0278. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41477-020-0680-9
- LIANG, C., X. ZHU, S. FU, A. MÉNDEZ, G. GASCÓ und J. PAZ-FERREIRO, 2014. Biochar alters the resistance and resilience to drought in a tropical soil [online]. *Environmental Research Letters*, **9**(6), 64013. Environmental Research Letters. Verfügbar unter: doi:10.1088/1748-9326/9/6/064013
- LIU, M., G. LIU, L. GONG, D. WANG und J. SUN, 2014. Relationships of biomass with environmental factors in the grassland area of Hulunbuir, China [online]. *PLOS ONE*, **9**(7), e102344. ISSN 1932-6203. Verfügbar unter: doi:10.1371/journal.pone.0102344
- LIU, Z., B. DUGAN, C.A. MASIELLO, R.T. BARNES, M.E. GALLAGHER und H. GONNERMANN, 2016. Impacts of biochar concentration and particle size on hydraulic conductivity and DOC leaching of biochar-sand mixtures [online]. *Journal of Hydrology*, **533**, 461-472. ISSN 0022-1694. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jhydrol.2015.12.007
- LORENZ, K. und R. LAL, 2014. Soil organic carbon sequestration in agroforestry systems. A review [online]. *Agronomy for Sustainable Development*, **34**(2), 443-454. ISSN 1773-0155. Verfügbar unter: doi:10.1007/s13593-014-0212-y
- LUO, Z., E. WANG und O.J. SUN, 2010. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **139**(1-2), 224-231. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2010.08.006
- MA, Z., H.Y.H. CHEN, E.W. BORK, C.N. CARLYLE und S.X. CHANG, 2020. Carbon accumulation in agroforestry systems is affected by tree species diversity, age and regional climate: A global meta-analysis [online]. *Global Ecology and Biogeography*, **29**(10), 1817-1828. ISSN 1466-822X. Verfügbar unter: doi:10.1111/geb.13145
- MAESTRINI, B., P. NANNIPIERI und S. ABIVEN, 2015. A meta-analysis on pyrogenic organic matter induced priming effect [online]. *GCB Bioenergy*, **7**(4), 577-590. ISSN 1757-1707. Verfügbar unter: doi:10.1111/gcbb.12194
- MAO, J.-D., R.L. JOHNSON, J. LEHMANN, D.C. OLK, E.G. NEVES, M.L. THOMPSON und K. SCHMIDT-ROHR, 2012. Abundant and stable char residues in soils: implications for soil fertility and carbon sequestration [online]. *Environmental science & technology*, **46**(17), 9571-9576. Environmental science & technology. Verfügbar unter: doi:10.1021/es301107c
- MARTÍNEZ-BLANCO, J., C. LAZCANO, T.H. CHRISTENSEN, P. MUÑOZ, J. RIERADEVALL, J. MØLLER, A. ANTÓN und A. BOLDIRIN, 2013. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review [online]. *Agronomy for Sustainable Development*, **33**(4), 721-732. ISSN 1773-0155. Verfügbar unter: doi:10.1007/s13593-013-0148-7

- MARTIN-GUAY, M.-O., A. PAQUETTE, J. DUPRAS und D. RIVEST, 2018. The new Green Revolution: Sustainable intensification of agriculture by intercropping [online]. *The Science of the total environment*, **615**, 767-772. The Science of the total environment. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2017.10.024
- MATHEW, I., H. SHIMELIS, M. MUTEMA, B. MINASNY und V. CHAPLOT, 2020. Crops for increasing soil organic carbon stocks – A global meta analysis [online]. *Geoderma*, **367**, 114230. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2020.114230
- MAYER, S., M. WIESMEIER, E. SAKAMOTO, R. HÜBNER, R. CARDINAE, A. KÜHNEL und I. KÖGEL-KNABNER, 2022. Soil organic carbon sequestration in temperate agroforestry systems – A meta-analysis [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **323**, 107689. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2021.107689
- MAYRHOFER, P., 2012. *THG-Bilanz in der Landwirtschaft. adaptiert für Niederösterreich (NÖ)*. Abteilung Landentwicklung. St.Pölten.
- MAZZONCINI, M., D. ANTICHI, C. DI BENE, R. RISALITI, M. PETRI und E. BONARI, 2016. Soil carbon and nitrogen changes after 28 years of no-tillage management under Mediterranean conditions [online]. *European Journal of Agronomy*, **77**, 156-165. ISSN 1161-0301. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.eja.2016.02.011
- MCCARL, B.A., 1982. Cropping Activities in Agricultural Sector Models: A Methodological Proposal. *American Journal of Agricultural Economics*, (64), 768-772. American Journal of Agricultural Economics.
- MCLAUCHLAN, K.K., S.E. HOBBI und W.M. POST, 2006. Conversion from agriculture to grassland builds soil organic matter on decadal timescales [online]. *Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America*, **16**(1), 143-153. ISSN 1051-0761. Verfügbar unter: doi:10.1890/04-1650
- MENDEL, M., M. CHŁOPECKA, N. DZIEKAN und W. KARLIK, 2017. Phytogenic feed additives as potential gut contractility modifiers—A review [online]. *Animal Feed Science and Technology*, **230**, 30-46. ISSN 03778401. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.anifeedsci.2017.05.008
- MINASNY, B., B.P. MALONE, A.B. MCBRATNEY, D.A. ANGERS, D. ARROUAYS, A. CHAMBERS, V. CHAPLOT, Z.-S. CHEN, K. CHENG, B.S. DAS, D.J. FIELD, A. GIMONA, C.B. HEDLEY, S.Y. HONG, B. MANDAL, B.P. MARCHANT, M. MARTIN, B.G. MCCONKEY, V.L. MULDER, S. O'ROURKE, A.C. RICHER-DE-FORGES, I. ODEH, J. PADARIAN, K. PAUSTIAN, G. PAN, L. POGGIO, I. SAVIN, V. STOLBOVOY, U. STOCKMANN, Y. SULAEMAN, C.-C. TSUI, T.-G. VÅGEN, B. VAN WESEMAEL und L. WINOWIECKI, 2017. Soil carbon 4 per mille [online]. *Geoderma*, **292**, 59-86. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2017.01.002
- MISRA, R.V., R.N. ROY und H. HIRAOA, 2003. *On-Farm Composting Methods* [online]. Rome. Verfügbar unter: <https://vtechworks.lib.vt.edu/handle/10919/65466>

- MOHANKUMAR SAJEEV, E.P., W. WINIWARTER und B. AMON, 2018. Greenhouse Gas and Ammonia Emissions from Different Stages of Liquid Manure Management Chains: Abatement Options and Emission Interactions [online]. *Journal of environmental quality*, **47**(1), 30-41. ISSN 0047-2425. Verfügbar unter: doi:10.2134/jeq2017.05.0199
- MORHART, C., J.P. SHEPPARD, J.K. SCHULER und H. SPIECKER, 2016. Above-ground woody biomass allocation and within tree carbon and nutrient distribution of wild cherry (*Prunus avium* L.) – a case study [online]. *Forest Ecosystems*, **3**(1), 1-15. ISSN 2197-5620. Verfügbar unter: doi:10.1186/s40663-016-0063-x
- MÜLLER, A., L. BAUTZE, M. MEIER, A. GATTINGER, E. GALL, E. CHATZINIKOLAOU, S. MEREDITH, T. UKAS und L. ULLMANN, 2016. *Organic Farming, Climate Change Mitigation and Beyond. Reducing the environmental impacts of eu agriculture* [online]. Brussels and Frick: IFOAM EU and FiBL. Verfügbar unter: <https://orgprints.org/31483/>
- NAIR, P.K.R., 1985. Classification of agroforestry systems [online]. *Agroforestry Systems*, **3**(2), 97-128. ISSN 1572-9680. Verfügbar unter: doi:10.1007/BF00122638
- NAIR, P.K.R., 2012. Carbon sequestration studies in agroforestry systems: a reality-check [online]. *Agroforestry Systems*, **86**(2), 243-253. ISSN 1572-9680. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10457-011-9434-z
- NIEDERMAIR, M., G. PLATTNER, G. EGGER, F. ESSL, B. KOHLER und M. ZIKA, 2011. *Moore im Klimawandel. Studie des WWF Österreich, der Österreichischen Bundesforste und des Umweltbundesamtes. Im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG*. Wien, Purkersdorf.
- NORDBORG, M., 2016. *Holistic management – a critical review of Allan Savory's grazing method* [online]. Uppsala: SLU/EPOK – Centre for Organic Food & Farming & Chalmers. ISBN 978-91-576-9424-9. Verfügbar unter: <https://orgprints.org/34330/>
- OBERFORSTER, M. und G. DERSCH, 2022. Spätdüngung zu Weizen trotz hoher Düngerpreise? Zwischen Wirtschaftlichkeit, Qualität und Stickstoffbilanz. *Der Pflanzenarzt* 5/2022.
- OECD-FAO, 2022. *OECD-FAO Agricultural Outlook 2023-2031*. Paris.
- OGLE, S.M., F.J. BREIDT und K. PAUSTIAN, 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions [online]. *Biogeochemistry*, **72**(1), 87-121. ISSN 1573-515X. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10533-004-0360-2
- ÖNAL, H. und B.A. MCCARL, 1989. Aggregation of Heterogeneous Firms in Mathematical Programming Models. *European Review of Agricultural Economics*, (16), 499-513. European Review of Agricultural Economics.

- ÖNAL, H. und B.A. MCCARL, 1991. Exact aggregation in mathematical programming sector models. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, (39), 319-334. Canadian Journal of Agricultural Economics.
- ÖSTERREICHISCHES KURATORIUM FÜR LANDTECHNIK, 2019. ÖKL-Kolloquium 2019: „Weniger Ammoniak durch neue Technik“ [online] [Zugriff am: 12. Mai 2022]. Verfügbar unter: https://oekl.at/wp-content/uploads/2019/12/BERICHT_OEKL_KOLLOQUIUM_2019_AMMONIAKEMISSIONEN.pdf
- PALANSOORIYA, K.N., Y.S. OK, Y.M. AWAD, S.S. LEE, J.-K. SUNG, A. KOUTSOSPYROS und D.H. MOON, 2019. Impacts of biochar application on upland agriculture: A review [online]. *Journal of Environmental Management*, **234**, 52-64. ISSN 0301-4797. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jenvman.2018.12.085
- PARIS, Q. und F. ARFINI, 1995. A Positive Mathematical Programming Model for the Analysis of Regional Agricultural Policies. *Proceedings of the 40th Seminar of the European Association of Agricultural Economists, Ancona*. Proceedings of the 40th Seminar of the European Association of Agricultural Economists, Ancona.
- PEßLER, C., 2012. *Carbon Storage in Orchards*. Masterarbeit. Wien.
- POEPLAU, C. und A. DON, 2015. Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **200**, 33-41. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2014.10.024
- POEPLAU, C., M.A. BOLINDER, J. ERIKSSON, M. LUNDBLAD und T. KÄTTERER, 2015. Positive trends in organic carbon storage in Swedish agricultural soils due to unexpected socio-economic drivers [online]. *Biogeosciences*, **12**(11), 3241-3251. ISSN 1726-4170. Verfügbar unter: doi:10.5194/bg-12-3241-2015
- PÖLLINGER, A., M. KROPSCH, A. LEITHOLD, G. HUBER, B. AMON, W. BREININGER und M. LÄNGAUER, 2011. Emissionen - Gülleausbringung, -lager [online]. Projektteil 1: Evaluierung der ÖPUL-Maßnahme Verlustarme Ausbringung von flüssigen Wirtschaftsdüngern und Biogasgülle [Zugriff am: 11. Mai 2022]. Verfügbar unter: https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:818bd7e3-29e9-49cc-b27b-5a12b27cdf07/35_Verlustarme%20D%C3%BCngerausbringung%20Endbericht.pdf
- PÖLLINGER-ZIERLER, A. und A. ZENTNER, 2022. *Wirtschaftsdüngermanagement NEU im Hinblick auf Klimaschutz und Klimawandelanpassung*.
- POST, W.M. und K.C. KWON, 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential [online]. *Global Change Biology*, **6**(3), 317-327. ISSN 1365-2486. Verfügbar unter: doi:10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x
- POWLSON, D.S., C.M. STIRLING, M.L. JAT, B.G. GERARD, C.A. PALM, P.A. SANCHEZ und K.G. CASSMAN, 2014. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation [online]. *Nature Climate Change*, **4**(8), 678-683. ISSN 1758-6798. Verfügbar unter: doi:10.1038/nclimate2292

- POWLSON, D.S., M.J. GLENDINING, K. COLEMAN und A.P. WHITMORE, 2011.
Implications for Soil Properties of Removing Cereal Straw: Results from Long-Term Studies 1 [online]. *Agronomy Journal*, **103**(1), 279-287. ISSN 1435-0645.
Verfügbar unter: doi:10.2134/agronj2010.0146s
- PREIBINGER, W., G. PROPSTMEIER, S. SCHERB, J. HTOO und M. MÜLLER, 2018.
Minimierung des Sojaeinsatzes in der Mast von Schweinen.
(Schweinefütterungsversuch S 91). Institut für Tierernährung und Futterwirtschaft.
- RASOULI-SADAGHIANI, M.H. und N. MORADI, 2014. Effect of poultry, cattle, sheep manures and sewage sludge on N mineralisation [online]. *Chemistry and Ecology*, **30**(7), 666-675. Chemistry and Ecology. Verfügbar unter: doi:10.1080/02757540.2014.889122
- REYER, H., J. ZENTEK, K. MÄNNER, I.M.I. YOUSSEF, T. AUMILLER, J. WEGHUBER, K. WIMMERS und A.S. MUELLER, 2017. Possible Molecular Mechanisms by Which an Essential Oil Blend from Star Anise, Rosemary, Thyme, and Oregano and Saponins Increase the Performance and Ileal Protein Digestibility of Growing Broilers [online]. *Journal of agricultural and food chemistry*, **65**(32), 6821-6830. Journal of agricultural and food chemistry. Verfügbar unter: doi:10.1021/acs.jafc.7b01925
- RIECKEN, U., P. FINCK, U. RATHS, E. SCHRÖDER und A. SSYMANK, 2006. *Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands*. 2. fortgeschriebene Fassung. Münster: Naturschutz und Biologische Vielfalt. 34.
- RÖHM, O. und S. DABBERT, 2003. Integrating Agri-Environmental Programs into Regional Production Models: An Extension of Positive Mathematical Programming. *American Journal of Agricultural Economics*, (85), 254-265. American Journal of Agricultural Economics.
- RÖHM, O., 2001. *Analyse der Produktions- und Einkommenseffekte von Agrarumweltprogrammen unter Verwendung einer weiterentwickelten Form der Positiven Quadratischen Programmierung*. Aachen: Shaker Verlag.
- ROSENSTOCK, T.S., K.L. TULLY, C. ARIAS-NAVARRO, H. NEUFELDT, K. BUTTERBACH-BAHL und L.V. VERCHOT, 2014. Agroforestry with N₂-fixing trees: sustainable development's friend or foe? [online]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **6**, 15-21. ISSN 1877-3435. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.cosust.2013.09.001
- RUMPEL, C. und I. KÖGEL-KNABNER, 2011. Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle [online]. *Plant and Soil*, **338**(1-2), 143-158. ISSN 1573-5036. Verfügbar unter: doi:10.1007/s11104-010-0391-5

- RYAN, J., M. PALA, S. MASRI, M. SINGH und H. HARRIS, 2008. Rainfed wheat-based rotations under Mediterranean conditions: Crop sequences, nitrogen fertilization, and stubble grazing in relation to grain and straw quality [online]. *European Journal of Agronomy*, **28**(2), 112-118. ISSN 1161-0301. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.eja.2007.05.008
- SAJEEV, E.P.M., B. AMON, C. AMMON, W. ZOLLITSCH und W. WINIWARTER, 2018. Evaluating the potential of dietary crude protein manipulation in reducing ammonia emissions from cattle and pig manure: A meta-analysis [online]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **110**(1), 161-175. ISSN 1385-1314 [Zugriff am: 23. Mai 2022]. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10705-017-9893-3
- SAUER, T.J., C.A. CAMBARDELLA und J.R. BRANDLE, 2007. Soil carbon and tree litter dynamics in a red cedar–scotch pine shelterbelt [online]. *Agroforestry Systems*, **71**(3), 163-174. ISSN 1572-9680. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10457-007-9072-7
- SCHLESINGER, W.H. und R. AMUNDSON, 2019. Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic [online]. *Global Change Biology*, **25**(2), 386-389. ISSN 1365-2486. Verfügbar unter: doi:10.1111/gcb.14478
- SCHMID, E. und F. SINABELL, 2005. *Using the Positive Mathematical Programming Method to Calibrate Linear Programming Models. Discussion paper dp-10-2005* [online]. Department of Economics, Politics and Law, University of Natural Resources and Applied Life Sciences Vienna. Verfügbar unter: <https://franz.sinabell.wifo.ac.at/papers/dp-10-2005.pdf>
- SCHMIDT, H.-P., C. KAMMANN, C. NIGGLI, M.W. EVANGELOU, K.A. MACKIE und S. ABIVEN, 2014. Biochar and biochar-compost as soil amendments to a vineyard soil: Influences on plant growth, nutrient uptake, plant health and grape quality [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **191**, 117-123. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2014.04.001
- SHAHBAZ, M., A. KUMAR, Y. KUZYAKOV, G. BÖRJESSON und E. BLAGODATSKAYA, 2018. Interactive priming effect of labile carbon and crop residues on SOM depends on residue decomposition stage: Three-source partitioning to evaluate mechanisms [online]. *Soil Biology and Biochemistry*, **126**, 179-190. ISSN 0038-0717. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.soilbio.2018.08.023
- SHI, L., W. FENG, J. XU und Y. KUZYAKOV, 2018. Agroforestry systems: Meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials [online]. *Land Degradation & Development*, **29**(11), 3886-3897. ISSN 10853278. Verfügbar unter: doi:10.1002/ldr.3136
- SINABELL, F., J. BOCK-SCHAPPELWEIN, M. FIRGO, K.S. FRIESENBICHLER, P. PIRIBAUER, G. STREICHER, L. GERNER, M. KIRCHNER, J. KANTELHARDT, A. NIEDERMAYER, E. SCHMID, M. SCHÖNHART und C. MAYER, 2019. *Eine Zwischenbilanz zu den Wirkungen des Programms der Ländlichen Entwicklung 2014-2020*.

- SINABELL, F., M. SCHÖNHART und E. SCHMID, 2018. *Austrian Agriculture 2020-2050 – Scenarios and sensitivity analyses on land use, production, live-stock and production systems. Research Report commissioned by the Austrian Environmental Agency* [online]. Wien. Verfügbar unter: https://www.wifo.ac.at/jart/prj3/wifo/resources/person_dokument/person_dokument.jart?publikationsid=61571&mime_type=application/pdf
- SIX, J., E. ELLIOTT und K. PAUSTIAN, 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture [online]. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**(14), 2099-2103. ISSN 0038-0717. Verfügbar unter: doi:10.1016/S0038-0717(00)00179-6
- SKINNER, C., A. GATTINGER, M. KRAUSS, H.-M. KRAUSE, J. MAYER, M.G.A. VAN DER HEIJDEN und P. MÄDER, 2019. The impact of long-term organic farming on soil-derived greenhouse gas emissions [online]. *Scientific Reports*, **9**(1), 1702. ISSN 2045-2322. Verfügbar unter: doi:10.1038/s41598-018-38207-w
- SMITH, P., 2004. How long before a change in soil organic carbon can be detected? [online]. *Global Change Biology*, **10**(11), 1878-1883. ISSN 1365-2486. Verfügbar unter: doi:10.1111/j.1365-2486.2004.00854.x
- SMITH, P., 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? [online]. *Global Change Biology*, **20**(9), 2708-2711. ISSN 1365-2486. Verfügbar unter: doi:10.1111/gcb.12561
- Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, M. Howden, T. McAllister, G. Pan, V. Romanenkov, U. Schneider, S. Towprayoon, M. Wattenbach und J. Smith, 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture [online]. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, **363**(1492), 789-813. Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences. Verfügbar unter: doi:10.1098/rstb.2007.2184
- SOANE, B.D., B.C. BALL, J. ARVIDSSON, G. BASCH, F. MORENO und J. ROGER-ESTRADE, 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment [online]. *Soil and Tillage Research*, **118**, 66-87. ISSN 0167-1987. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.still.2011.10.015
- SOLOMON, D., J. LEHMANN, J. WANG, J. KINYANGI, K. HEYMANN, Y. LU, S. WIRICK und C. JACOBSEN, 2012. Micro- and nano-environments of C sequestration in soil: a multi-elemental STXM-NEXAFS assessment of black C and organomineral associations [online]. *The Science of the total environment*, **438**, 372-388. The Science of the total environment. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2012.08.071

- SOTO, I., A. BARNES, A. BALAFOUTIS, B. BECK, B. SÁNCHEZ, J. VANGHEYTE, S. FOUNTAS, T. VAN DER WAL, V. EORY und M. GÓMEZ-BARBERO, 2019. *The contribution of precision agriculture technologies to farm productivity and the mitigation of greenhouse gas emissions in the EU* [online]. Luxembourg. Verfügbar unter: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/8309c598-3b0d-11e9-8d04-01aa75ed71a1/language-en>
- SOUSSANA, J.-F., S. LUTFALLA, F. EHRHARDT, T. ROSENSTOCK, C. LAMANNA, P. HAVLÍK, M. RICHARDS, E. WOLLENBERG, J.-L. CHOTTE, E. TORQUEBIAU, P. CIAIS, P. SMITH und R. LAL, 2019. Matching policy and science: Rationale for the '4 per 1000 - soils for food security and climate' initiative [online]. *Soil and Tillage Research*, **188**, 3-15. ISSN 0167-1987. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.still.2017.12.002
- SPIEGEL, H., 2012. *Impacts of arable management on soil organic carbon and nutritionally relevant elements in the soil-plant system*. Habilitation. Vienna.
- SPIEGEL, H., T. MOSLEITNER, T. SANDÉN und J.G. ZALLER, 2018. Effects of two decades of organic and mineral fertilization of arable crops on earthworms and standardized litter decomposition [online]. *Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment*, **69**(1), 17-28. Die Bodenkultur: Journal of Land Management, Food and Environment. Verfügbar unter: doi:10.2478/boku-2018-0003
- SPIEGEL, H., T. SANDÉN, L. ESSL und F. VUOLO, 2021. Toward Improved Nitrogen Fertilization with Precision Farming Based on Sensor and Satellite Technologies. In: *Women in Precision Agriculture*, Ch. 4, p. 69-84.
- TAKÁCS, Á., M. KISS, A. HOF, E. TANÁCS, Á. GULYÁS und N. KÁNTOR, 2016. Microclimate Modification by Urban Shade Trees – An Integrated Approach to Aid Ecosystem Service Based Decision-making [online]. *Procedia Environmental Sciences*, **32**, 97-109. ISSN 1878-0296. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.proenv.2016.03.015
- TÄLLE, M., B. DEÁK, P. POSCHLOD, O. VALKÓ, L. WESTERBERG und P. MILBERG, 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management [online]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **222**, 200-212. ISSN 0167-8809. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agee.2016.02.008
- TANNEBERGER, F., C. SCHRÖDER, M. HOHLBEIN, U. LENSCHOW, T. PERMIEN, S. WICHMANN und W. WICHTMANN, 2020. Climate Change Mitigation through Land Use on Rewetted Peatlands – Cross-Sectoral Spatial Planning for Paludiculture in Northeast Germany [online]. *Wetlands*, **40**(6), 2309-2320. ISSN 1943-6246. Verfügbar unter: doi:10.1007/s13157-020-01310-8
- TEAGUE, R. und M. BARNES, 2017. Grazing management that regenerates ecosystem function and grazingland livelihoods [online]. *African Journal of Range & Forage Science*, **34**(2), 77-86. African Journal of Range & Forage Science. Verfügbar unter: doi:10.2989/10220119.2017.1334706

- TEAGUE, R., F. PROVENZA, U. KREUTER, T. STEFFENS und M. BARNES, 2013. Multi-paddock grazing on rangelands: why the perceptual dichotomy between research results and rancher experience? [online]. *Journal of Environmental Management*, **128**, 699-717. ISSN 0301-4797. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.jenvman.2013.05.064
- TEIXEIRA, R., T. DOMINGOS, A. COSTA, R. OLIVEIRA, L. FARROPAS, F. CALOURO, A.M. BARRADAS und J. CARNEIRO, 2011. Soil organic matter dynamics in Portuguese natural and sown rainfed grasslands [online]. *Ecological Modelling*, **222**(4), 993-1001. ISSN 0304-3800. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.ecolmodel.2010.11.013
- THORUP-KRISTENSEN, K., N. HALBERG, M. NICOLAISEN, J.E. OLESEN, T.E. CREWS, P. HINSINGER, J. KIRKEGAARD, A. PIERRET und D.B. DRESBØLL, 2020. Digging Deeper for Agricultural Resources, the Value of Deep Rooting [online]. *Trends in Plant Science*, **25**(4), 406-417. ISSN 1360-1385. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.tplants.2019.12.007
- TIDÅKER, P., C. SUNDBERG, I. ÖBORN, T. KÄTTERER und G. BERGKVIST, 2014. Rotational grass/clover for biogas integrated with grain production – A life cycle perspective [online]. *Agricultural Systems*, **129**, 133-141. ISSN 0308-521X. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.agsy.2014.05.015
- TIEFENBACHER, A., T. SANDÉN, H.-P. HASLMAYR, J. MILOCZKI, W. WENZEL und H. SPIEGEL, 2021. Optimizing Carbon Sequestration in Croplands: A Synthesis [online]. *Agronomy*, **11**(5), 882. Agronomy. Verfügbar unter: doi:10.3390/agronomy11050882
- TIEMANN, L.K., A.S. GRANDY, E.E. ATKINSON, E. MARIN-SPIOTTA und M.D. MCDANIEL, 2015. Crop rotational diversity enhances belowground communities and functions in an agroecosystem [online]. *Ecology Letters*, **18**(8), 761-771. ISSN 1461-0248. Verfügbar unter: doi:10.1111/ele.12453
- Tiemeyer, B., E. Albiac Borraz, J. Augustin, M. Bechtold, S. Beetz, C. Beyer, M. Drösler, M. Ebli, T. Eickenscheidt, S. Fiedler, C. Förster, A. Freibauer, M. Giebels, S. Glatzel, J. Heinichen, M. Hoffmann, H. Höper, G. Jurasinski, K. Leiber-Sauheitl, M. Peichl-Brak, N. Roßkopf, M. Sommer und J. Zeitz, 2016. High emissions of greenhouse gases from grasslands on peat and other organic soils [online]. *Global Change Biology*, **22**(12), 4134-4149. ISSN 1365-2486. Verfügbar unter: doi:10.1111/gcb.13303
- UMWELTBUNDESAMT, 2011. *Evaluierung der Klimawirksamkeit der Ökopunkte NÖ. Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung*. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT, 2015a. *Maßnahme "Pflugloser Ackerbau". Evaluierung hinsichtlich der Klimarelevanz* [online]. Wien. Reports. REP-0526 [Zugriff am: 18. Mai 2022]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0526.pdf>

- UMWELTBUNDESAMT, 2015b. *Rote Liste Biotoptypen in Österreich* [online] [Zugriff am: 13. Mai 2022]. Verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/umweltthemen/naturschutz/rotelisten>
- UMWELTBUNDESAMT, 2016. *Massnahmen zur Minderung sekundärer Partikelbildung durch Ammoniakemissionen aus der Landwirtschaft* [online]. Wien. Reports. REP-0569 [Zugriff am: 29. März 2022]. Verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0569.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT, 2017. *Reduktionspotenziale im Sektor Landwirtschaft - Ammoniak. Quantifizierung von Maßnahmen zur Ammoniakreduktion in der Landwirtschaft* [online]. Wien. Reports. REP-0629 [Zugriff am: 3. Mai 2022]. Verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0629.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT, 2019a. *Austria's National Inventory Report 2019. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol* [online]. Wien. Reports. REP-0677 [Zugriff am: 11. Mai 2022]. Verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0677.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT, 2019b. *Austria's Informative Inventory Report (IIR) 2019. Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and Directive (EU) 2016/2284 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants* [online]. Wien. Reports. REP-0678 [Zugriff am: 10. Mai 2022]. Verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0678.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT, 2019c. *Bewertung der Auswirkungen der Schwerpunktbereiche Verringerung Treibhausgase Landwirtschaft (5D) und Kohlenstoffspeicherung in Land- und Forstwirtschaft (5E). Programm LE14-20; Bewertung 2019* [online]. Verfügbar unter:
https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:ab6a7a10-8f7d-4338-a68a-0a1f909b0bff/SPB%205D_5E_Treibhausgase%20und%20Kohlenstoffspeicherung.pdf
- UMWELTBUNDESAMT, 2019d. *Umstellung der österreichischen Stickstoff- und Phosphorbilanz auf EUROSTAT-Vorgaben*. Wien. Reports. REP-0694.
- UMWELTBUNDESAMT, 2019e. *Vergärung von 30 % des nationalen Wirtschaftsdüngers bis 2030 — Fragestellungen zur WAM-Annahme* [online]. Wien. Reports. REP-0706 [Zugriff am: 12. Mai 2022]. Verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0706.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT, 2021a. *Austria's National Inventory Report 2021. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol* [online]. Umweltbundesamt. Wien. Reports. REP-0761 [Zugriff am: 20. Dezember 2021]. Verfügbar unter:
<https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0761.pdf>

- UMWELTBUNDESAMT, 2021b. *GHG Projections and Assessment of Policies and Measures in Austria. Reporting under Regulation (EU) 2018/1999*. Wien. Reports. REP-0766.
- UMWELTBUNDESAMT, 2021c. *Klimaschutzbericht 2021* [online]. Wien. Reports. REP-0776 [Zugriff am: 29. März 2022]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0776.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT, 2021d. *Österreichische Stickstoff- und Phosphorbilanz der Landwirtschaft. Aktualisierung 2021*. BMLRT. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT, 2022a. *Austria's Annual Air Emission Inventory 1990-2020. Emissions of SO₂, NO_x, NMVOC, NH₃ and PM_{2.5}* [online]. Wien. Reports. REP-0807 [Zugriff am: 7. April 2022]. Verfügbar unter: <https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/rep0807.pdf>
- UMWELTBUNDESAMT, 2022b. *Austria's National Inventory Report 2022. Submission under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol*. Wien. Reports. REP-0811.
- UMWELTBUNDESAMT, 2023a. *Austria's Informative Inventory Report 2023. Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and Directive (EU) 2016/2284 on the reduction of national emissions of certain atmospheric pollutants*. Reports, REP-0855. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT, 2023b. *Austria's National Inventory Report 2023. Submission under the United Nations Framework Convention of Climate Change*. Reports, REP-0852. Wien.
- UMWELTBUNDESAMT, 2023c. *Digitale Technologien in der Landwirtschaft. Konzept und Kriterien zur Bewertung von Umweltauswirkungen bei ihrer Anwendung*. Wien. Reports. REP-0845.
- UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE, 2014. *Guidance document on preventing and abating ammonia emissions from agricultural sources* [online] [Zugriff am: 6. April 2022]. Verfügbar unter: https://unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2012/EB/ECE_EB.AIR_120_ENG.pdf
- UNITED NATIONS ECONOMIC COMMISSION FOR EUROPE, 2015. *Framework Code for Good Agricultural Practice for Reducing Ammonia Emissions* [online] [Zugriff am: 11. Mai 2022]. Verfügbar unter: https://unece.org/sites/default/files/2021-06/Ammonia_SR136_28-4_HR_0_0.pdf
- VALKAMA, E., G. KUNYPIYAEVA, R. ZHAPAYEV, M. KARABAYEV, E. ZHUSUPBEKOV, A. PEREGO, C. SCHILLACI, D. SACCO, B. MORETTI, C. GRIGNANI und M. ACUTIS, 2020. Can conservation agriculture increase soil carbon sequestration? A modelling approach [online]. *Geoderma*, **369**, 114298. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2020.114298

- VAN KESSEL, C., R. VENTEREA, J. SIX, M.A. ADVIENTO-BORBE, B. LINQUIST und K.J. VAN GROENIGEN, 2013. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis [online]. *Global Change Biology*, **19**(1), 33-44. ISSN 1365-2486. Verfügbar unter: doi:10.1111/j.1365-2486.2012.02779.x
- VELLINGA, T., A. VAN DEN POL-VAN DASSELAAR und P.J. KUIKMAN, 2004. The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands [online]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **70**(1), 33-45. ISSN 1573-0867. Verfügbar unter: doi:10.1023/B:FRES.0000045981.56547.db
- VIRTO, I., P. BARRÉ, A. BURLOT und C. CHENU, 2012. Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems [online]. *Biogeochemistry*, **108**(1-3), 17-26. ISSN 1573-515X. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10533-011-9600-4
- WENZEL, W., O. DUBOC, A. GOLESTANIFARD, C. HOLZINGER, K. MAYR, J. REITER und A. SCHIEFER, 2022. Soil and land use factors control organic carbon status and accumulation in agricultural soils of Lower Austria [online]. *Geoderma*, **409**, 115595. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2021.115595
- WEST, T.O. und W.M. POST, 2002. Soil Organic Carbon Sequestration Rates by Tillage and Crop Rotation [online]. *Soil Science Society of America Journal*, **66**(6), 1930-1946. ISSN 0361-5995. Verfügbar unter: doi:10.2136/sssaj2002.1930
- WICHTMANN, W., C. SCHRÖDER und H. JOOSTEN, Hg., 2016. *Paludikultur - Bewirtschaftung nasser Moore. Klimaschutz - Biodiversität - regionale Wertschöpfung*. [s.l.]: Schweizerbart'sche. ISBN 9783510652822.
- WIEDERMANN, E., R. HÜBNER, S. KILIAN und M. WIESMEIER, 2022. Festlegung von Kohlenstoff in Streuobstwiesen des Alpenvorlands.
- WIESMEIER, M., R. HÜBNER und I. KÖGEL-KNABNER, 2015. Stagnating crop yields: An overlooked risk for the carbon balance of agricultural soils? [online]. *The Science of the total environment*, **536**, 1045-1051. The Science of the total environment. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.scitotenv.2015.07.064
- WIESMEIER, M., S. MAYER, C. PAUL, K. HELMING, DON, A., FRANKO, U., M. STEFFENS und I. KÖGEL-KNABNER, 2020a. CO₂-Zertifikate für die Festlegung atmosphärischen Kohlenstoffs in Böden: Methoden, Maßnahmen und Grenzen. *BonaRes Series*, (1), 1-24. BonaRes Series.
- WIESMEIER, M., S. MAYER, J. BURMEISTER, R. HÜBNER und I. KÖGEL-KNABNER, 2020b. Feasibility of the 4 per 1000 initiative in Bavaria: A reality check of agricultural soil management and carbon sequestration scenarios [online]. *Geoderma*, **369**, 114333. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2020.114333

- WILLIAMS, H., T. COLOMBI und T. KELLER, 2020. The influence of soil management on soil health: An on-farm study in southern Sweden [online]. *Geoderma*, **360**, 114010. ISSN 0016-7061. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.geoderma.2019.114010
- XU, Z., C. LI, C. ZHANG, Y. YU, W. VAN DER WERF und F. ZHANG, 2020. Intercropping maize and soybean increases efficiency of land and fertilizer nitrogen use; A meta-analysis [online]. *Field Crops Research*, **246**, 107661. ISSN 0378-4290. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.fcr.2019.107661
- YU, Y., T.-J. STOMPH, D. MAKOWSKI und W. VAN DER WERF, 2015. Temporal niche differentiation increases the land equivalent ratio of annual intercrops: A meta-analysis [online]. *Field Crops Research*, **184**, 133-144. ISSN 0378-4290. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.fcr.2015.09.010
- ZANOTELLI, D., L. MONTAGNANI, G. MANCA, F. SCANDELLARI und M. TAGLIAVINI, 2015. Net ecosystem carbon balance of an apple orchard [online]. *European Journal of Agronomy*, **63**, 97-104. ISSN 1161-0301. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.eja.2014.12.002
- ZAVATTARO, L., C. COSTAMAGNA, C. GRIGNANI und L. BECHINI, 2014. Impacts of soil management on productivity. Catch-C deliverable D3. 324 [online]. Compatibility of Agricultural Management Practices and Compatibility of Agricultural Management Practices and Types of Farming in the EU to enhance Climate Change Mitigation and Soil Health [Zugriff am: 26. April 2022]. Verfügbar unter: http://www.catch-c.eu/deliverables/WP3%20Task%203.2%20Productivity_D3.324_fin.pdf
- ZENTNER, A. und A. PÖLLINGER-ZIERLER, 2022. EmiSladd - Güllezusätze und deren Emissionsminderungspotential. Abschlussbericht für das Produkt: MOOSECK SOHLE 6-7. Irdning.
- ZENTNER, A., A. PÖLLINGER und S. WINKLER, 2021. Ergebnisbericht zur Gülleuntersuchung des Additives Ergebnisbericht zur Gülleuntersuchung des Additives „Eminex“ (Kalkstickstoff-Granulat-Calciumcyanamid/Aufbereitungshilfsmittel für Gülle und Biogasgärreste zur Methanreduktion) [online]. Irdning. Verfügbar unter: https://raumberg-gumpenstein.at/forschung/infothek/downloads/download-file.html?path=Forschungsberichte%2F3_2021_Bericht_Guellezusaetze-komp.pdf
- ZHANG, H., D.S. GOLL, S. MANZONI, P. CIAIS, B. GUENET und Y. HUANG, 2018. Modeling the effects of litter stoichiometry and soil mineral N availability on soil organic matter formation using CENTURY-CUE (v1.0) [online]. *Geoscientific Model Development*, **11**(12), 4779-4796. ISSN 1991-959X. Verfügbar unter: doi:10.5194/gmd-11-4779-2018

ZHANG, X., Q. FANG, T. ZHANG, W. MA, G.L. VELTHOF, Y. HOU, O. OENEMA und F. ZHANG, 2020. Benefits and trade-offs of replacing synthetic fertilizers by animal manures in crop production in China: A meta-analysis [online]. *Global Change Biology*, **26**(2), 888-900. ISSN 1365-2486. Verfügbar unter: doi:10.1111/gcb.14826

Zusammenfassende Bewertung der Auswirkungen des Programms LE 14-20 auf die Querschnittsthemen Umwelt und Klima [online]. Endbericht, 2019 [Zugriff am: 29. März 2022]. Verfügbar unter: <https://info.bmlrt.gv.at/dam/jcr:db1ff609-7043-4421-b436-fa733f9594b0/Querschnittsevaluierung%20Klima%20und%20Umwelt.pdf>

9 ANHANG I

EINFACHE UND PLAKATIVE ABSCHÄTZUNGEN FÜR DAS ERREICHEN EINES -40 %-ZIELES FÜR 2040 („KSG 2040“)

Ziel dieses Arbeitspaketes am Beginn des Projektes war eine erste Abschätzung, durch welche einfachen Änderungen in der vorliegenden Österreichischen Treibhausgasinventur eine signifikante Änderung der THG-Emissionen für den Sektor Landwirtschaft (nach KSG) erreicht werden könnte. Die simple Fragestellung war, wie sich die Aktivitätsdaten ändern müssten (Tierbestand, Düngermengen und Energieeinsatz), um eine Reduktion von 40 % der THG-Emissionsmenge zu erreichen. Dieser Ansatz ist sehr theoretisch und diente dazu, ein erstes Gefühl für Größenordnungen und Hebelwirkungen zu vermitteln. Die durchgeführte Grobabschätzung bot somit einen ersten und wichtigen Anhaltspunkt für die Stakeholder-Diskussion.

Aufbauend auf diese Analyse wurden die wirtschaftlichen Auswirkungen der betrachteten Reduktionsmaßnahmen abgeschätzt, indem die Konsequenzen auf Produktionswert und – wenn möglich – auf die Wertschöpfung ermittelt wurden. Ebenso erfolgte eine Abschätzung der Auswirkungen, wenn keine Maßnahmen umgesetzt werden.

Die Aussagekraft dieser Analyse ist beschränkt, da sie nur auf Aktivitätszahlen aufbaut und somit lediglich eine Was-wäre-wenn-Situation beschreibt. Es sollte ein erster Eindruck gewonnen werden, wie ein potenzielles Reduktionsziel von -40 % erreicht werden kann. Spezifische Maßnahmen wurden in diesem Arbeitspaket weder analysiert noch berücksichtigt.

Durch eine solche Auswertung können keine Erkenntnisse gewonnen werden, wie diese Änderungen zustandegebracht werden können, welche Rahmenbedingungen, Politiken und Maßnahmen dafür notwendig wären. Trotz der eingeschränkten Aussagekraft können aber die zugrundeliegenden Überlegungen und Ergebnisse genutzt werden, um – in weiterer Folge – einen Dialog über konkrete Szenarien in Gang zu setzen.

In diesem Arbeitspaket wurden also noch keine komplexen Modellierungen und Szenarienberechnungen durchgeführt. Die im Rahmen dieses Projekts entwickelten Szenarien finden sich in Kapitel 3 und sind unabhängig von dieser Grobabschätzung zu betrachten, auch wenn die Erkenntnisse aus diesem Arbeitspaket wichtige Inputs für die Diskussion und die Entwicklung der Szenarien lieferten.

9.1 Methodik und Annahmen zur Berechnung der THG-Emissionen

Für die einfache Abschätzung der THG-Emissionen wurden folgende Annahmen bis 2040 getroffen:

Reduktion der Tierzahlen um:

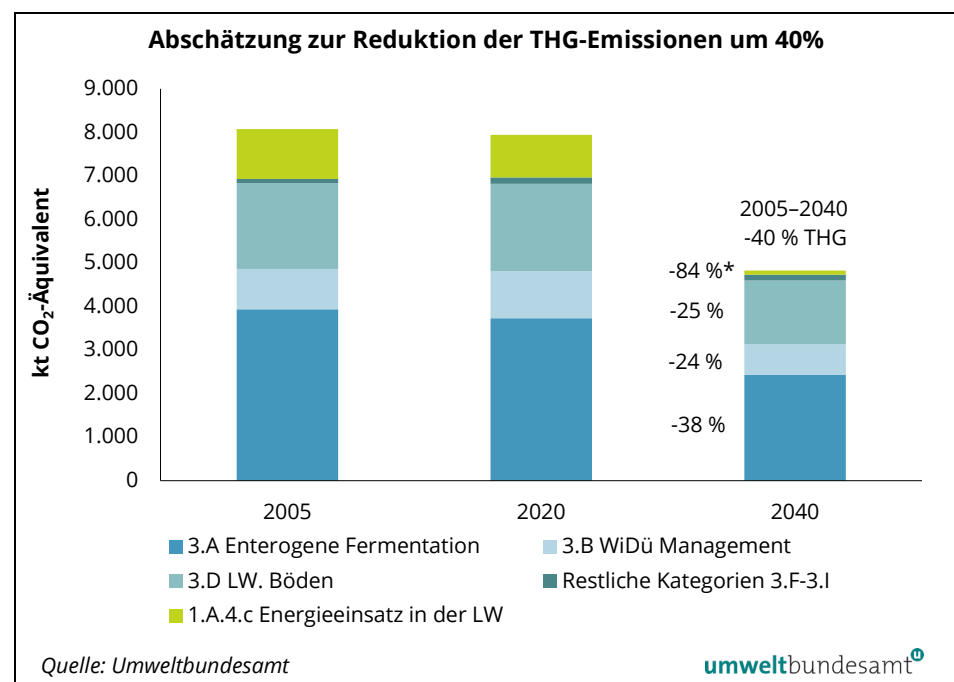
- 30 % Milchkühe
- 40 % übrige Rinder
- 30 % alle anderen Tierkategorien (Schweine, Schafe, Ziegen, Pferde, Geflügel, Wild)

Reduktion des Dünger- und Energieverbrauchs um:

- 40 % Mineraldüngerverbrauch
- 90 % Energieverbrauch

Mit der Senkung der Tierzahlen und der Reduktion des Mineraldünger- und Energieeinsatzes konnte eine Verringerung der THG-Emissionen von insgesamt minus 40 % (gegenüber den Emissionswerten von 2005) erzielt werden.

Abbildung 32:
Einfache Abschätzung
zur Reduktion der THG-
Emissionen um 40 %
(kt CO₂-Äquivalent).



* Energie und Rest

Die stärkste Reduktion erfolgt demnach beim Energieverbrauch (die restlichen Kategorien sind nur von geringer Bedeutung), hier könnten 84 % der THG-Emissionen eingespart werden. Durch die deutliche Senkung der Tierzahlen, insbesondere im Rinderbereich, wurde ein Rückgang um 38 % für die enterogene Fermentation sowie um 24 % für das Wirtschaftsdüngermanagement berechnet. Die verringerte Wirtschaftsdüngeremenge (aufgrund des reduzierten

Viehbestandes) und der geringere Mineraldüngereinsatz führten zu einer Reduktion der THG-Emissionen aus landwirtschaftlichen Böden um 25 %.

9.2 Wirtschaftliche Auswirkung der Reduktion

Einschränkungen

Bei diesem Zugang handelt es sich um eine „einfache Methode“, weil mehrere für eine differenzierte Bewertung wichtige Faktoren ausgeklammert werden:

- Es ist nicht klar, welche Maßnahmen umgesetzt werden müssen, um das angestrebte Reduktionsziel zu erreichen. Eine Reduktion des Bestandes von Milchkühen kommt zustande, wenn die Milchpreise sinken (dies deckt sich mit Beobachtungen) – durch die Einführung von Steuern auf die Emissionen der Tiere (wie in Neuseeland geplant), durch Stilllegungsprämien (wie in den Niederlanden geplant), durch eine höhere Steuer für Verbraucher:innen oder einer Steuer je erzeugtem kg Milch.
- Es ist nicht klar, welche Folgewirkungen mit einer Verringerung der Aktivitäten einhergehen. Der Produktionsausfall und die unmittelbar damit einhergehenden Konsequenzen können gut quantifiziert werden (siehe unten). Die Folgewirkungen, z. B. Nutzungsart der frei werdenden Flächen oder Ersatz des nicht mehr zur Verfügung stehenden Wirtschaftsdüngers, können jedoch nicht klar bestimmt werden.
- Wird weniger Mineraldünger eingesetzt, so verringern sich die Pflanzenerträge. Dies kann auch auf die Bodenfruchtbarkeit einen negativen Einfluss haben, wenn damit keine Umstellung der Produktionsweise, z. B. eine Anpassung der Fruchtfolge, einhergeht. Ob dies in einem solchen Szenario umgesetzt wird, ist unklar.
- Wird die landwirtschaftliche Produktion gesenkt, fehlen die erzeugten Güter am Markt. Unternehmen, die auf Vorleistungen aus dem Agrarsektor angewiesen sind, müssen die Rohstoffe woanders besorgen. Wenn der Wert der Güter im Vergleich zu den Transportkosten gering ist, lohnt sich die Beschaffung aus Drittmärkten nicht und Verarbeitungsstätten werden möglicherweise stillgelegt werden.
- Die Reduktion von Milchviehhaltung und Rinderproduktion verringert den Bedarf an Futter. Ein (kleiner) Teil davon wird auf Ackerland produziert. Hier wird angenommen, dass stattdessen Marktfrüchte produziert werden. Der Großteil des Futters besteht aber aus Grünfutter von Wiesen, Grassilage und Heu und wird derzeit auf Grünlandflächen produziert. Wie diese Flächen genutzt werden, wenn kein Futter darauf produziert wird, ist unklar. Daher wird davon ausgegangen, dass diese Flächen aus der Produktion genommen werden. Die damit verbundenen Folgen sind unklar bzw. es sind unterschiedliche Folgen denkbar, sie wurden jedoch im Rahmen der einfachen Abschätzung nicht analysiert. Einerseits könnten diese Flächen forstwirtschaftlich genutzt werden. Andererseits könnte damit eine Veränderung der Nachfrage nach Tourismusdienstleistungen einhergehen.

**komparativ-statische
Analyse**

Trotz dieser Einschränkungen ist eine komparativ-statische Analyse, in der ein einfacher Bewertungszugang gewählt wird, sinnvoll. Die einfache Auswertung der unmittelbaren wirtschaftlichen Folgen der oben vorgestellten Ergebnisse liefert eine Referenzgröße und ermöglicht daher die Einordnung der Größenordnungen.

Auf der Grundlage von zwei Datenquellen werden die wirtschaftlichen Konsequenzen der oben vorgestellten Reduktionsszenarien quantitativ bewertet. Einerseits die jährlich von der Statistik Austria erstellte Landwirtschaftliche Gesamtrechnung²⁴ (LGR). Darin sind die Produktionswerte der wichtigsten landwirtschaftlichen Aktivitäten ausgewiesen. Zudem sind die Vorleistungen erfasst, werden allerdings den Aktivitäten nicht zugewiesen. Zur Bewertung der Vorleistungsstruktur der wichtigsten Produktionszweige werden die Deckungsbeiträge der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft und Bergbauernfragen²⁵ verwendet. In den unten vorgestellten Ergebnissen wird die Annahme getroffen, dass Produktionskosten gemäß dieser Deckungsbeitragskalkulationen ein gutes Maß für die Vorleistungen sind.

Die Ergebnisse beziehen sich auf den Mittelwert der Jahre 2019 bis 2021. In diesem Zeitraum betrug der durchschnittliche Produktionswert pflanzlicher Erzeugnisse 3,4 Mrd. € und jener tierischer Erzeugnisse (Eier, Milch, Fleisch, Honig) 3,6 Mrd. €. Der durchschnittliche Produktionswert von Milch lag bei 1,4 Mrd. € und von Fleisch von Rindern bei 0,8 Mrd. €. Der Wert aller Vorleistungen betrug 4,7 Mrd. € und Futter verursachte im Durchschnitt Kosten von 1,9 Mrd. €.

Setzt man die im vorigen Abschnitt vorgestellten Änderungen im skizzierten Rechenmodell aus LGR und Deckungsbeitragskalkulation an, so ergeben sich folgende Änderungen (bezogen auf den Durchschnitt der beobachteten Werte der LGR in den Jahren 2019–2021):

- Der Produktionswert landwirtschaftlicher Güter (Milch im Ausmaß der Reduktion der Milchkühe, Kühe, übrige Rinder, andere Tiere) sinkt um 18 %.
- Die Vorleistungen verteuern sich um 80 Mio. €. Die Verteuerung ist auf die hohen Preise für holzbasierten, klimafreundlichen Diesel²⁶ zurückzuführen, welcher fossilen Diesel ersetzt. Die Kosten übersteigen die Einsparungen von Dünger, Futtermitteln und fossilem Diesel.
- Die Wertschöpfung in der Landwirtschaft verringert sich um 17 %.

²⁴ <https://www.statistik.at/statistiken/land-und-forstwirtschaft/land-und-forstwirtschaftliche-oekonomie-und-preise/landwirtschaftliche-gesamtrechnung/landwirtschaftliche-gesamtrechnung-auf-nationaler-ebene> (abgerufen 9. Jänner 2023)

²⁵ https://bab.gv.at/index.php?option=com_content&view=article&id=2121:interaktive-deckungsbeitraege-kostenloses-managementwerkzeug-fuer-die-landwirtschaft&catid=140&lang=de&Itemid=215 (abgerufen 20.04.2023)

²⁶ Die Kosten für den holzbasierten Treibstoff basieren auf Sinabell und Streicher (2021), Holz im Bau und als Rohstoff für Kraftstoffe. Szenarien für die österreichische Volkswirtschaft. Monographien, Österreichisches Institut für Wirtschaftsforschung, Wien. Online abrufbar unter: <https://www.wifo.ac.at/www/pubid/66985>

- Die Zahl der Arbeitskräfte in der Landwirtschaft (gemessen in Jahresarbeitseinheiten) verringert sich um 29 %. Der Grund dafür ist, dass Milchwirtschaft, Rinder- und Tierhaltung wesentlich arbeitsaufwendiger sind als der Ackerbau.

Zur Einordnung dieser Ergebnisse muss bedacht werden, dass es sich um einfache Was-wäre-wenn-Annahmen handelt, die mit Werten hinterlegt werden, um Größenordnungen abzuschätzen. Für zuverlässige Einschätzungen sind Modelle nötig, welche die verschiedenen Wechselwirkungen in einem kohärenten und konsistenten Rahmen simultan betrachten.

10 ANHANG II: PREIS- UND PARAMETERANNAHMEN IN PASMA

Tabelle 10: Preisprognosen für die EU, 2022–2031 (Stand: Juni 2022).

Gruppe	Produkt	Einheit	2020	2021	2022	2023	2024	2025	2026	2027	2028	2029	2030	2031
GETREIDE	Weizen	€/t	204,16	280,98	271,06	219,86	199,12	194,19	192,01	193,48	193,89	194,27	194,94	195,39
	Mais	€/t	243,12	269,65	279,07	224,30	203,14	197,14	195,17	197,43	197,68	197,65	197,79	197,86
	sonstiges Getreide	€/t	179,00	219,74	231,30	185,71	167,90	162,74	160,39	162,37	162,92	163,50	164,00	164,35
	Reis	€/t	662,20	663,25	627,61	616,43	623,38	627,03	630,14	631,38	634,27	635,66	638,32	635,05
	Brennertrockengetreide	€/t	281,98	248,64	252,00	240,81	234,98	227,31	224,13	226,12	226,80	227,27	227,31	226,72
ÖLSAATEN	Sojabohnen	€/t	401,49	364,46	363,76	318,64	299,22	297,83	298,58	302,13	305,91	306,75	308,96	312,96
	sonstige Ölsaaten	€/t	479,03	435,21	404,09	329,85	319,30	305,68	305,72	310,12	311,87	313,87	316,28	318,82
	Elweizenmehl	€/t	368,35	331,14	334,34	294,35	277,13	272,07	271,93	276,86	278,98	281,25	283,79	284,99
	pflanzliche Öle	€/t	1.149,28	1.322,42	1.134,04	1.002,14	1.011,95	988,64	997,10	1.001,44	1.009,75	1.016,14	1.024,83	1.033,69
ZUCKER	Zucker	€/t	419,58	452,83	476,23	408,85	377,85	367,49	362,71	366,40	368,44	370,56	372,79	374,49
	Weißzucker	€/t	419,58	452,83	476,23	408,85	377,85	367,49	362,71	366,40	368,44	370,56	372,79	374,49
	Maltsirup mit hohem Fruktosegehalt	€/t	225,00	281,45	295,56	253,85	235,04	228,86	226,33	228,01	229,12	230,15	230,97	231,48
	Zucker Rüben	€/t	28,79	29,48	31,50	27,80	25,95	25,39	25,17	25,46	25,81	25,99	26,15	26,28
FLEISCH	Melasse	€/t	198,00	235,62	245,98	206,45	187,76	178,52	175,56	177,41	180,31	182,72	184,36	185,34
	Rind- und Kalbfleisch	€/t	3.534,50	3.880,00	4.581,30	4.017,00	3.672,03	3.660,43	3.656,14	3.662,67	3.656,80	3.662,65	3.665,27	3.661,26
	Schweinefleisch	€/t	1.601,00	1.505,00	1.633,01	1.462,43	1.496,29	1.487,53	1.489,32	1.495,50	1.490,33	1.490,12	1.477,17	1.464,67
	Geflügelfleisch	€/t	1.874,84	1.842,95	2.163,63	2.054,59	2.061,68	2.083,06	2.103,14	2.124,41	2.124,37	2.118,49	2.114,54	2.110,68
MILCH	Schafffleisch	€/t	5.802,20	6.320,00	5.718,33	5.590,40	5.568,37	5.555,85	5.573,98	5.602,80	5.604,47	5.634,12	5.643,73	5.634,52
	Milch	€/t	322,19	370,88	370,92	363,34	350,33	343,38	343,21	345,58	347,84	352,06	354,93	357,79
	Butter	€/t	3.359,97	3.950,00	3.910,33	3.664,38	3.497,62	3.431,40	3.434,35	3.472,86	3.482,33	3.529,67	3.555,66	3.583,61
	Käse	€/t	3.036,72	3.150,00	3.209,74	3.132,60	3.071,15	3.043,39	3.053,23	3.076,82	3.097,22	3.128,25	3.152,87	3.176,96
	Magermilchpulver	€/t	2.207,04	2.480,00	2.494,57	2.509,36	2.443,62	2.394,50	2.391,65	2.400,42	2.424,40	2.450,33	2.474,79	2.497,08
	Vollmilchpulver	€/t	2.786,79	3.509,74	3.493,29	3.446,13	3.346,41	3.293,24	3.297,17	3.316,87	3.349,54	3.391,43	3.427,59	3.462,99
	Malvenpulver	€/t	705,89	951,70	865,02	848,41	821,89	806,86	806,59	810,09	816,37	823,64	830,72	838,20
BIOTREBSTOFF	Kasein	€/t	7.177,03	7.025,31	7.079,51	7.130,77	6.931,35	6.783,69	6.770,71	6.786,17	6.844,48	6.905,03	6.965,15	7.019,22
	Ethanol	€/hl	60,44	72,60	77,84	56,61	56,66	57,45	56,99	57,39	57,63	57,86	57,44	57,70
FISCHEREI	Biodiesel	€/hl	74,59	126,55	110,56	95,05	93,15	92,89	93,07	93,40	93,95	94,07	94,28	94,50
	Fisch	€/t	2.982,57	3.099,82	3.910,90	3.494,82	3.500,19	3.414,63	3.450,33	3.510,96	3.702,14	3.536,15	3.557,62	3.583,09
	Fisch aus Aquakultur	€/t	3.375,11	3.233,17	4.139,78	3.556,56	3.591,27	3.498,59	3.563,10	3.647,29	3.884,28	3.682,75	3.734,82	3.786,38
	Fischmehl	€/t	1.255,76	1.248,27	1.377,56	1.295,42	1.336,16	1.179,86	1.199,75	1.263,29	1.344,84	1.280,32	1.302,12	1.324,58
BAUMWOLLE	Fischöl	€/t	1.865,50	1.795,60	2.156,79	1.867,70	1.749,47	1.567,17	1.559,56	1.573,30	1.856,20	1.728,49	1.761,61	1.795,14
		€/t	871,20	841,68	936,02	871,65	880,62	887,34	890,36	891,95	892,56	889,31	883,23	874,80
WURZELN UND KNOLLEN		€/t	511,66	549,78	587,59	593,49	589,06	593,54	593,49	600,80	601,90	606,14	610,58	612,24
HÜLSENFRÜCHTE		€/t	123,43	207,26	181,63	147,52	132,50	127,67	126,14	126,99	127,49	128,09	128,62	128,84

Quelle: OECD-FAO, 2022, Agricultural Outlook 2022–2031; Quelle: eigene Berechnung basierend auf OECD-FAO.

Tabelle 11: Beobachtete und prognostizierte nominale Erzeugerpreise für pflanzliche Produkte in Österreich.

Produkt	Einheit	ø2019/2021	ø2016/2020	2020	2021	2030	2040	2050
Mahlweizen	€/t	189,66	161,92	165,16	241,60	165,09	168,04	171,14
Futterweizen	€/t	162,17	133,94	141,82	203,86	141,16	143,67	146,32
Hartweizen	€/t	256,71	202,50	243,46	313,84	223,45	227,43	231,63
Mahloggen	€/t	161,75	147,01	124,75	215,57	141,95	144,80	147,71
Futterroggen	€/t	134,64	119,15	111,57	171,69	118,16	120,53	122,96
Sommergerste	€/t	138,73	119,82	120,79	172,25	121,75	124,19	126,69
Braugerste	€/t	184,55	165,28	180,86	191,53	161,96	165,21	168,54
Wintergerste	€/t	138,73	119,82	120,79	172,25	120,76	122,91	125,18
Hafer	€/t	162,85	150,10	152,20	186,46	142,91	145,78	148,72
Triticale	€/t	159,35	124,40	129,09	218,74	139,84	142,65	145,52
Dinkel	€/t	320,89	253,13	304,33	392,31	279,31	284,29	289,54
Körnermais	€/t	154,48	133,05	130,64	204,95	135,57	138,30	141,08
Ackerbohnen	€/t	322,18	266,44	277,44	441,05	291,70	315,77	340,32
Körnererbsen	€/t	160,01	155,09	159,78	168,44	144,87	156,82	169,01
Sojabohnen	€/t	407,54	337,03	350,95	557,90	368,98	399,43	430,48
Sonnenblumen	€/t	362,12	288,53	316,36	476,87	286,26	308,76	330,84
Zuckerrüben	€/t	26,29	26,29	26,29	26,29	24,83	26,55	28,30
Speisekartoffeln	€/t	190,32	194,32	135,71	178,86	167,02	170,37	173,80
Stärkekartoffeln	€/t	97,58	96,54	92,66	94,32	85,63	87,35	89,11
Winterraps	€/t	397,50	338,59	353,63	495,10	314,23	338,92	363,16
Mohn	€/t	2.351,73	2.250,40	2.297,50	2.030,00	2.345,67	2.438,23	2.531,96
Hopfen	€/t	8.213,71	7.915,43	7.953,21	8.662,63	8.731,32	9.187,72	9.643,97
Gewürzpflanzen	€/t	3.634,57	3.634,57	3.634,57	3.634,57	3.813,76	4.000,54	4.187,39
Faserhanf	€/t	45,08	45,07	45,09	45,09	47,31	49,63	51,95
Ölkürbis	€/t	2.934,22	2.803,91	2.998,18	3.180,44	3.176,09	3.348,89	3.520,78
Öllein	€/t	300,00	300,00	300,00	300,00	314,79	330,21	345,63
Sämereien	€/t	180,00	180,00	180,00	180,00	188,87	198,12	207,38
Erdbeeren	€/t	3.703,52	3.120,26	3.852,27	4.509,20	4.193,84	4.455,24	4.713,80
Obst	€/t	638,67	492,31	705,40	787,51	733,73	780,29	826,17
Wein	€/t	413,50	517,49	400,00	550,50	479,57	512,31	544,71

Quelle: eigene Berechnung WIFO, basierend auf OECD-FAO, 2022.

Tabelle 12: Erlös je Mengeneinheit – biologische versus konventionelle Produktion.

Produkt	Einheit	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Ø 2019-21
		biologische im Vergleich zu konventioneller Produktion							
Weichweizen	€/100kg	15,33	12,62	16,61	16,60	16,03	15,42	21,35	17,60
Hartweizen	€/100kg	27,48	17,72	18,96	18,43	19,83	22,70	30,26	24,26
Roggen	€/100kg	13,40	12,86	15,87	16,24	14,85	13,41	18,25	15,50
Wintergerste	€/100kg	13,92	12,11	13,05	14,87	14,79	14,07	17,54	15,47
Sommergerste	€/100kg	14,63	12,54	13,87	14,39	14,94	16,19	17,56	16,23
Hafer	€/100kg	13,49	13,54	14,69	15,61	17,37	15,06	17,91	16,78
Körnermais	€/100kg	16,47	14,71	15,04	16,56	15,42	14,31	21,24	16,99
Speise Erdäpfel	€/100kg	17,76	16,16	17,05	19,27	19,09	16,14	15,78	17,00
Stärke	€/100kg	8,27	8,54	8,78	9,35	9,00	9,08	9,38	9,15
Zuckerrüben	€/100kg	3,17	3,17	2,87	2,64	3,05	2,87	2,90	2,94
Trauben	€/kg	0,72	0,94	0,80	0,59	0,65	0,61	0,76	0,67
Wein	€/l	2,82	3,03	3,38	3,02	2,66	2,51	2,65	2,61
Milch an Molkerei	€/100kg	32,10	29,50	39,60	35,42	35,28	35,17	37,23	35,89
biologische Produktion									
Weichweizen	€/100kg	31,94	32,41	36,73	35,63	28,60	25,49	32,44	28,84
Hartweizen	€/100kg	42,64	42,86	42,09	28,17	34,46	37,25	39,52	37,08
Roggen	€/100kg	22,25	25,22	30,92	30,44	22,85	19,98	28,83	23,89
Wintergerste	€/100kg	24,04	22,63	24,68	26,34	19,28	19,04	26,82	21,71
Sommergerste	€/100kg	24,84	23,61	21,94	25,57	28,75	25,40	29,18	27,78
Hafer	€/100kg	18,74	18,85	24,10	24,35	21,51	24,78	29,76	25,35
Körnermais	€/100kg	33,40	32,92	31,69	29,36	32,06	27,03	41,18	33,42
Speise Erdäpfel	€/100kg	42,66	40,29	37,12	44,59	48,93	37,84	52,47	46,41
Stärke	€/100kg	15,48	15,85	16,12	18,51	19,66	13,52	12,06	15,08
Zuckerrüben	€/100kg	7,97	8,19	7,55	8,42	8,10	8,00	6,68	7,59
Trauben	€/kg	0,86	1,08	0,88	0,71	0,63	0,71	0,72	0,69
Wein	€/l	2,34	3,26	3,93	3,42	3,55	2,96	2,54	3,02
Milch an Molkerei	€/100kg	40,60	41,58	47,61	44,57	44,61	45,45	47,55	45,87
biologische im Vergleich zu konventioneller Produktion									
Weichweizen	%	2,1	2,6	2,2	2,2	1,8	1,7	1,5	1,6
Hartweizen	%	1,6	2,4	2,2	1,5	1,7	1,6	1,3	1,5
Roggen	%	1,7	2,0	2,0	1,9	1,5	1,5	1,6	1,5
Wintergerste	%	1,7	1,9	1,9	1,8	1,3	1,4	1,5	1,4
Sommergerste	%	1,7	1,9	1,6	1,8	1,9	1,6	1,7	1,7
Hafer	%	1,4	1,4	1,6	1,6	1,2	1,7	1,7	1,5
Körnermais	%	2,0	2,2	2,1	1,8	2,1	1,9	1,9	2,0
Speise Erdäpfel	%	2,4	2,5	2,2	2,3	2,6	2,3	3,3	2,7
Stärke	%	1,9	1,9	1,8	2,0	2,2	1,5	1,3	1,6
Zuckerrüben	%	2,5	2,6	2,6	3,2	2,7	2,8	2,3	2,6
Trauben	%	1,2	1,2	1,1	1,2	1,0	1,2	0,9	1,0
Wein	%	0,8	1,1	1,2	1,1	1,3	1,2	1,0	1,2
Milch an Molkerei	%	1,3	1,4	1,2	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3

Quelle: eigene Berechnung WIFO, basierend auf LBG, Buchführungsergebnisse.

Tabelle 13: Beobachtete und erwartete Erträge je Hektar im Bundesmittel.

Produkt	Ø 1999/01	Ø 2009/11	Ø 2019/21	Ø 1999/01 / Ø 2019/21	Ø 2009/11 / Ø 2019/21	% Mittelwert	2030 1)	2040 1)
	100 kg/ha			jährliche Veränderung %			100 kg/ha	
Getreide (einschließlich Saatgut)	57,4	63,9	71,6	+1,1	+1,1	+1,1	74,9	76,0
Weizen und Spelz	50,5	52,7	57,6	+0,7	+0,9	+0,8	60,2	61,1
Weichweizen und Spelz	51,1	53,1	58,3	+0,7	+0,9	+0,8	60,9	61,9
Hartweizen	38,5	45,1	47,2	+1,0	+0,4	+0,7	49,0	49,6
Roggen	38,5	39,0	47,8	+1,1	+2,0	+1,6	50,0	50,7
Gerste	44,0	49,4	61,6	+1,7	+2,2	+2,0	64,5	65,4
Hafer	39,8	40,1	38,7	-0,1	-0,3	-0,2	37,5	36,5
Wintermenggetreide	43,7	43,3	51,7	+0,8	+1,8	+1,3	54,1	54,9
Sommermenggetreide	39,8	38,6	41,2	+0,2	+0,7	+0,4	43,1	43,8
Körnermais (inkl. CCM)	95,2	106,2	109,7	+0,7	+0,3	+0,5	113,0	113,8
Sonstiges Getreide	49,4	48,4	52,9	+0,3	+0,9	+0,6	55,3	56,1
Triticale	50,1	49,5	55,5	+0,5	+1,1	+0,8	58,0	58,9
Hirse, Buchweizen etc.	40,0	42,4	43,3	+0,4	+0,2	+0,3	44,2	44,2
Handelsgewächse	163,0	174,9	129,1	-1,2	-3,0	-2,1	98,2	83,5
Ölsaaten, -früchte (einschl. Saatgut)	23,5	25,1	24,5	+0,2	-0,2	-0,0	24,0	23,4
Raps und Rübsen	26,6	31,8	30,6	+0,7	-0,4	+0,2	29,6	28,7
Sonnenblumen zur Ölgewinnung	25,3	27,3	28,0	+0,5	+0,3	+0,4	28,7	28,8
Sojabohnen	23,0	28,1	30,4	+1,4	+0,8	+1,1	31,8	32,3
Übrige Ölsaaten	6,0	5,5	7,3	+1,0	+2,9	+1,9	7,6	7,7
Mohn	9,6	7,7	7,7	-1,1	+0,0	-0,5	7,7	7,7
Ölkürbis getrocknete Kerne	5,8	5,3	6,5	+0,6	+2,1	+1,3	6,8	6,9
Eiweißpflanzen (einschl. Saatgut)	27,5	25,7	23,9	-0,7	-0,7	-0,7	22,4	21,4
Körnererbsen	27,7	25,7	23,4	-0,8	-0,9	-0,9	21,5	20,3
Ackerbohnen	25,8	26,1	24,4	-0,3	-0,7	-0,5	23,0	22,0
Zuckerrüben	642,5	714,4	769,4	+0,9	+0,7	+0,8	804,7	816,8
Sonstige Handelsgewächse	19,6	21,2	20,1	+0,1	-0,5	-0,2	19,3	18,6
Hopfen	14,3	16,5	17,8	+1,1	+0,7	+0,9	18,1	18,1
Andere Hülsenfrüchte	21,0	21,4	20,2	-0,2	-0,6	-0,4	19,2	18,5
Futterpflanzen	91,1	103,7	109,6	+0,9	+0,6	+0,7	114,6	116,4
Futtermais (Silo- und Grünmais)	461,7	467,2	474,8	+0,1	+0,2	+0,2	481,8	480,8
Futterhackfrüchte	491,9	615,1	545,2	+0,5	-1,2	-0,3	489,2	456,0
Futterrüben	492,2	615,1	545,2	+0,5	-1,2	-0,3	489,2	456,0
Sonstige Futterpflanzen	64,1	73,7	74,2	+0,7	+0,1	+0,4	74,7	74,3
Rotklee inkl. sonstige Kleearten	77,9	68,6	66,5	-0,8	-0,3	-0,5	66,9	66,5
Kleegras	79,6	76,9	75,1	-0,3	-0,2	-0,3	75,6	75,1
Luzerne	74,9	69,4	64,6	-0,7	-0,7	-0,7	65,0	64,6
Egart	65,7	72,2	66,6	+0,1	-0,8	-0,4	67,1	66,7
Wiesen einmähdig	30,7	37,6	36,6	+0,9	-0,3	+0,3	36,8	36,6
Streuwiesen	35,1	35,0	31,9	-0,5	-0,9	-0,7	32,1	31,9
Wiesen mehrmähdig	65,5	75,9	77,0	+0,8	+0,2	+0,5	77,6	77,1
Frischgemüse	396,7	404,5	351,3	-0,6	-1,4	-1,0	352,9	350,2
Kartoffeln (einschl. Pflanzkartoffeln)	300,0	329,3	339,9	+0,6	+0,3	+0,5	349,8	351,9
Frühe- u. Mittelfrühe Speisekartoffeln	254,0	288,9	293,7	+0,7	+0,2	+0,4	298,1	297,6
Spätkartoffeln	357,1	384,3	398,7	+0,6	+0,4	+0,5	412,1	415,5
Frischobst (einschließlich Erdbeeren)	386,1	498,7	374,3	-0,2	-2,8	-1,5	289,2	248,0
Wein	55,0	52,0	51,7	-0,3	-0,1	-0,2	39,9	34,2

Quelle: Statistik Austria, Feldfrucht- und Dauerwiesenproduktion. Verfügbar unter: <https://www.statistik.at/statistiken/land-und-forstwirtschaft/pflanzenbau/ackerbau-dauergruenland>. –1) Trend.

Tabelle 14: Ertrag je Hektar – biologische versus konventionelle Produktion.

Produkt	Einheit	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Ø 2019-21
biologische im Vergleich zu konventioneller Produktion									
Weichweizen	dt/ha	60,6	63,8	54,1	53,0	59,9	62,5	61,1	61,2
Hartweizen	dt/ha	52,1	54,3	45,3	37,4	47,8	51,5	47,5	48,9
Roggen	dt/ha	47,4	48,0	47,0	50,7	50,7	56,9	50,9	52,9
Wintergerste	dt/ha	59,5	64,5	67,6	61,2	66,9	68,0	67,1	67,4
Sommergerste	dt/ha	49,6	52,8	43,1	36,3	46,2	49,7	49,8	48,6
Hafer	dt/ha	43,1	42,8	41,2	44,2	41,6	43,8	40,1	41,8
Menggetreide und Triticale	dt/ha	53,7	53,1	55,3	52,7	54,0	58,4	55,2	55,9
Körnermais	dt/ha	81,8	104,0	97,3	95,7	100,1	108,7	105,2	104,6
Körnererbse	dt/ha	29,5	23,4	28,1	28,8	26,0	34,7	27,3	29,3
Ackerbohne	dt/ha	26,3	21,4	21,6	14,0	21,3	27,3	27,0	25,2
Soja	dt/ha	23,9	30,2	29,5	27,4	29,3	30,1	30,1	29,8
Ölraps	dt/ha	28,9	34,4	30,7	30,0	29,1	28,7	26,6	28,1
Sonnenblume	dt/ha	22,8	30,9	23,2	28,1	26,4	22,9	26,3	25,2
Ölkürbis Kerne	dt/ha	5,9	7,3	7,3	6,6	6,6	7,5	6,8	7,0
Speise Erdäpfel	dt/ha	325,6	386,5	325,4	297,7	312,0	339,9	326,9	326,3
Zuckerrübe	dt/ha	643,1	837,0	725,7	714,5	751,3	806,0	839,7	799,0
Wein	hl/ha	51,6	49,9	57,6	61,9	54,5	57,5	58,4	56,8
Milch	kg/Jahr	6.980,0	7.230,0	7.413,0	7.660,0	7.534,0	7.676,0	7.651,0	7.620,3
biologische Produktion									
Weichweizen	dt/ha	37,0	38,5	33,5	31,8	36,5	36,9	35,7	36,4
Hartweizen	dt/ha	37,2	33,2	23,5	21,4	30,1	31,6	35,9	32,5
Roggen	dt/ha	25,6	23,7	25,9	25,6	25,7	26,5	24,4	25,5
Wintergerste	dt/ha	34,5	36,7	42,5	32,5	40,2	43,0	39,3	40,8
Sommergerste	dt/ha	32,9	27,0	31,3	31,1	30,3	29,2	24,1	27,9
Hafer	dt/ha	31,8	27,1	30,2	29,1	25,6	30,2	21,9	25,9
Menggetreide und Triticale	dt/ha	31,7	32,3	33,6	33,7	35,1	36,7	31,2	34,3
Körnermais	dt/ha	54,9	77,1	55,3	71,5	58,0	71,7	58,4	62,7
Körnererbse	dt/ha	17,1	7,9	18,7	10,9	18,1	16,1	16,0	16,7
Ackerbohne	dt/ha	17,0	14,3	13,9	9,9	14,1	17,9	17,3	16,4
Soja	dt/ha	18,1	26,1	22,8	24,3	22,1	24,8	28,3	25,1
Ölraps	dt/ha	13,4	14,3	11,8	5,3	8,0	3,5	19,1	10,2
Sonnenblume	dt/ha	18,8	30,5	21,8	23,4	19,8	20,4	24,5	21,5
Ölkürbis Kerne	dt/ha	4,0	6,1	5,6	4,6	5,5	4,8	4,6	5,0
Speise Erdäpfel	dt/ha	139,1	153,6	133,6	159,6	172,2	215,9	178,1	188,7
Zuckerrübe	dt/ha	741,3	599,2	549,6	410,2	349,1	422,1	566,8	446,0
Wein	hl/ha	48,7	31,1	44,3	54,6	39,6	43,9	60,4	48,0
Milch	kg/Jahr	5.883,0	6.058,0	6.150,0	6.342,0	6.230,0	6.096,0	6.167,0	6.164,3
biologische im Vergleich zu konventioneller Produktion									
Weichweizen	%	0,61	0,60	0,62	0,60	0,61	0,59	0,58	0,59
Hartweizen	%	0,71	0,61	0,52	0,57	0,63	0,61	0,75	0,66
Roggen	%	0,54	0,49	0,55	0,51	0,51	0,46	0,48	0,48
Wintergerste	%	0,58	0,57	0,63	0,53	0,60	0,63	0,58	0,61
Sommergerste	%	0,66	0,51	0,73	0,86	0,66	0,59	0,48	0,57
Hafer	%	0,74	0,63	0,73	0,66	0,61	0,69	0,55	0,62
Menggetreide und Triticale	%	0,59	0,61	0,61	0,64	0,65	0,63	0,57	0,61
Körnermais	%	0,67	0,74	0,57	0,75	0,58	0,66	0,56	0,60
Körnererbse	%	0,58	0,34	0,66	0,38	0,69	0,46	0,58	0,57
Ackerbohne	%	0,64	0,67	0,64	0,71	0,66	0,65	0,64	0,65
Soja	%	0,75	0,86	0,77	0,89	0,75	0,83	0,94	0,84
Ölraps	%	0,46	0,41	0,38	0,18	0,28	0,12	0,72	0,36
Sonnenblume	%	0,82	0,99	0,94	0,83	0,75	0,89	0,93	0,86
Ölkürbis Kerne	%	0,69	0,85	0,77	0,70	0,84	0,63	0,67	0,71
Speise Erdäpfel	%	0,43	0,40	0,41	0,54	0,55	0,64	0,54	0,58
Zuckerrübe	%	1,15	0,72	0,76	0,57	0,46	0,52	0,68	0,56
Wein	%	0,94	0,62	0,77	0,88	0,73	0,76	1,03	0,84
Milch	%	0,84	0,84	0,83	0,83	0,83	0,79	0,81	0,81

Quelle: eigene Berechnung WIFO; basierend auf LBG, Buchführungsergebnisse.

Tabelle 15: Durchschnittliche Erträge laut Statistik Austria verglichen mit Erträgen freiwillig buchführender Betriebe (FADN, Farm Accountancy Data Network).

Produkt	Einheit	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Ø 2015-20	Ø 2019-21
Erträge laut Statistik Austria versus Erträge laut freiwillig buchführender Betriebe (FADN)										
Weichweizen	%	1,1	0,8	0,9	1,2	1,1	1,0	1,0	1,00	1,03
Hartweizen	%	1,1	0,7	0,9	1,3	1,0	0,9	1,2	0,99	1,04
Roggen	%	1,3	1,0	1,1	1,1	1,3	1,0	1,2	1,14	1,17
Wintergerste	%	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	1,03	1,04
Sommergerste	%	1,0	1,0	1,0	1,0	0,9	1,0	0,9	0,99	0,95
Hafer	%	1,1	0,9	1,0	1,0	1,3	1,0	1,4	1,04	1,19
Menggetreide	%									
Triticale	%									
Körnermais (inkl. CCM)	%	1,4	1,0	1,1	1,1	1,2	1,1	1,0	1,13	1,08
Körnererbse	%	1,0	1,3	1,0	1,1	1,0	1,0	1,2	1,06	1,07
Ackerbohne	%	1,3	1,3	1,3	2,0	1,5	1,3	1,3	1,41	1,34
Soja	%	1,4	1,0	1,0	1,2	1,1	1,1	0,9	1,11	1,04
Ölraps	%	1,2	0,8	1,0	1,0	1,1	1,1	1,2	1,03	1,12
Sonnenblume	%	1,5	0,8	1,2	1,1	1,0	1,4	0,9	1,12	1,06
Ölkürbis Kerne	%	1,4	1,0	0,9	1,1	1,0	1,0	1,1	1,04	1,03
Speise Erdäpfel	%	1,1	0,7	0,9	1,0	1,1	0,9	0,9	0,95	0,99
Zuckerrübe	%	1,3	0,8	1,0	1,0	1,1	1,0	0,9	1,03	1,00
Wein	%	0,8	1,1	1,0	0,8	1,0	1,0	0,9	0,95	0,98
Milch	%	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,99	1,01

Quelle: Statistik Austria, Pflanzliche Produktion und Produktion am Dauergrünland; LBG, Buchführungsergebnisse (FADN).

Tabelle 16: Durchschnittliche Düngermengen (beobachtete Daten).

Kategorie	2000	2005	2010	2015	2020
Mineraldünger					
2-Jahres-Durchschnitt des Nährstoff (N)-Verbrauchs [t N/Jahr]	120.550	100.250	88.465	120.934	106.955
2-Jahres-Durchschnitt Calciumammoniumnitrat (CAN) [t N/Jahr]	70.547	51.614	38.384	69.977	65.632
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumlösungen (Urea AN) [t N/Jahr]	216	413	610	806	1.034
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumsulfat (AS) [t N/Jahr]	1.597	2.794	3.991	5.188	4.757
2-Jahres-Durchschnitt andere reine N-Verbindungen [t N/Jahr]	1.356	2.461	3.567	4.672	4.257
2-Jahres-Durchschnitt Kalziumnitrat (CN) [t N/Jahr]	25	34	43	51	43
2-Jahres-Durchschnitt sonstiger reiner N-Verbindungen [t N/Jahr]	5.636	3.988	2.340	692	538
2-Jahres-Durchschnitt NPK-Mischungen [t N/Jahr]	35.649	31.279	26.909	22.539	19.076
2-Jahres-Durchschnitt Sonstige [t N/Jahr]	196	184	172	161	797
2-Jahres-Durchschnitt Harnstoff [t N/Jahr]	5.328	7.483	12.450	16.848	10.821
Anteil Harnstoff am Gesamt-N-Düngerverbrauch [%]	4,4	7,5	14,1	13,9	10,1
Organischer Dünger					
Für die Ausbringung verbleibender Stickstoff [kg N-Jahr-1]	144.802.923	137.925.421	137.101.519	134.194.995	131.396.045
Urin und Dung von Weidetieren					
N-Ausscheidung auf Weiden, Weideflächen und Pferdekoppeln [kg N/ha]	13.225.434	10.636.753	11.234.453	11.419.276	11.341.472
Klärschlamm					
Anfallender Klärschlamm [t dm]	392.909	290.110	262.805	234.880	228.009
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [t dm]	43.220	35.541	44.354	46.861	48.357
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [%]	11,0	12,3	16,9	20,0	21,2
N-Eintrag aus landwirtschaftlich genutztem Klärschlamm [t N]	1.686	1.386	1.730	1.828	1.886
Kompost					
Erzeugter Kompost [t dm]	293.394	474.990	504.530	543.623	588.263
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft eingesetzt wird [%]	21,3	17,1	18,5	19,8	21,0
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft ausgebracht wird [t dm]	62.568	81.236	93.140	107.489	123.677
N-Gehalt [%]	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
N-Input aus landwirtschaftlich genutztem Kompost [t N]	875,9	1.137,3	1.304,0	1.504,8	1.731,5
Biogas-Gülle					
Biogas-Gülle aus Gemüse-/Pflanzeneinsatz [kg N Jahr-1]	1.342.861	2.585.007	3.542.337	4.124.919	3.747.936
Bodenkalkmengen					
2-Jahres-Durchschnitt CaCO ₃ + MgCaCO ₃ [t/Jahr]	95.261	120.230	153.950	186.950	221.651

Quelle: AMA, Umweltbundesamt, E-Control

Tabelle 17: Beobachtete Daten – Anbau auf dem Ackerland.

Fläche (ha)	beobachtete Daten				
	2000	2005	2010	2015	2020
Getreide	828.048	791.510	802.152	766.461	748.455
Weizen	293.806	288.960	302.852	302.965	277.912
Roggen	52.473	42.847	45.699	39.563	42.735
Gerste	223.762	191.740	168.891	151.769	134.801
Hafer	32.981	30.218	26.576	23.501	20.135
Mais	187.802	189.637	201.137	188.728	212.596
sonstiges Getreide	37.224	48.108	56.997	59.934	60.274
Kartoffel	23.737	22.186	21.973	20.368	24.260
Zuckerrübe	42.836	44.690	44.841	45.436	26.287
Futterrübe	1.036	296	193	134	100
Silomais (inkl. Grünmais)	73.960	76.987	81.239	91.989	86.792
Kleeheu	70.179	79.789	89.555	81.772	79.889
Raps	51.762	35.251	53.803	37.529	31.827
Sonnenblume	22.336	30.179	25.411	19.061	23.828
Sojabohne	15.537	21.429	34.378	56.895	68.424
Ackerbohne	2.952	3.549	4.344	10.780	5.492
Erbsen	41.114	36.037	13.562	7.274	5.616
Feldgemüse	8.173	8.042	9.112	9.455	10.259
Ölkürbis	10.376	16.271	26.464	31.816	35.438
Kohl	906	924	944	801	714
Blattsalat	738	589	480	464	412
Spinat	302	437	476	554	634
Salat	679	545	497	386	336
Tomaten	159	184	175	188	200
grüne Paprika	185	133	146	156	153
Gurken	575	427	411	402	365
Karotten	1.264	1.371	1.623	1.632	1.865
Zwiebeln	2.308	2.374	2.905	3.360	3.408
Zuckererbsen	1.057	1.057	1.455	1.512	2.171
Anbaufläche Leguminosenproduktion					
Erbsen	41.114	36.037	13.562	7.274	5.616
Sojabohne	15.537	21.429	34.378	56.895	68.424
Ackerbohne	2.952	3.549	4.344	10.780	5.492
Kleeheu, Luzerne etc.	74.266	88.974	106.080	100.364	104.449
Sonstige Ackerfläche					
Sonstiger Feldfutterbau	4.087	9.185	16.525	18.592	24.559
Wechselwiesen	56.794	76.501	59.169	57.503	50.440
Zwischenfrüchte (Winterbegrünungen)	437.276	475.938	300.969	276.689	261.238

Quelle: Bundesanstalt für Agrarwirtschaft, www.agrarökonomik.at

Tabelle 18: Beobachtete Daten – Produktion (Ernte).

	beobachtete Daten				
Kategorie	2000	2005	2010	2015	2020
Produktion (Ernte 1000 t)					
Getreide	4.490	4.880	4.776	4.784	5.595
Weizen	1.313	1.453	1.518	1.726	1.660
Roggen	183	164	161	171	219
Gerste	855	880	778	840	870
Hafer	118	128	98	96	84
Mais	1.852	2.021	1.956	1.638	2.412
sonstiges Getreide	171	234	265	312	350
Kartoffeln	695	763	672	536	886
Zuckerrüben	2.634	3.084	3.132	2.853	2.119
Futtermüben	47	17	11	7	6
Silomais (inkl. Grünmais)	3.531	3.600	3.557	3.807	4.277
Kleeheu	493	705	682	484	607
Raps	125	104	171	112	100
Sonnenblume	55	81	66	38	56
Sojabohne	33	61	95	136	203
Ackerbohne	7	10	11	25	14
Erbsen	97	90	31	19	13
Feldgemüse	361	384	457	442	483
Ölkürbis	6	8	15	19	23
Kohl	51	56	58	43	40
Blattsalat	30	24	15	13	13
Spinat	7	10	9	11	13
Salat	35	24	26	17	17
Tomaten	24	35	44	56	58
grüne Paprika	9	9	14	15	15
Gurken	43	38	41	44	46
Karotten	60	79	86	67	116
Zwiebeln	96	103	154	168	155
Zuckererbsen	6	5	9	10	10

Quelle: Grüne Berichte "Gesamternte von ausgewählten Feldfrüchten"

Tabelle 19: Beobachtete Daten – Viehbestand

			beobachtete Daten			
Kategorie	2000	2005	2010	2015	2020	
Rinder						
Schlachtkälber bis unter 1 Jahr	68.049	61.039	170.272	159.512	150.996	
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, männlich	281.040	276.974	191.189	184.944	175.616	
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, weiblich	306.279	290.413	272.591	280.027	271.986	
Stiere und Ochsen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre	187.520	174.134	169.282	166.034	155.744	
Schlachtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre	32.582	32.295	86.984	78.554	79.533	
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre	246.382	229.874	187.386	194.493	179.120	
Stiere und Ochsen, 2 Jahre und älter	22.900	16.908	17.587	17.878	20.392	
Schlachtkalbinnen, 2 Jahre und älter	8.405	7.277	21.657	19.270	18.945	
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 2 Jahre und älter	128.496	116.884	102.715	98.452	87.632	
Milchkühe, 2 Jahre und älter	621.002	534.417	532.735	534.098	524.783	
Andere Kühe, 2 Jahre und älter	252.792	270.465	260.883	224.348	190.685	
Schweine						
Ferkel unter 20kg	853.315	762.585	764.542	683.354	664.105	
Jungschweine (20 bis unter 50 kg)	948.350	867.172	839.543	744.004	739.942	
Zuchtschweine, Jungsauen, noch nie gedeckt	27.258	28.161	23.281	24.497	22.217	
Zuchtschweine, Jungsauen, erstmals gedeckt	32.735	31.181	28.334	23.837	23.996	
Zuchtschweine, ältere Sauen, gedeckt	189.562	189.348	169.927	147.545	138.277	
Zuchtschweine, ältere Sauen, nicht gedeckt	74.622	59.317	57.331	49.091	42.348	
Zuchtschweine, Zuchteber	10.101	7.724	5.818	4.685	3.743	
Mastschweine (50 bis unter 80 kg)	663.270	646.165	636.542	559.556	558.323	
Mastschweine (80 bis unter 110 kg)	478.432	498.487	502.762	484.332	463.374	
Mastschweine (110 kg und mehr)	70.286	79.401	106.076	124.550	150.136	
Geflügel						
Hühner	11.077.343	12.801.345	13.918.813	16.189.796	19.064.900	
Legehennen (inkl. Küken für Legezwecke)	6.555.815	6.678.696	7.061.377	8.716.148	9.711.000	
Masthühner	4.521.528	6.122.650	6.857.436	7.473.648	9.353.900	
sonstiges Geflügel	709.327	687.876	725.600	707.894	712.800	
Truthühner	588.522	568.854	615.813	593.645	548.600	
sonstiges Geflügel (exkl. Truthühner)	120.805	119.022	109.787	114.249	164.200	
Sonstige Tiere						
Schafe	339.238	325.728	358.415	353.710	393.764	
Ziegen	56.105	55.100	71.768	76.620	92.758	
Pferde	82.943	92.560	106.280	120.000	130.000	
Sonstige Tiere	39.612	43.014	47.575	41.388	40.900	
Milchertrag - Milchkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	5.210	5.783	6.100	6.579	7.286
Milchertrag - Mutterkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	3.357	3.500	3.500	3.500	3.500

Quelle: Statistik Austria

11 ANHANG III: DETAILLIERTE MODELLERGEBNISSE (PASMA)

Tabelle 20: Modellergebnisse WEM – Viehbestand und Milchleistung.

		Modellergebnisse WEM				
Kategorie		2025	2030	2035	2040	2050
Rinder						
Schlachtkälber bis unter 1 Jahr		142.774	131.727	131.883	132.039	126.019
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, männlich		169.495	159.042	160.476	161.910	156.251
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, weiblich		261.517	245.389	247.602	249.814	241.083
Stiere und Ochsen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		149.064	135.495	131.870	128.246	116.342
Schlachtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		73.800	68.679	68.832	68.984	65.908
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		172.081	158.767	158.954	159.142	151.887
Stiere und Ochsen, 2 Jahre und älter		17.796	15.916	15.712	15.507	14.308
Schlachtkalbinnen, 2 Jahre und älter		16.354	13.795	13.264	12.733	11.183
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 2 Jahre und älter		81.917	72.674	71.053	69.431	63.107
Milchkühe, 2 Jahre und älter		500.425	469.564	473.797	478.031	461.324
Andere Kühe, 2 Jahre und älter		176.289	154.167	153.695	153.223	147.384
Schweine						
Ferkel unter 20kg		602.778	547.176	489.503	431.831	301.489
Jungschweine (20 bis unter 50 kg)		668.853	607.156	543.161	479.167	334.538
Zuchtschweine, Jungsauen, noch nie gedeckt		20.427	18.684	16.857	15.031	10.885
Zuchtschweine, Jungsauen, erstmals gedeckt		21.695	19.843	17.903	15.964	11.560
Zuchtschweine, ältere Sauen, gedeckt		127.348	116.287	113.848	111.410	107.607
Zuchtschweine, ältere Sauen, nicht gedeckt		40.782	37.240	36.459	35.678	34.460
Zuchtschweine, Zuchteber		3.719	3.396	3.325	3.254	3.143
Mastschweine (50 bis unter 80 kg)		510.940	463.438	410.452	357.466	237.024
Mastschweine (80 bis unter 110 kg)		433.361	393.071	348.130	303.190	201.035
Mastschweine (110 kg und mehr)		123.926	112.404	99.553	86.701	57.489
Geflügel						
Hühner		18.226.541	15.711.462	14.765.475	13.819.488	11.427.130
Legehennen (inkl. Küken für Legezwecke)		9.386.921	8.414.684	8.130.275	7.845.866	7.096.595
Masthühner		8.839.620	7.296.779	6.635.201	5.973.623	4.330.534
sonstiges Geflügel		677.537	571.746	521.992	472.238	436.412
Truthühner		521.460	440.039	401.746	363.454	335.880
sonstiges Geflügel (exkl. Truthühner)		156.077	131.707	120.246	108.784	100.531
Sonstige Tiere						
Schafe		362.457	268.534	258.588	248.642	205.165
Ziegen		82.399	51.323	50.885	50.447	47.553
Pferde		120.432	91.729	86.985	82.241	63.918
Sonstige Tiere		38.919	32.975	32.584	32.193	29.373
Milchertrag - Milchkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	7.655	8.024	8.393	8.762	9.500
Milchertrag - Mutterkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	3.500	3.500	3.500	3.500	3.500

Tabelle 21: Modellergebnisse WEM – Düngereinsatz.

Kategorie	Modellergebnisse WEM				
	2025	2030	2035	2040	2050
Mineraldünger					
2-Jahres-Durchschnitt des Nährstoff (N)-Verbrauchs [t N/Jahr]	109.069	111.184	114.358	117.532	115.429
2-Jahres-Durchschnitt Calciumammoniumnitrat (CAN) [t N/Jahr]	65.479	66.748	68.654	70.559	69.297
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumlösungen (Urea AN) [t N/Jahr]	977	996	1.024	1.052	1.034
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumsulfat (AS) [t N/Jahr]	5.189	5.289	5.440	5.591	5.491
2-Jahres-Durchschnitt andere reine N-Verbindungen [t N/Jahr]	4.306	4.389	4.514	4.640	4.557
2-Jahres-Durchschnitt Kalziumnitrat (CN) [t N/Jahr]	45	46	47	49	48
2-Jahres-Durchschnitt sonstiger reiner N-Verbindungen [t N/Jahr]	605	617	634	652	640
2-Jahres-Durchschnitt NPK-Mischungen [t N/Jahr]	19.211	19.583	20.142	20.701	20.331
2-Jahres-Durchschnitt Sonstige [t N/Jahr]	582	593	610	627	616
2-Jahres-Durchschnitt Harnstoff [t N/Jahr]	12.677	12.923	13.292	13.661	13.416
Anteil Harnstoff am Gesamt-N-Düngerverbrauch [%]	11,6	11,8	12,1	12,5	12,2
Organischer Dünger					
Für die Ausbringung verbleibender Stickstoff [kg N-Jahr-1]	121.095.084	110.794.122	108.584.435	106.374.747	97.406.665
Urin und Dung von Weidetieren					
N-Ausscheidung auf Weiden, Weideflächen und Pferdekoppeln [kg N/Jahr]	10.526.952	9.712.431	9.723.915	9.735.399	9.291.602
Klärschlamm					
Anfallender Klärschlamm [t dm]	225.000	225.000	225.000	225.000	225.000
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [t dm]	45.000	40.500	27.000	27.000	27.000
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [%]	20,0	18,0	12,0	12,0	12,0
N-Eintrag aus landwirtschaftlich genutztem Klärschlamm [t N]	1.778	1.601	1.067	1.067	1.067
Kompost					
Erzeugter Kompost [t dm]	590.000	590.000	590.000	590.000	590.000
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft eingesetzt wird [%]	21,0	21,0	21,0	21,0	21,0
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft ausgebracht wird [t dm]	123.900	123.900	123.900	123.900	123.900
N-Gehalt [%]	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
N-Input aus landwirtschaftlich genutztem Kompost [t N]	1.734,6	1.734,6	1.734,6	1.734,6	1.734,6
Biogas-Gülle					
Biogas-Gülle aus Gemüse-/Pflanzeneinsatz [kg N Jahr-1]	3.750.000	3.750.000	3.750.000	3.750.000	3.750.000
Bodenkalkmengen					
2-Jahres-Durchschnitt CaCO ₃ + MgCaCO ₃ [t/Jahr]	216.031	210.411	209.227	208.042	198.726

Die Berechnung des organischen Düngers erfolgte für die THG-Emissionsberechnung gemäß OLI-Methodik im N-Flussverfahren.

Tabelle 22: Modellergebnisse WEM – Anbau auf dem Ackerland.

Fläche (ha)	Modellergebnisse WEM				
	2025	2030	2035	2040	2050
Getreide	730.366	712.277	708.953	705.628	672.422
Weizen	270.631	263.351	261.776	260.202	247.797
Roggen	41.375	40.014	39.813	39.611	36.954
Gerste	130.985	127.169	126.056	124.943	121.802
Hafer	19.512	18.889	18.812	18.735	17.827
Mais	209.534	206.472	207.157	207.842	196.186
sonstiges Getreide	58.328	56.382	55.339	54.296	51.857
Kartoffel	23.219	22.178	22.036	21.893	21.186
Zuckerrübe	25.497	24.707	24.528	24.348	23.229
Futtermübe	108	104	104	104	101
Silomais (inkl. Grünmais)	84.317	81.843	80.910	79.977	75.867
Kleeheu	77.469	75.049	74.455	73.862	70.315
Raps	30.843	29.859	29.583	29.307	27.781
Sonnenblume	23.376	22.924	23.284	23.644	22.525
Sojabohne	66.659	64.895	65.470	66.045	63.330
Ackerbohne	5.345	5.198	5.089	4.981	4.983
Erbsen	5.356	5.096	4.865	4.633	4.508
Feldgemüse	10.222	10.186	10.148	10.109	9.870
Ölkürbis	35.122	34.806	34.483	34.160	33.360
Kohl	712	709	707	704	687
Blattsalat	411	409	408	406	396
Spinat	632	630	628	625	610
Salat	335	334	333	331	323
Tomaten	199	198	198	197	192
grüne Paprika	153	152	151	151	147
Gurken	363	362	361	359	351
Karotten	1.858	1.852	1.845	1.838	1.794
Zwiebeln	3.396	3.384	3.371	3.358	3.279
Zuckererbsen	2.163	2.156	2.148	2.140	2.089
Anbaufläche Leguminosenproduktion					
Erbsen	5.356	5.096	4.865	4.633	4.508
Sojabohne	66.659	64.895	65.470	66.045	63.330
Ackerbohne	5.345	5.198	5.089	4.981	4.983
Kleeheu, Luzerne, etc.	77.469	75.049	74.455	73.862	70.315
Sonstige Ackerfläche					
Sonstiger Feldfutterbau	23.874	23.188	23.206	23.225	22.066
Wechselwiesen	47.772	47.772	47.544	47.316	44.938
Zwischenfrüchte (Winterbegrünungen)	251.607	241.975	235.564	229.152	206.467

Tabelle 23: Modellergebnisse WEM – Produktion (Ernte).

Kategorie	Modellergebnisse WEM				
	2025	2030	2035	2040	2050
Produktion (Ernte 1000 t)					
Getreide	5.185	5.194	5.307	5.185	4.740
Weizen	1.583	1.579	1.610	1.568	1.435
Roggen	201	200	204	199	178
Gerste	805	801	814	791	741
Hafer	79	77	77	75	69
Mais	2.208	2.231	2.295	2.257	2.046
sonstiges Getreide	308	306	308	296	271
Kartoffeln	795	778	793	772	718
Zuckerrüben	1.930	1.918	1.952	1.899	1.741
Futtermüben	8	8	8	8	8
Silomais (inkl. Grünmais)	4.074	4.019	4.038	3.912	3.565
Kleeheu	533	516	512	508	484
Raps	90	90	91	89	81
Sonnenblume	70	71	74	73	67
Sojabohne	216	216	223	220	203
Ackerbohne	13	12	11	11	11
Erbsen	13	12	11	10	9
Feldgemüse	458	456	454	453	442
Ölkürbis	242	242	239	237	235
Kohl	37	37	37	37	36
Blattsalat	12	12	12	12	12
Spinat	12	12	12	12	11
Salat	17	17	17	17	16
Tomaten	59	59	58	58	57
grüne Paprika	15	15	15	15	15
Gurken	47	47	47	46	45
Karotten	106	106	105	105	102
Zwiebeln	143	142	141	141	138
Zuckererbsen	10	10	10	10	9
N₂O Emissionen aus Trockenlegung und Wiedervernässung organischer Böden					
organische Böden [ha]	12.954	12.954	12.954	12.954	12.954

Tabelle 24: Modellergebnisse WAM^{vorl} – Viehbestand und Milchleistung.

		Modellergebnisse WAM				
Kategorie		2025	2030	2035	2040	2050
Rinder						
Schlachtkälber bis unter 1 Jahr		141.223	128.624	127.874	127.124	118.166
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, männlich		167.729	155.511	155.837	156.162	147.016
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, weiblich		258.793	239.941	240.443	240.945	226.834
Stiere und Ochsen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		147.254	131.875	127.416	122.956	108.662
Schlachtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		73.000	67.080	66.775	66.471	61.773
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		170.212	155.027	154.123	153.218	142.421
Stiere und Ochsen, 2 Jahre und älter		17.575	15.475	15.182	14.889	13.423
Schlachtkalbinnen, 2 Jahre und älter		16.164	13.416	12.795	12.174	10.276
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 2 Jahre und älter		81.025	70.890	68.818	66.746	58.991
Milchkühe, 2 Jahre und älter		495.212	459.138	460.099	461.060	434.058
Andere Kühe, 2 Jahre und älter		174.185	149.959	148.318	146.678	136.277
Schweine						
Ferkel unter 20 kg		597.818	537.257	478.248	419.239	289.133
Jungschweine (20 bis unter 50 kg)		663.350	596.150	530.672	465.195	320.827
Zuchtschweine, Jungsauen, noch nie gedeckt		20.266	18.360	16.487	14.615	10.470
Zuchtschweine, Jungsauen, erstmals gedeckt		21.524	19.500	17.511	15.522	11.120
Zuchtschweine, ältere Sauen, gedeckt		126.329	114.248	111.597	108.946	103.580
Zuchtschweine, ältere Sauen, nicht gedeckt		40.456	36.587	35.738	34.889	33.171
Zuchtschweine, Zuchteber		3.690	3.337	3.259	3.182	3.025
Mastschweine (50 bis unter 80 kg)		506.720	454.998	400.852	346.705	227.132
Mastschweine (80 bis unter 110 kg)		429.782	385.913	339.988	294.063	192.645
Mastschweine (110 kg und mehr)		122.902	110.357	97.224	84.091	55.090
Geflügel						
Hühner		18.081.471	15.131.184	14.223.363	13.315.543	10.756.863
Legehennen (inkl. Küken für Legezwecke)		9.338.847	8.222.388	7.906.353	7.590.318	6.689.935
Masthühner		8.742.624	6.908.796	6.317.011	5.725.225	4.066.928
sonstiges Geflügel		672.395	551.179	501.910	452.642	408.512
Truthühner		517.502	424.210	386.291	348.372	314.407
sonstiges Geflügel (exkl. Truthühner)		154.892	126.969	115.620	104.270	94.104
Sonstige Tiere						
Schafe		360.302	259.917	248.426	236.935	190.124
Ziegen		82.005	49.746	49.092	48.438	44.211
Pferde		119.733	88.930	83.526	78.121	58.963
Sonstige Tiere		38.696	32.085	31.479	30.874	27.310
Milchertrag - Milchkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	7.655	8.024	8.393	8.762	9.500
Milchertrag - Mutterkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	3.500	3.500	3.500	3.500	3.500

Tabelle 25: Modellergebnisse WAM^{vorl} – Viehbestand und Milchleistung.

Kategorie	Modellergebnisse WAM ^{vorl}				
	2025	2030	2035	2040	2050
Mineraldünger					
2-Jahres-Durchschnitt des Nährstoff (N)-Verbrauchs [t N/Jahr]	110.014	113.072	116.664	120.256	119.229
2-Jahres-Durchschnitt Calciumammoniumnitrat (CAN) [t N/Jahr]	66.046	67.882	70.038	72.194	71.578
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumlösungen (Urea AN) [t N/Jahr]	985	1.013	1.045	1.077	1.068
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumsulfat (AS) [t N/Jahr]	5.233	5.379	5.550	5.721	5.672
2-Jahres-Durchschnitt andere reine N-Verbindungen [t N/Jahr]	4.343	4.464	4.605	4.747	4.707
2-Jahres-Durchschnitt Kalziumnitrat (CN) [t N/Jahr]	46	47	48	50	49
2-Jahres-Durchschnitt sonstiger reiner N-Verbindungen [t N/Jahr]	610	627	647	667	661
2-Jahres-Durchschnitt NPK-Mischungen [t N/Jahr]	19.377	19.916	20.548	21.181	21.000
2-Jahres-Durchschnitt Sonstige [t N/Jahr]	587	603	622	642	636
2-Jahres-Durchschnitt Harnstoff [t N/Jahr]	12.787	13.142	13.560	13.977	13.858
Anteil Harnstoff am Gesamt-N-Düngerverbrauch [%]	11,7	12,0	12,4	12,8	12,6
Organischer Dünger					
Für die Ausbringung verbleibender Stickstoff [kg N-Jahr-1]	119.840.399	108.284.754	105.440.663	102.596.571	91.624.521
Urin und Dung von Weidefieren					
N-Ausscheidung auf Weiden, Weideflächen und Pferdekoppeln [kg N/]	10.412.572	9.483.672	9.428.353	9.373.034	8.712.524
Klärschlamm					
Anfallender Klärschlamm [t dm]	225.000	225.000	225.000	225.000	225.000
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [t dm]	45.000	40.500	27.000	27.000	27.000
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [%]	20,0	18,0	12,0	12,0	12,0
N-Eintrag aus landwirtschaftlich genutztem Klärschlamm [t N]	1.778	1.601	1.067	1.067	1.067
Kompost					
Erzeugter Kompost [t dm]	590.000	590.000	590.000	590.000	590.000
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft eingesetzt wird [%]	26,3	26,3	26,3	26,3	26,3
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft ausgebracht wird [t dm]	154.875	154.875	154.875	154.875	154.875
N-Gehalt [%]	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
N-Input aus landwirtschaftlich genutztem Kompost [t N]	2.168,3	2.168,3	2.168,3	2.168,3	2.168,3
Biogas-Gülle					
Biogas-Gülle aus Gemüse-/Pflanzeneinsatz [kg N Jahr-1]					
Bodenkalkmengen					
2-Jahres-Durchschnitt CaCO ₃ + MgCaCO ₃ [t/Jahr]	215.927	210.204	209.018	207.832	198.419

Die Berechnung des organischen Düngers erfolgte für die THG-Emissionsberechnung gemäß OLI-Methodik im N-Flussverfahren.

Tabelle 26: Modellergebnisse WAM^{vorl} – Anbau auf dem Ackerland.

	Modellergebnisse WAM ^{vorl}				
Fläche (ha)	2025	2030	2035	2040	2050
Getreide	730.120	711.784	708.667	705.549	672.500
Weizen	270.527	263.142	261.586	260.029	247.659
Roggen	41.345	39.954	39.723	39.491	36.840
Gerste	130.923	127.044	126.024	125.003	121.793
Hafer	19.492	18.848	18.762	18.675	17.762
Mais	209.566	206.535	207.401	208.267	196.785
sonstiges Getreide	58.268	56.261	55.172	54.083	51.661
Kartoffel	23.211	22.162	22.040	21.919	21.170
Zuckerrübe	25.496	24.705	24.529	24.353	23.267
Futterrübe	108	104	104	104	101
Silomais (inkl. Grünmais)	84.209	81.627	80.597	79.567	75.227
Kleeheu	77.405	74.920	74.256	73.592	69.870
Raps	30.826	29.826	29.568	29.310	27.784
Sonnenblume	23.376	22.925	23.280	23.636	22.552
Sojabohne	66.656	64.888	65.446	66.004	63.267
Ackerbohne	5.339	5.186	5.078	4.971	4.968
Erbsen	5.351	5.086	4.860	4.634	4.512
Feldgemüse	10.221	10.183	10.144	10.105	9.865
Ölkürbis	35.113	34.787	34.485	34.183	33.339
Kohl	712	709	706	704	687
Blattsalat	411	409	407	406	396
Spinat	632	630	627	625	610
Salat	335	334	332	331	323
Tomaten	199	198	198	197	192
grüne Paprika	153	152	151	151	147
Gurken	363	362	361	359	351
Karotten	1.858	1.851	1.844	1.837	1.793
Zwiebeln	3.395	3.383	3.370	3.357	3.277
Zuckererbsen	2.163	2.155	2.147	2.139	2.088
Anbaufläche Leguminosenproduktion					
Erbsen	5.351	5.086	4.860	4.634	4.512
Sojabohne	66.656	64.888	65.446	66.004	63.267
Ackerbohne	5.339	5.186	5.078	4.971	4.968
Kleeheu, Luzerne etc.	77.405	74.920	74.256	73.592	69.870
Sonstige Ackerfläche					
Sonstiger Feldfutterbau	23.877	23.194	23.191	23.187	21.962
Wechselwiesen	47.672	47.672	47.412	47.151	44.671
Zwischenfrüchte (Winterbegrünungen)	251.536	241.834	235.451	229.068	206.376

Tabelle 27: Modellergebnisse WAM^{vorl} – Produktion (Ernte).

Kategorie	Modellergebnisse WAM ^{vorl}				
	2025	2030	2035	2040	2050
Produktion (Ernte 1000 t)					
Getreide	5.184	5.191	5.307	5.187	4.744
Weizen	1.582	1.578	1.608	1.567	1.434
Roggen	201	199	203	198	177
Gerste	805	800	814	791	741
Hafer	79	77	77	75	68
Mais	2.208	2.232	2.297	2.261	2.053
sonstiges Getreide	308	305	307	295	270
Kartoffeln	794	778	793	773	717
Zuckerrüben	1.930	1.917	1.952	1.899	1.743
Futtermüben	8	8	8	8	8
Silomais (inkl. Grünmais)	4.068	4.008	4.022	3.892	3.535
Kleeheu	533	515	511	506	481
Raps	90	90	91	89	81
Sonnenblume	70	71	74	73	67
Sojabohne	216	216	223	220	203
Ackerbohne	13	12	11	11	11
Erbsen	13	12	11	10	9
Feldgemüse	458	456	454	452	442
Ölkürbis	242	242	239	237	235
Kohl	37	37	37	37	36
Blattsalat	12	12	12	12	12
Spinat	12	12	12	12	11
Salat	17	17	17	17	16
Tomaten	59	59	58	58	57
grüne Paprika	15	15	15	15	15
Gurken	47	47	46	46	45
Karotten	106	106	105	105	102
Zwiebeln	143	142	141	141	138
Zuckererbsen	10	10	10	10	9
N₂O Emissionen aus Trockenlegung und Wiedervernässung organischer Böden					
organische Böden [ha]	12.954	12.954	12.954	12.954	12.954

Tabelle 28: Modellergebnisse WAM+ – Viehbestand und Milchleistung.

		Modellergebnisse WAM+				
Kategorie		2025	2030	2035	2040	2050
Rinder						
Schlachtkälber bis unter 1 Jahr		141.225	128.628	128.835	129.042	122.280
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, männlich		167.636	155.325	156.548	157.772	151.180
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, weiblich		258.649	239.653	241.541	243.430	233.259
Stiere und Ochsen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		147.858	133.084	130.082	127.080	117.002
Schlachtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		73.006	67.092	67.234	67.377	63.908
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		170.214	155.031	155.281	155.530	147.381
Stiere und Ochsen, 2 Jahre und älter		17.604	15.532	15.330	15.128	14.039
Schlachtkalbinnen, 2 Jahre und älter		16.087	13.261	12.828	12.394	10.521
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 2 Jahre und älter		80.664	70.168	68.688	67.209	59.815
Milchkühe, 2 Jahre und älter		494.937	458.588	462.201	465.814	446.352
Andere Kühe, 2 Jahre und älter		174.515	150.619	150.966	151.313	142.927
Schweine						
Ferkel unter 20kg		602.269	546.157	493.424	440.690	304.824
Jungschweine (20 bis unter 50 kg)		668.288	606.026	547.512	488.998	338.238
Zuchtschweine, Jungsauen, noch nie gedeckt		20.415	18.659	17.022	15.385	10.996
Zuchtschweine, Jungsauen, erstmals gedeckt		21.682	19.817	18.079	16.340	11.678
Zuchtschweine, ältere Sauen, gedeckt		126.878	115.347	114.317	113.287	109.167
Zuchtschweine, ältere Sauen, nicht gedeckt		40.632	36.939	36.609	36.279	34.960
Zuchtschweine, Zuchteber		3.706	3.369	3.339	3.309	3.188
Mastschweine (50 bis unter 80 kg)		510.654	462.867	413.903	364.940	239.499
Mastschweine (80 bis unter 110 kg)		433.119	392.587	351.058	309.529	203.134
Mastschweine (110 kg und mehr)		123.856	112.266	100.390	88.514	58.089
Geflügel						
Hühner		18.080.270	15.126.381	14.330.708	13.535.035	11.500.930
Legehennen (inkl. Küken für Legezwecke)		9.347.317	8.256.269	7.996.775	7.737.280	7.177.994
Masthühner		8.732.953	6.870.112	6.333.933	5.797.755	4.322.936
sonstiges Geflügel		670.477	543.507	499.115	454.723	421.972
Truthühner		516.026	418.305	384.139	349.973	324.767
sonstiges Geflügel (exkl. Truthühner)		154.450	125.202	114.976	104.750	97.205
Sonstige Tiere						
Schafe		361.109	263.143	250.206	237.268	198.343
Ziegen		81.887	49.272	48.744	48.216	44.591
Pferde		119.737	88.947	84.050	79.154	59.777
Sonstige Tiere		38.781	32.423	32.013	31.603	29.826
Milchertrag - Milchkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	7.655	8.024	8.393	8.762	9.500
Milchertrag - Mutterkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	3.500	3.500	3.500	3.500	3.500

Tabelle 29: Modellergebnisse WAM+ – Düngereinsatz.

Kategorie	Modellergebnisse WAM+				
	2025	2030	2035	2040	2050
Mineraldünger					
2-Jahres-Durchschnitt des Nährstoff (N)-Verbrauchs [t N/Jahr]	97.127	87.298	87.528	87.759	86.924
2-Jahres-Durchschnitt Calciumammoniumnitrat (CAN) [t N/Jahr]	58.309	52.409	52.547	52.685	52.184
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumlösungen (Urea AN) [t N/Jahr]	870	782	784	786	778
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumsulfat (AS) [t N/Jahr]	4.620	4.153	4.164	4.175	4.135
2-Jahres-Durchschnitt andere reine N-Verbindungen [t N/Jahr]	3.834	3.446	3.455	3.464	3.431
2-Jahres-Durchschnitt Kalziumnitrat (CN) [t N/Jahr]	40	36	36	36	36
2-Jahres-Durchschnitt sonstiger reiner N-Verbindungen [t N/Jahr]	539	484	486	487	482
2-Jahres-Durchschnitt NPK-Mischungen [t N/Jahr]	17.107	15.376	15.417	15.457	15.310
2-Jahres-Durchschnitt Sonstige [t N/Jahr]	518	466	467	468	464
2-Jahres-Durchschnitt Harnstoff [t N/Jahr]	11.289	10.147	10.173	10.200	10.103
Anteil Harnstoff am Gesamt-N-Düngerverbrauch [%]	10,3	9,3	9,3	9,3	9,2
Organischer Dünger					
Für die Ausbringung verbleibender Stickstoff [kg N-Jahr-1]	120.025.564	108.655.082	106.743.288	104.831.494	95.191.573
Urin und Dung von Weidetieren					
N-Ausscheidung auf Weiden, Weideflächen und Pferdekoppeln [kg N/Jahr]	10.412.700	9.483.928	9.499.197	9.514.466	9.015.908
Klärschlamm					
Anfallender Klärschlamm [t dm]	225.000	225.000	225.000	225.000	225.000
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [t dm]	45.000	40.500	27.000	27.000	27.000
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [%]	20,0	18,0	12,0	12,0	12,0
N-Eintrag aus landwirtschaftlich genutztem Klärschlamm [t N]	1.778	1.601	1.067	1.067	1.067
Kompost					
Erzeugter Kompost [t dm]	590.000	590.000	590.000	590.000	590.000
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft eingesetzt wird [%]	26,3	26,3	26,3	26,3	26,3
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft ausgebracht wird [t dm]	154.875	154.875	154.875	154.875	154.875
N-Gehalt [%]	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
N-Input aus landwirtschaftlich genutztem Kompost [t N]	2.168,3	2.168,3	2.168,3	2.168,3	2.168,3
Biogas-Gülle					
Biogas-Gülle aus Gemüse-/Pflanzeneinsatz [kg N Jahr-1]					
Bodenkalkmengen					
2-Jahres-Durchschnitt $\text{CaCO}_3 + \text{MgCaCO}_3$ [t/Jahr]	211.670	201.690	198.665	195.640	187.342

Die Berechnung des organischen Düngers erfolgte für die THG-Emissionsberechnung gemäß OLI-Methodik im N-Flussverfahren.

Tabelle 30: Modellergebnisse WAM+ – Anbau auf dem Ackerland.

Fläche (ha)	Modellergebnisse WAM+				
	2025	2030	2035	2040	2050
Getreide	718.281	688.106	677.773	667.440	636.701
Weizen	263.744	249.576	245.850	242.125	233.402
Roggen	40.819	38.903	38.545	38.188	35.886
Gerste	128.183	121.564	119.741	117.917	115.529
Hafer	19.358	18.581	18.432	18.284	17.275
Mais	208.683	204.769	201.936	199.103	185.154
sonstiges Getreide	57.494	54.714	53.269	51.823	49.456
Kartoffel	22.723	21.186	20.979	20.772	20.119
Zuckerrübe	24.677	23.067	22.651	22.235	21.755
Futterrübe	106	101	100	99	96
Silomais (inkl. Grünmais)	81.260	75.729	73.759	71.790	68.374
Kleeheu	76.860	73.830	72.583	71.335	67.480
Raps	30.060	28.292	27.809	27.326	26.277
Sonnenblume	22.591	21.355	21.665	21.974	21.298
Sojabohne	65.499	62.574	63.035	63.497	60.754
Ackerbohne	5.306	5.120	4.999	4.879	4.851
Erbsen	5.290	4.963	4.735	4.506	4.397
Feldgemüse	9.833	9.407	9.254	9.101	9.070
Ölkürbis	34.014	32.589	32.022	31.454	30.191
Kohl	685	655	644	634	632
Blattsalat	395	378	372	366	364
Spinat	608	582	572	563	561
Salat	322	308	303	298	297
Tomaten	192	183	180	177	177
grüne Paprika	147	140	138	136	135
Gurken	350	334	329	324	322
Karotten	1.788	1.710	1.682	1.655	1.649
Zwiebeln	3.266	3.125	3.074	3.023	3.013
Zuckererbsen	2.081	1.991	1.959	1.926	1.920
Anbaufläche Leguminosenproduktion					
Erbsen	5.290	4.963	4.735	4.506	4.397
Sojabohne	65.499	62.574	63.035	63.497	60.754
Ackerbohne	5.306	5.120	4.999	4.879	4.851
Kleeheu, Luzerne etc.	76.860	73.830	72.583	71.335	67.480
Sonstige Ackerfläche					
Sonstiger Feldfutterbau	23.670	22.780	22.616	22.452	21.126
Wechselwiesen	46.703	46.703	46.154	45.605	43.232
Zwischenfrüchte (Winterbegrünungen)	245.303	229.368	221.056	212.745	192.993

Tabelle 31: Modellergebnisse WAM+ – Produktion (Ernte).

Kategorie	Modellergebnisse WAM+				
	2025	2030	2035	2040	2050
Produktion (Ernte 1000 t)					
Getreide	5.111	5.041	5.091	4.915	4.484
Weizen	1.543	1.497	1.512	1.459	1.351
Roggen	199	194	197	191	173
Gerste	788	766	773	747	703
Hafer	78	76	75	73	67
Mais	2.199	2.212	2.237	2.162	1.931
sonstiges Getreide	304	297	296	282	259
Kartoffeln	778	743	755	732	682
Zuckerrüben	1.868	1.790	1.802	1.734	1.630
Futtermüben	8	8	8	8	7
Silomais (inkl. Grünmais)	3.926	3.719	3.681	3.512	3.213
Kleeheu	529	508	499	491	464
Raps	88	85	86	83	76
Sonnenblume	68	66	68	68	63
Sojabohne	212	208	215	212	195
Ackerbohne	13	12	11	11	10
Erbsen	13	11	10	10	9
Feldgemüse	440	421	414	407	406
Ölkürbis	234	234	224	220	216
Kohl	36	34	34	33	33
Blattsalat	12	11	11	11	11
Spinat	11	11	11	11	11
Salat	16	16	15	15	15
Tomaten	57	54	53	52	52
grüne Paprika	15	14	14	13	13
Gurken	45	43	42	42	42
Karotten	102	98	96	94	94
Zwiebeln	137	131	129	127	126
Zuckererbsen	9	9	9	9	9
N₂O Emissionen aus Trockenlegung und Wiedervernässung organischer Böden					
organische Böden [ha]	12.954	6.477	6.477	6.477	6.477

Tabelle 32: Modellergebnisse WAM++ – Viehbestände und Milchleistung.

		Modellergebnisse WAM+ +				
Kategorie		2025	2030	2035	2040	2050
Rinder						
Schlachtkälber bis unter 1 Jahr		128.055	102.289	100.017	97.745	87.932
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, männlich		150.440	120.932	117.986	115.040	105.276
Andere Kälber und Jungrinder bis unter 1 Jahr, weiblich		232.116	186.588	182.042	177.497	162.432
Stiere und Ochsen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		137.913	113.194	111.167	109.141	92.474
Schlachtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		65.863	52.805	51.530	50.255	45.370
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 1 Jahr bis unter 2 Jahre		154.341	123.286	120.547	117.808	105.981
Stiere und Ochsen, 2 Jahre und älter		16.218	12.761	12.555	12.349	10.813
Schlachtkalbinnen, 2 Jahre und älter		15.206	11.500	11.313	11.126	9.455
Nutz- und Zuchtkalbinnen, 2 Jahre und älter		74.518	57.875	56.531	55.187	48.313
Milchkühe, 2 Jahre und älter		444.165	357.044	348.347	339.649	310.821
Andere Kühe, 2 Jahre und älter		161.080	123.747	121.949	120.151	106.010
Schweine						
Ferkel unter 20 kg		572.538	486.697	478.473	470.250	361.137
Jungschweine (20 bis unter 50 kg)		635.299	540.047	530.923	521.798	400.725
Zuchtschweine, Jungsauen, noch nie gedeckt		19.345	16.519	16.247	15.976	12.401
Zuchtschweine, Jungsauen, erstmals gedeckt		20.546	17.544	17.256	16.968	13.170
Zuchtschweine, ältere Sauen, gedeckt		120.720	103.031	101.496	99.961	96.008
Zuchtschweine, ältere Sauen, nicht gedeckt		38.660	32.995	32.503	32.012	30.746
Zuchtschweine, Zuchteber		3.526	3.009	2.964	2.920	2.804
Mastschweine (50 bis unter 80 kg)		485.442	412.443	405.385	398.326	297.884
Mastschweine (80 bis unter 110 kg)		411.735	349.819	343.833	337.846	252.654
Mastschweine (110 kg und mehr)		117.741	100.036	98.324	96.612	72.250
Geflügel						
Hühner		17.474.284	12.702.435	12.427.755	12.153.074	10.007.899
Legehennen (inkl. Küken für Lege Zwecke)		9.062.004	7.115.017	7.093.677	7.072.337	6.264.640
Masthühner		8.412.280	5.587.418	5.334.078	5.080.738	3.743.258
sonstiges Geflügel		642.763	432.652	408.744	384.836	320.039
Truthühner		494.697	332.987	314.586	296.185	246.315
sonstiges Geflügel (exkl. Truthühner)		148.066	99.665	94.158	88.650	73.724
Sonstige Tiere						
Schafe		352.590	229.067	223.951	218.835	171.077
Ziegen		79.831	41.050	40.818	40.585	36.599
Pferde		117.307	79.230	77.252	75.275	57.527
Sonstige Tiere		37.104	25.715	25.527	25.339	22.088
Milchertrag - Milchkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	7.655	8.024	8.393	8.762	9.500
Milchertrag - Mutterkühe	[kg Milch Tier-1 Jahr-1]	3.500	3.500	3.500	3.500	3.500

Tabelle 33: Modellergebnisse WAM++ – Düngereinsatz.

Kategorie	Modellergebnisse WAM++				
	2025	2030	2035	2040	2050
Mineraldünger					
2-Jahres-Durchschnitt des Nährstoff (N)-Verbrauchs [t N/Jahr]	90.489	74.023	74.446	74.869	74.869
2-Jahres-Durchschnitt Calciumammoniumnitrat (CAN) [t N/Jahr]	54.324	44.439	44.693	44.947	44.947
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumlösungen (Urea AN) [t N/Jahr]	810	663	667	670	670
2-Jahres-Durchschnitt Ammoniumsulfat (AS) [t N/Jahr]	4.305	3.521	3.541	3.562	3.562
2-Jahres-Durchschnitt andere reine N-Verbindungen [t N/Jahr]	3.572	2.922	2.939	2.955	2.955
2-Jahres-Durchschnitt Kalziumnitrat (CN) [t N/Jahr]	37	31	31	31	31
2-Jahres-Durchschnitt sonstiger reiner N-Verbindungen [t N/Jahr]	502	411	413	415	415
2-Jahres-Durchschnitt NPK-Mischungen [t N/Jahr]	15.938	13.038	13.112	13.187	13.187
2-Jahres-Durchschnitt Sonstige [t N/Jahr]	483	395	397	399	399
2-Jahres-Durchschnitt Harnstoff [t N/Jahr]	10.517	8.604	8.653	8.702	8.702
Anteil Harnstoff am Gesamt-N-Düngerverbrauch [%]	9,6	7,9	7,9	7,9	7,9
Organischer Dünger					
Für die Ausbringung verbleibender Stickstoff [kg N-Jahr-1]	110.249.722	89.103.399	87.316.211	85.529.022	74.848.065
Urin und Dung von Weidetieren					
N-Ausscheidung auf Weiden, Weideflächen und Pferdekoppeln [kg N/	9.441.712	7.541.952	7.374.401	7.206.851	6.483.322
Klärschlamm					
Anfallender Klärschlamm [t dm]	225.000	225.000	225.000	225.000	225.000
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [t dm]	45.000	40.500	27.000	27.000	27.000
Landwirtschaftlich genutzter Klärschlamm [%]	20,0	18,0	12,0	12,0	12,0
N-Eintrag aus landwirtschaftlich genutztem Klärschlamm [t N]	1.778	1.601	1.067	1.067	1.067
Kompost					
Erzeugter Kompost [t dm]	590.000	590.000	590.000	590.000	590.000
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft eingesetzt wird [%]	26,3	26,3	26,3	26,3	26,3
Kompost, der im Sektor Landwirtschaft ausgebracht wird [t dm]	154.875	154.875	154.875	154.875	154.875
N-Gehalt [%]	1,4	1,4	1,4	1,4	1,4
N-Input aus landwirtschaftlich genutztem Kompost [t N]	2.168,3	2.168,3	2.168,3	2.168,3	2.168,3
Biogas-Gülle					
Biogas-Gülle aus Gemüse-/Pflanzeneinsatz [kg N Jahr-1]					
Bodenkalkmengen					
2-Jahres-Durchschnitt CaCO ₃ + MgCaCO ₃ [t/Jahr]	204.493	187.335	184.955	182.576	175.086

Die Berechnung des organischen Düngers erfolgte für die THG-Emissionsberechnung gemäß OLI-Methodik im N-Flussverfahren.

Tabelle 34: Modellergebnisse WAM++ – Anbau auf dem Ackerland.

Fläche (ha)	Modellergebnisse WAM++				
	2025	2030	2035	2040	2050
Getreide	696.761	645.068	638.270	631.472	600.179
Weizen	253.254	228.597	225.313	222.029	215.985
Roggen	39.721	36.707	36.471	36.236	34.201
Gerste	124.014	113.226	111.625	110.023	107.075
Hafer	18.872	17.608	17.484	17.359	16.501
Mais	205.988	199.380	198.314	197.248	180.068
sonstiges Getreide	54.912	49.550	49.063	48.576	46.348
Kartoffel	22.122	19.984	19.810	19.637	18.881
Zuckerrübe	23.204	20.120	19.561	19.002	19.742
Futterrübe	103	94	94	93	89
Silomais (inkl. Grünmais)	76.654	66.516	64.657	62.798	60.650
Kleeheu	74.282	68.675	67.977	67.278	63.612
Raps	28.666	25.505	25.063	24.621	24.088
Sonnenblume	22.345	20.862	20.872	20.881	19.872
Sojabohne	65.227	62.031	61.658	61.284	58.724
Ackerbohne	5.145	4.799	4.776	4.752	4.631
Erbsen	4.905	4.194	4.145	4.095	3.979
Feldgemüse	9.372	8.486	8.362	8.237	8.256
Ölkürbis	32.838	30.238	29.781	29.325	29.039
Kohl	653	591	582	574	575
Blattsalat	376	341	336	331	332
Spinat	580	525	517	509	511
Salat	307	278	274	270	271
Tomaten	183	165	163	160	161
grüne Paprika	140	127	125	123	123
Gurken	333	302	297	293	293
Karotten	1.704	1.543	1.520	1.497	1.501
Zwiebeln	3.113	2.819	2.778	2.736	2.742
Zuckererbsen	1.984	1.796	1.770	1.743	1.747
Anbaufläche Leguminosenproduktion					
Erbsen	4.905	4.194	4.145	4.095	3.979
Sojabohne	65.227	62.031	61.658	61.284	58.724
Ackerbohne	5.145	4.799	4.776	4.752	4.631
Kleeheu, Luzerne etc.	74.282	68.675	67.977	67.278	63.612
Sonstige Ackerfläche					
Sonstiger Feldfutterbau	23.253	21.947	21.791	21.634	20.390
Wechselwiesen	43.696	43.696	43.265	42.835	40.592
Zwischenfrüchte (Winterbegrünungen)	235.330	209.422	202.477	195.532	178.247

Tabelle 35: Modellergebnisse WAM++ – Produktion (Ernte).

	Modellergebnisse WAM++				
Kategorie	2025	2030	2035	2040	2050
Produktion (Ernte 1000 t)					
Getreide	4.974	4.762	4.834	4.692	4.251
Weizen	1.481	1.371	1.385	1.338	1.251
Roggen	193	183	186	182	165
Gerste	762	713	721	697	651
Hafer	76	72	72	70	64
Mais	2.171	2.154	2.197	2.142	1.878
sonstiges Getreide	290	269	273	265	243
Kartoffeln	757	701	713	692	640
Zuckerrüben	1.757	1.562	1.557	1.482	1.479
Futterrüben	8	7	7	7	7
Silomais (inkl. Grünmais)	3.703	3.266	3.227	3.072	2.850
Kleeheu	511	472	468	463	438
Raps	84	77	77	74	70
Sonnenblume	67	64	66	65	59
Sojabohne	211	206	210	205	188
Ackerbohne	12	11	11	10	10
Erbsen	12	10	9	9	8
Feldgemüse	420	380	374	369	370
Ölkürbis	244	226	208	205	202
Kohl	34	31	31	30	30
Blattsalat	11	10	10	10	10
Spinat	11	10	10	10	10
Salat	16	14	14	14	14
Tomaten	54	49	48	47	48
grüne Paprika	14	13	12	12	12
Gurken	43	39	38	38	38
Karotten	97	88	87	85	86
Zwiebeln	131	118	117	115	115
Zuckererbsen	9	8	8	8	8
N2O Emissionen aus Trockenlegung und Wiedervernässung organischer Böden					
organische Böden [ha]	12.954	0	0	0	0

12 ANHANG IV

DETAILLIERTE SZENARIENERGEBNISSE – THG-EMISSIONEN LANDWIRTSCHAFT

Tabelle 36: THG-Emissionen in CO₂-Äquivalenten 1990–2021 und Szenarienergebnisse WEM bis 2050.

WEM-Szenario	3.A	3.B	3.D	3.F	3.G	3.H	3.I	3
	Enterogene Fermentation	Wirtschaftsdünger-Management	Landwirtschaftliche Böden	Strohverbrennung am Feld	Kalken von lw. Böden	Harnstoffausbringung	Kalkammonsalpeter	Landwirtschaft gesamt
	[kt CO ₂ -Äquivalent]							
1990	5.055	1.141	2.117	1	46	10	31	8.400
1991	4.993	1.135	2.095	1	44	12	31	8.311
1992	4.783	1.089	2.005	1	46	14	31	7.968
1993	4.923	1.093	1.968	1	43	16	30	8.073
1994	4.912	1.084	1.955	1	37	18	29	8.036
1995	4.998	1.085	1.961	1	36	20	29	8.130
1996	4.912	1.064	1.938	1	32	19	29	7.995
1997	4.828	1.049	1.969	1	40	20	30	7.936
1998	4.799	1.049	1.969	1	41	21	30	7.911
1999	4.762	1.016	1.923	1	37	22	28	7.787
2000	4.692	994	1.867	1	43	19	27	7.644
2001	4.613	986	1.869	1	48	16	28	7.562
2002	4.522	960	1.860	1	51	17	29	7.439
2003	4.469	950	1.773	1	50	19	24	7.286
2004	4.464	937	1.757	2	50	21	19	7.250
2005	4.407	932	1.746	1	54	22	20	7.181
2006	4.373	941	1.736	1	58	25	20	7.153
2007	4.375	967	1.748	1	62	28	20	7.202
2008	4.354	964	1.856	1	72	26	27	7.300
2009	4.400	994	1.805	1	72	31	23	7.326
2010	4.382	1.005	1.687	1	69	29	15	7.188
2011	4.325	1.016	1.798	0	77	27	21	7.265
2012	4.288	1.025	1.765	0	81	31	22	7.212
2013	4.299	1.042	1.743	0	75	30	22	7.211
2014	4.316	1.062	1.835	0	75	34	24	7.346
2015	4.317	1.082	1.831	0	83	35	27	7.376
2016	4.327	1.098	1.911	0	84	39	29	7.489
2017	4.334	1.123	1.837	0	86	38	26	7.444
2018	4.276	1.106	1.793	0	97	32	26	7.330
2019	4.214	1.094	1.762	0	99	27	25	7.221
2020	4.182	1.089	1.777	0	99	25	25	7.197
2021	4.192	1.094	1.786	NO	99	23	27	7.221
2022	4.141	1.082	1.734	NO	98	26	24	7.106
2023	4.090	1.070	1.737	NO	98	26	25	7.045
2024	4.038	1.058	1.740	NO	97	27	25	6.985
2025	3.986	1.045	1.742	NO	96	28	25	6.923
2026	3.924	1.031	1.729	NO	96	28	26	6.832
2027	3.861	1.016	1.718	NO	95	28	26	6.744
2028	3.799	1.001	1.705	NO	95	28	26	6.654
2029	3.736	986	1.693	NO	94	28	26	6.563
2030	3.673	958	1.683	NO	94	28	26	6.462
2035	3.696	959	1.690	NO	93	29	27	6.493
2040	3.718	958	1.693	NO	93	30	27	6.520
2045	3.650	935	1.653	NO	91	30	27	6.385
2050	3.579	910	1.614	NO	89	29	27	6.248

Tabelle 37: THG-Emissionen in CO₂-Äquivalenten 1990–2021 und Szenarienergebnisse WAM^{vorl} bis 2050.

WAM ^{vorl} - Szenario	3.A	3.B	3.D	3.F	3.G	3.H	3.I	3
	Enterogene Fermentation	Wirtschafts- dünger- Management	Landwirtschaft- liche Böden	Strohverbren- nung am Feld	Kalken von lw. Böden	Harnstoff- ausbringung	Kalkammon- salpeter	Land- wirtschaft gesamt
	[kt CO ₂ -Äquivalent]							
1990	5.055	1.141	2.117	1	46	10	31	8.400
1991	4.993	1.135	2.095	1	44	12	31	8.311
1992	4.783	1.089	2.005	1	46	14	31	7.968
1993	4.923	1.093	1.968	1	43	16	30	8.073
1994	4.912	1.084	1.955	1	37	18	29	8.036
1995	4.998	1.085	1.961	1	36	20	29	8.130
1996	4.912	1.064	1.938	1	32	19	29	7.995
1997	4.828	1.049	1.969	1	40	20	30	7.936
1998	4.799	1.049	1.969	1	41	21	30	7.911
1999	4.762	1.016	1.923	1	37	22	28	7.787
2000	4.692	994	1.867	1	43	19	27	7.644
2001	4.613	986	1.869	1	48	16	28	7.562
2002	4.522	960	1.860	1	51	17	29	7.439
2003	4.469	950	1.773	1	50	19	24	7.286
2004	4.464	937	1.757	2	50	21	19	7.250
2005	4.407	932	1.746	1	54	22	20	7.181
2006	4.373	941	1.736	1	58	25	20	7.153
2007	4.375	967	1.748	1	62	28	20	7.202
2008	4.354	964	1.856	1	72	26	27	7.300
2009	4.400	994	1.805	1	72	31	23	7.326
2010	4.382	1.005	1.687	1	69	29	15	7.188
2011	4.325	1.016	1.798	0	77	27	21	7.265
2012	4.288	1.025	1.765	0	81	31	22	7.212
2013	4.299	1.042	1.743	0	75	30	22	7.211
2014	4.316	1.062	1.835	0	75	34	24	7.346
2015	4.317	1.082	1.831	0	83	35	27	7.376
2016	4.327	1.098	1.911	0	84	39	29	7.489
2017	4.334	1.123	1.837	0	86	38	26	7.444
2018	4.276	1.106	1.793	0	97	32	26	7.330
2019	4.214	1.094	1.762	0	99	27	25	7.221
2020	4.182	1.089	1.777	0	99	25	25	7.197
2021	4.192	1.094	1.786	NO	99	23	27	7.221
2022	4.130	1.077	1.733	NO	98	26	24	7.088
2023	4.068	1.059	1.734	NO	98	26	25	7.010
2024	4.006	1.041	1.737	NO	97	27	25	6.934
2025	3.944	1.013	1.732	NO	96	28	26	6.839
2026	3.873	969	1.712	NO	96	28	26	6.703
2027	3.801	926	1.694	NO	95	28	26	6.571
2028	3.730	899	1.675	NO	95	28	26	6.453
2029	3.658	852	1.651	NO	94	28	26	6.310
2030	3.518	807	1.628	NO	94	29	26	6.101
2035	3.463	764	1.620	NO	93	30	27	5.998
2040	3.408	715	1.606	NO	93	30	28	5.881
2045	3.302	688	1.569	NO	91	30	28	5.708
2050	3.194	664	1.531	NO	89	30	28	5.535

Tabelle 38: THG-Emissionen in CO₂-Äquivalenten 1990–2021 und Szenarienergebnisse WAM+ bis 2050.

WAM+-Szenario	3.A	3.B	3.D	3.F	3.G	3.H	3.I	3
	Enterogene Fermentation	Wirtschaftsdünger-Management	Landwirtschaftliche Böden	Strohverbrennung am Feld	Kalken von lw. Böden	Harnstoffausbringung	Kalkammonsalpeter	Landwirtschaft gesamt
	[kt CO ₂ -Äquivalent]							
1990	5.055	1.141	2.117	1	46	10	31	8.400
1991	4.993	1.135	2.095	1	44	12	31	8.311
1992	4.783	1.089	2.005	1	46	14	31	7.968
1993	4.923	1.093	1.968	1	43	16	30	8.073
1994	4.912	1.084	1.955	1	37	18	29	8.036
1995	4.998	1.085	1.961	1	36	20	29	8.130
1996	4.912	1.064	1.938	1	32	19	29	7.995
1997	4.828	1.049	1.969	1	40	20	30	7.936
1998	4.799	1.049	1.969	1	41	21	30	7.911
1999	4.762	1.016	1.923	1	37	22	28	7.787
2000	4.692	994	1.867	1	43	19	27	7.644
2001	4.613	986	1.869	1	48	16	28	7.562
2002	4.522	960	1.860	1	51	17	29	7.439
2003	4.469	950	1.773	1	50	19	24	7.286
2004	4.464	937	1.757	2	50	21	19	7.250
2005	4.407	932	1.746	1	54	22	20	7.181
2006	4.373	941	1.736	1	58	25	20	7.153
2007	4.375	967	1.748	1	62	28	20	7.202
2008	4.354	964	1.856	1	72	26	27	7.300
2009	4.400	994	1.805	1	72	31	23	7.326
2010	4.382	1.005	1.687	1	69	29	15	7.188
2011	4.325	1.016	1.798	0	77	27	21	7.265
2012	4.288	1.025	1.765	0	81	31	22	7.212
2013	4.299	1.042	1.743	0	75	30	22	7.211
2014	4.316	1.062	1.835	0	75	34	24	7.346
2015	4.317	1.082	1.831	0	83	35	27	7.376
2016	4.327	1.098	1.911	0	84	39	29	7.489
2017	4.334	1.123	1.837	0	86	38	26	7.444
2018	4.276	1.106	1.793	0	97	32	26	7.330
2019	4.214	1.094	1.762	0	99	27	25	7.221
2020	4.182	1.089	1.777	0	99	25	25	7.197
2021	4.192	1.094	1.786	NO	99	23	27	7.221
2022	4.131	1.076	1.732	NO	98	26	24	7.086
2023	4.069	1.058	1.711	NO	97	25	24	6.983
2024	4.007	1.039	1.692	NO	96	25	23	6.882
2025	3.945	1.010	1.666	NO	94	25	23	6.762
2026	3.874	963	1.625	NO	94	24	22	6.602
2027	3.803	915	1.586	NO	93	24	22	6.442
2028	3.731	862	1.539	NO	92	23	21	6.269
2029	3.660	805	1.493	NO	91	23	21	6.092
2030	3.452	760	1.450	NO	90	22	20	5.795
2035	3.267	734	1.443	NO	89	22	20	5.576
2040	3.113	687	1.419	NO	87	22	20	5.349
2045	3.043	662	1.380	NO	85	22	20	5.212
2050	2.971	626	1.338	NO	84	22	20	5.060

Tabelle 39: THG-Emissionen in CO₂-Äquivalenten 1990–2021 und Szenarienergebnisse WAM++ bis 2050.

WAM++-Szenario	3.A	3.B	3.D	3.F	3.G	3.H	3.I	3
	Enterogene Fermentation	Wirtschaftsdünger-Management	Landwirtschaftliche Böden	Strohverbrennung am Feld	Kalken von lw. Böden	Harnstoffausbringung	Kalkammonsalpeter	Landwirtschaft gesamt
	[kt CO ₂ -Äquivalent]							
1990	5.055	1.141	2.117	1	46	10	31	8.400
1991	4.993	1.135	2.095	1	44	12	31	8.311
1992	4.783	1.089	2.005	1	46	14	31	7.968
1993	4.923	1.093	1.968	1	43	16	30	8.073
1994	4.912	1.084	1.955	1	37	18	29	8.036
1995	4.998	1.085	1.961	1	36	20	29	8.130
1996	4.912	1.064	1.938	1	32	19	29	7.995
1997	4.828	1.049	1.969	1	40	20	30	7.936
1998	4.799	1.049	1.969	1	41	21	30	7.911
1999	4.762	1.016	1.923	1	37	22	28	7.787
2000	4.692	994	1.867	1	43	19	27	7.644
2001	4.613	986	1.869	1	48	16	28	7.562
2002	4.522	960	1.860	1	51	17	29	7.439
2003	4.469	950	1.773	1	50	19	24	7.286
2004	4.464	937	1.757	2	50	21	19	7.250
2005	4.407	932	1.746	1	54	22	20	7.181
2006	4.373	941	1.736	1	58	25	20	7.153
2007	4.375	967	1.748	1	62	28	20	7.202
2008	4.354	964	1.856	1	72	26	27	7.300
2009	4.400	994	1.805	1	72	31	23	7.326
2010	4.382	1.005	1.687	1	69	29	15	7.188
2011	4.325	1.016	1.798	0	77	27	21	7.265
2012	4.288	1.025	1.765	0	81	31	22	7.212
2013	4.299	1.042	1.743	0	75	30	22	7.211
2014	4.316	1.062	1.835	0	75	34	24	7.346
2015	4.317	1.082	1.831	0	83	35	27	7.376
2016	4.327	1.098	1.911	0	84	39	29	7.489
2017	4.334	1.123	1.837	0	86	38	26	7.444
2018	4.276	1.106	1.793	0	97	32	26	7.330
2019	4.214	1.094	1.762	0	99	27	25	7.221
2020	4.182	1.089	1.777	0	99	25	25	7.197
2021	4.192	1.094	1.786	NO	99	23	27	7.221
2022	4.043	1.053	1.716	0	97	26	24	6.959
2023	3.893	1.012	1.668	0	95	25	23	6.716
2024	3.742	970	1.623	0	93	24	22	6.475
2025	3.591	917	1.568	0	91	23	21	6.212
2026	3.447	856	1.505	0	90	22	20	5.939
2027	3.302	789	1.439	0	88	21	20	5.659
2028	3.157	719	1.368	0	87	20	19	5.370
2029	3.012	651	1.299	0	85	20	18	5.085
2030	2.731	593	1.232	0	84	19	17	4.676
2035	2.556	571	1.221	0	83	19	17	4.466
2040	2.384	535	1.199	0	81	19	17	4.236
2045	2.210	503	1.159	0	80	19	17	3.988
2050	2.039	474	1.117	0	78	19	17	3.745

13 ANHANG V: SZENARIENERGEBNISSE – THG-EMISSIONEN LANDNUTZUNG

Tabelle 40: Aktivitätsdaten (Simulationsergebnisse WIFO) in kha für die Jahre 2030, 2040 und 2050 und die Szenarien WEM, WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++.

kha	WEM			WAM ^{vorl}			WAM+			WAM++		
	2030	2040	2050	2030	2040	2050	2030	2040	2050	2030	2040	2050
Landnutzung und Landnutzungsänderungen												
Ackerland (gesamt)	1.327,92	1.312,25	1.251,96	1.326,66	1.310,96	1.250,07	1.273,98	1.235,80	1.181,82	1.185,56	1.155,40	1.106,67
Ackerland ohne Landnutzungsänderung	1.323,73	1.308,11	1.248,01	1.322,47	1.306,82	1.246,12	1.269,95	1.231,89	1.178,08	1.181,82	1.151,75	1.103,17
Einjähriges Ackerland ohne Landnutzungsänderung	1.257,52	1.242,68	1.185,58	1.256,32	1.241,45	1.183,79	1.206,43	1.170,28	1.119,16	1.122,71	1.094,14	1.047,99
Mehrfähriges Ackerland ohne Landnutzungsänderung	65,48	64,71	61,73	65,42	64,64	61,64	62,82	60,94	58,28	58,46	56,97	54,57
Mehrfähriges Ackerland zu einjährigem Ackerland	0,41	0,40	0,38	0,41	0,40	0,38	0,39	0,38	0,36	0,36	0,35	0,34
Einjähriges Ackerland zu mehrjährigem Ackerland	0,32	0,32	0,31	0,32	0,32	0,31	0,31	0,30	0,29	0,29	0,28	0,27
Landnutzungsänderung zu Ackerland	4,19	4,14	3,95	4,19	4,14	3,95	4,02	3,90	3,73	3,74	3,65	3,49
Wald zu Ackerland	0,09	0,08	0,08	0,09	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,07	0,07
Grünland zu Ackerland	4,11	4,06	3,87	4,10	4,06	3,87	3,94	3,82	3,66	3,67	3,57	3,42
Grünland zu einjährigem Ackerland	4,02	3,98	3,79	4,02	3,97	3,79	3,86	3,74	3,58	3,59	3,50	3,35
Grünland zu mehrjährigem Ackerland	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,07	0,07	0,07	0,07
Grünland (gesamt)	1.229,39	1.189,79	1.153,59	1.226,66	1.185,68	1.147,73	1.215,28	1.165,82	1.123,81	1.162,22	1.104,69	1.051,20
Grünland ohne Landnutzungsänderung	1.227,10	1.187,57	1.151,43	1.224,37	1.183,47	1.145,59	1.213,01	1.163,65	1.121,71	1.160,05	1.102,63	1.049,24
Grünland ohne Landnutzungsänderung – mineralischer Boden	1.227,10	1.187,57	1.151,43	1.224,37	1.183,47	1.145,59	1.213,01	1.163,65	1.121,71	1.160,05	1.102,63	1.049,24
Grünland ohne Landnutzungsänderung – organischer Boden	12,95	12,95	12,95	12,95	12,95	12,95	6,48	6,48	6,48	0,00	0,00	0,00
Landnutzungsänderung zu Grünland	2,30	2,22	2,15	2,29	2,21	2,14	2,27	2,18	2,10	2,17	2,06	1,96
Wald zu Grünland	0,86	0,84	0,81	0,86	0,83	0,81	0,85	0,82	0,79	0,82	0,78	0,74

kha	WEM			WAM ^{vorl}			WAM+			WAM++		
	2030	2040	2050	2030	2040	2050	2030	2040	2050	2030	2040	2050
Ackerland zu Grünland	1,43	1,39	1,34	1,43	1,38	1,34	1,41	1,36	1,31	1,35	1,29	1,22
Einjähriges Ackerland zu Grünland	1,42	1,37	1,33	1,41	1,37	1,32	1,40	1,34	1,29	1,34	1,27	1,21
Mehrfähriges Ackerland zu Grünland	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
ÖPUL-Maßnahmen												
Einjährige Ackerfläche biologisch bewirtschaftet	254,82	255,54	252,61	254,25	254,71	251,87	256,19	259,85	252,82	259,25	263,67	255,77
Verzicht auf Mineraldünger (1995–2013) bzw. Einschränkung ertragssteigernder Betriebsmittel (ab 2014) – davon Ackerland	20,55	20,20	19,66	20,72	20,26	19,59	21,80	21,40	21,42	24,53	23,80	23,92
UBAG (2007–2014) bzw. umweltgerechte und biodiversitätsfördernde Bewirtschaftung (ab 2015) – davon Ackerland	638,92	634,18	617,77	638,96	634,23	618,10	615,47	606,36	599,49	576,82	567,32	565,36
ÖPUL-Maßnahme Mulch- und Direktsaat	124,07	117,27	106,60	124,06	117,28	106,65	116,40	106,31	97,76	104,03	95,37	88,20
Begrünung – Zwischenfruchtanbau	245,67	232,44	209,07	245,53	232,35	208,97	232,70	215,70	195,30	212,52	198,26	180,40
Begrünung – System Immergrün	181,54	172,09	155,32	181,43	172,03	155,26	172,21	159,84	145,28	157,19	146,89	134,17

Tabelle 41: Simulierte Emissionen auf Basis der nationalen Emissionsinventur 2022 für die Jahre 2030, 2040 und 2050 und die Szenarien WEM, WAM^{vorl}, WAM+ und WAM++.

CO ₂ -Äquivalente	WEM			WAM ^{vorl}			WAM+			WAM++		
	2030	2040	2050	2030	2040	2050	2030	2040	2050	2030	2040	2050
Landnutzung und Landnutzungsänderungen												
Ackerland (gesamt)	452,26	356,28	343,96	453,15	356,28	343,90	465,92	365,63	330,42	486,94	369,20	306,89
Ackerland ohne Landnutzungsänderung	61,29	32,76	39,71	62,26	32,99	39,99	78,66	53,53	42,50	105,78	72,73	37,86
Einjähriges Ackerland ohne Landnutzungsänderung	50,47	28,95	33,44	50,60	29,03	33,40	62,33	44,30	34,20	80,88	60,32	29,35
Mehrjähriges Ackerland ohne Landnutzungsänderung	10,84	0,57	3,85	11,69	0,72	4,18	16,60	6,25	6,04	25,56	9,63	6,38
Mehrjähriges Ackerland zu einjährigem Ackerland	9,27	10,13	9,41	9,27	10,13	9,40	9,19	9,81	8,90	9,06	9,34	8,32
Einjähriges Ackerland zu mehrjährigem Ackerland	-9,29	-6,89	-6,99	-9,30	-6,89	-6,99	-9,45	-6,82	-6,63	-9,71	-6,56	-6,18
Landnutzungsänderung zu Ackerland	390,98	323,53	304,25	390,89	323,29	303,91	387,26	312,10	287,92	381,16	296,46	269,03
Wald zu Ackerland	26,72	26,30	25,18	26,70	26,27	25,14	25,81	24,89	23,78	24,31	23,35	22,26
Grünland zu Ackerland	364,26	297,23	279,08	364,19	297,02	278,77	361,45	287,20	264,14	356,85	273,12	246,77
Grünland zu einjährigem Ackerland	358,26	293,27	275,15	358,20	293,06	274,85	355,55	283,43	260,43	351,11	269,57	243,30
Grünland zu mehrjährigem Ackerland	6,00	3,96	3,92	5,99	3,95	3,92	5,90	3,77	3,71	5,74	3,55	3,47
Grünland (gesamt)	320,23	342,69	347,43	319,86	342,31	346,98	183,80	205,84	210,85	42,10	66,48	72,01
Grünland ohne Landnutzungsänderung – mineralischer Boden	297,21	297,39	297,59	297,22	297,42	297,62	162,77	163,02	163,25	28,57	28,86	29,15
Grünland ohne Landnutzungsänderung – organischer Boden	304,10	304,10	304,10	304,10	304,10	304,10	169,62	169,62	169,62	35,15	35,15	35,15
Landnutzungsänderung zu Grünland	23,02	45,30	49,84	22,64	44,89	49,36	21,03	42,82	47,60	13,52	37,63	42,86
Wald zu Grünland	154,46	150,16	146,17	154,02	149,56	145,35	152,20	146,63	142,07	143,67	138,00	132,31
Ackerland zu Grünland	-131,44	-104,87	-96,33	-131,39	-104,67	-95,99	-131,17	-103,81	-94,47	-130,15	-100,37	-89,46
Einjähriges Ackerland zu Grünland	-130,59	-104,07	-95,63	-130,54	-103,88	-95,29	-130,32	-103,02	-93,78	-129,31	-99,61	-88,81
Mehrjähriges Ackerland zu Grünland	-0,85	-0,80	-0,70	-0,85	-0,79	-0,70	-0,85	-0,79	-0,69	-0,84	-0,76	-0,65

14 ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	Ergebnisse der THG-Emissionsszenarienabschätzung (kt CO ₂ -Äquivalent) – Sektor Landwirtschaft.	9
Abbildung 2:	Ergebnisse der THG-Emissionsszenarienabschätzung (kt CO ₂ -Äquivalent) – Sektor LULUCF (Acker und Grünland).	11
Abbildung 3:	Struktur des Agrarsektormodells PASMA.	20
Abbildung 4:	Vergleich der Ergebnisse der THG-Szenarien im Sektor Landwirtschaft (kt CO ₂ -Äquivalent).	62
Abbildung 5:	Entwicklung des Rinderbestands in den Szenarien im Vergleich.	63
Abbildung 6:	Entwicklung des Schweinebestands in den Szenarien im Vergleich.	63
Abbildung 7:	Entwicklung des Geflügelbestands in den Szenarien im Vergleich.	64
Abbildung 8:	Entwicklung der N-Mineraldüngermenge in den Szenarien im Vergleich.	64
Abbildung 9:	Entwicklung der THG-Emissionen im WEM-Szenario im Sektor Landwirtschaft (kt CO ₂ -Äquivalent).	65
Abbildung 10:	Entwicklung der THG-Emissionen im WEM-Szenario nach Hauptverursachersektoren im Sektor Landwirtschaft (kt CO ₂ -Äquivalent).	66
Abbildung 11:	Entwicklung des Rinderbestands und der Milchleistung im WEM-Szenario.	66
Abbildung 12:	Entwicklung des Schweine- und Geflügelbestands im WEM-Szenario.	67
Abbildung 13:	Entwicklung der THG-Emissionen im WAM ^{vorl} -Szenario im Sektor Landwirtschaft in (kt CO ₂ -Äquivalent).	68
Abbildung 14:	Entwicklung der THG-Emissionen im WAM ^{vorl} -Szenario nach Hauptverursachersektoren im Sektor Landwirtschaft (in kt CO ₂ -Äquivalent).	69
Abbildung 15:	Entwicklung des Rinderbestands und der Milchleistung im WAM ^{vorl} -Szenario.	69
Abbildung 16:	Entwicklung des Schweine- und Geflügelbestands im WAM ^{vorl} -Szenario.	70
Abbildung 17:	Entwicklung der THG-Emissionen im WAM+-Szenario im Sektor Landwirtschaft (in kt CO ₂ -Äquivalente).	71

Abbildung 18: Entwicklung der THG-Emissionen im WAM+-Szenario nach Hauptverursachersektoren im Sektor Landwirtschaft (in kt CO ₂ -Äquivalent).	71
Abbildung 19: Entwicklung des Rinderbestands und der Milchleistung im WAM+-Szenario.....	72
Abbildung 20: Entwicklung des Schweine- und Geflügelbestands im WAM+-Szenario.....	73
Abbildung 21: Entwicklung der THG-Emissionen im WAM++-Szenario im Sektor Landwirtschaft (kt CO ₂ -Äquivalent).	74
Abbildung 22: Entwicklung der THG-Emissionen im WAM++-Szenario nach Hauptverursachersektoren im Sektor Landwirtschaft (kt CO ₂ -Äquivalent).	74
Abbildung 23: Entwicklung des Rinderbestands und der Milchleistung im WAM++-Szenario.....	75
Abbildung 24: Entwicklung des Schweine- und Geflügelbestands im WAM++-Szenario.....	75
Abbildung 25: Darstellung der Szenarien WEM, WAM ^{vorl} , WAM+ und WAM++ (kt CO ₂ -Äquivalent) für die Kategorie Ackerland.....	77
Abbildung 26: Jährliche THG-Emissionen (+) bzw. Senken (-) aus Ackerflächen gesamt (Linie) und aufgeteilt nach Subkategorien (Säulen) in kt CO ₂ -Äquivalent. Werte bis 2020 entsprechen der OLI 2021, Werte ab 2021 stellen simulierte Werte dar.	78
Abbildung 27: Darstellung der Szenarien WEM, WAM ^{vorl} , WAM+ und WAM++ (kt CO ₂ -Äquivalent) für die Kategorie Grünland.....	79
Abbildung 28: THG-Emissionen aus drainagierten bzw. wiedervernässten organischen Grünlandböden für die Szenarien WEM, WAM, WAM+ und WAM++ (kt CO ₂ -Äquivalent).....	80
Abbildung 29: Darstellung der Szenarien WEM, WAM ^{vorl} , WAM+ und WAM++ als Gesamtergebnis der beiden analysierten Landnutzungsarten Grünland und Ackerland (kt CO ₂ -Äquivalent).....	82
Abbildung 30: Winterweizen – Kornertrag und Rohproteingehalt (N-Effizienz) im Biolandbau von 2016(15) bis 2021.....	134
Abbildung 31: Winterweizen – Kornertrag und Rohproteingehalt (N-Effizienz) im pannonischen Trockengebiet von 2016(15) bis 2021.....	135
Abbildung 32: Einfache Abschätzung zur Reduktion der THG-Emissionen um 40 % (kt CO ₂ -Äquivalent).	180

15 TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Annahmen zu makroökonomischen Variablen in Österreich	26
Tabelle 2:	Szenario – Maßnahmen – Matrix Szenarien WEM und WAM ^{vorl}	31
Tabelle 3:	Szenario – Maßnahmen – Matrix: ergänzende Maßnahmen in den Szenarien WAM+ und WAM++	34
Tabelle 4:	Zusammenfassung der Parameter und Maßnahmen für die Szenarien WEM, WAM ^{vorl} , WAM+ und WAM++.	36
Tabelle 5:	Auswirkungen der Szenarien WEM, WAM ^{vorl} , WAM+ und WAM++ sowie der Errichtung und des Betriebs von Biogasanlagen auf die Volkswirtschaft anhand des Indikators Typ2i	60
Tabelle 6:	Interventionen mit Zielrichtung (Bedarf).	83
Tabelle 7:	Jährliche Kohlenstoffbindung von Landschaftselementen in Niederösterreich im Holz und in den Wurzeln	111
Tabelle 8:	Anteile der N-reduzierten Fütterung in Österreich bei Zuchtsauen, Ferkeln und Mastschweinen in den Jahren 1990, 2005 und 2019 (nach (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018a)	123
Tabelle 9:	Anteil der Rinder, die geweidet werden, in % (BMNT - Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus, 2018a)	125
Tabelle 10:	Preisprognosen für die EU, 2022–2031 (Stand: Juni 2022).	184
Tabelle 11:	Beobachtete und prognostizierte nominale Erzeugerpreise für pflanzliche Produkte in Österreich.	185
Tabelle 12:	Erlös je Mengeneinheit – biologische versus konventionelle Produktion.	186
Tabelle 13:	Beobachtete und erwartete Erträge je Hektar im Bundesmittel.	187
Tabelle 14:	Ertrag je Hektar – biologische versus konventionelle Produktion.	188
Tabelle 15:	Durchschnittliche Erträge laut Statistik Austria verglichen mit Erträgen freiwillig buchführender Betriebe (FADN, Farm Accountancy Data Network).	189
Tabelle 16:	Durchschnittliche Düngermengen (beobachtete Daten)	189
Tabelle 17:	Beobachtete Daten – Anbau auf dem Ackerland.	190
Tabelle 18:	Beobachtete Daten – Produktion (Ernte)	191

Tabelle 19:	Beobachtete Daten – Viehbestand	192
Tabelle 20:	Modellergebnisse WEM – Viehbestand und Milchleistung.....	193
Tabelle 21:	Modellergebnisse WEM – Düngereinsatz.	194
Tabelle 22:	Modellergebnisse WEM – Anbau auf dem Ackerland.	195
Tabelle 23:	Modellergebnisse WEM – Produktion (Ernte).	196
Tabelle 24:	Modellergebnisse WAM ^{vori} – Viehbestand und Milchleistung. ..	197
Tabelle 25:	Modellergebnisse WAM ^{vori} – Viehbestand und Milchleistung. ..	198
Tabelle 26:	Modellergebnisse WAM ^{vori} – Anbau auf dem Ackerland.....	199
Tabelle 27:	Modellergebnisse WAM ^{vori} – Produktion (Ernte).	200
Tabelle 28:	Modellergebnisse WAM+ – Viehbestand und Milchleistung.	201
Tabelle 29:	Modellergebnisse WAM+ – Düngereinsatz.....	202
Tabelle 30:	Modellergebnisse WAM+ – Anbau auf dem Ackerland.....	203
Tabelle 31:	Modellergebnisse WAM+ – Produktion (Ernte).	204
Tabelle 32:	Modellergebnisse WAM++ – Viehbestände und Milchleistung.	205
Tabelle 33:	Modellergebnisse WAM++ – Düngereinsatz.....	206
Tabelle 34:	Modellergebnisse WAM++ – Anbau auf dem Ackerland.....	207
Tabelle 35:	Modellergebnisse WAM++ – Produktion (Ernte).	208
Tabelle 36:	THG-Emissionen in CO ₂ -Äquivalenten 1990–2021 und Szenarienergebnisse WEM bis 2050.....	209
Tabelle 37:	THG-Emissionen in CO ₂ -Äquivalenten 1990–2021 und Szenarienergebnisse WAM ^{vori} bis 2050.	210
Tabelle 38:	THG-Emissionen in CO ₂ -Äquivalenten 1990–2021 und Szenarienergebnisse WAM+ bis 2050.	211
Tabelle 39:	THG-Emissionen in CO ₂ -Äquivalenten 1990–2021 und Szenarienergebnisse WAM++ bis 2050.	212
Tabelle 40:	Aktivitätsdaten (Simulationsergebnisse WIFO) in kha für die Jahre 2030, 2040 und 2050 und die Szenarien WEM, WAM ^{vori} , WAM+ und WAM++.....	213
Tabelle 41:	Simulierte Emissionen auf Basis der nationalen Emissionsinventur 2022 für die Jahre 2030, 2040 und 2050 und die Szenarien WEM, WAM, WAM+ und WAM++.	215

Umweltbundesamt GmbH

Spittelauer Lände 5
1090 Wien/Österreich

Tel.: +43-(0)1-313 04

office@umweltbundesamt.at
www.umweltbundesamt.at

Im vorliegenden Report wurde anhand von Szenarien untersucht, welche Maßnahmen gesetzt werden können, um eine Senkung der Treibhausgas-Emissionen in der Landwirtschaft zu erzielen. Dafür wurden zwei Szenarien „mit bestehenden Maßnahmen (WEM)“ und „mit zusätzlichen Maßnahmen (WAM)“ ausgearbeitet. Das Szenario WAM berücksichtigt u.a. den aktuellen Stand geplanter Maßnahmen im Rahmen des Integrierten Nationalen Energie- und Klimaplanes für Österreich.

Darauf aufbauend wurden zwei weitere Szenarien (WAM+ und WAM++) mit spezifischen Maßnahmen entwickelt, mit denen eine Reduktion der landwirtschaftlichen Treibhausgas-Emissionen um 30 % (WAM+) bzw. 40 % (WAM++) möglich wird. Neben dem Effekt auf die Treibhausgas-Emissionen wurden auch die volkswirtschaftlichen Auswirkungen der Szenarien analysiert.