

Exekutivorgan für das Übereinkommen über weiträumige
grenzüberschreitende Luftverunreinigung

**Leitfaden zur Vermeidung und Verringerung von
Ammoniakemissionen aus landwirtschaftlichen Quellen**

Diese deutschsprachige Version des Dokuments ECE/EB.AIR/120 ist keine offizielle Version der UNECE. Sie wurde im Auftrag des schweizerischen Bundesamts für Umwelt (BAFU) in Zusammenarbeit mit Landwirtschaftsexperten erstellt. Die offiziellen Versionen der UNECE liegen in englischer, französischer und russischer Sprache vor.

Inhaltsverzeichnis

	<i>Paragrafen</i>	<i>Seite</i>
Liste der Abkürzungen und Akronyme		3
Zusammenfassung	1–14	5
I. Einleitung	15–25	10
II. Tierhaltung und neue Entwicklungen.....	26–34	16
III. Stickstoffmanagement unter Berücksichtigung des gesamten Stickstoffkreislaufs.	35–46	17
IV. Tierfütterungsstrategien	47–59	22
V. Nutztierställe	60–117	26
A. Stallsysteme für Milchvieh und Mastrinder.....	60–72	26
B. Stallsysteme für Schweine	73–95	28
C. Stallsysteme für Geflügel.....	96–117	34
VI. Hofdüngerlagerung	118–129	39
VII. Verfahren zur Ausbringung von Hofdünger.....	130–177	42
VIII. Ausbringung von Mineraldünger	178–195	56
A. Harnstoffbasierte Dünger.....	178–192	56
B. Ammoniumsulfat-, phosphat- und nitratbasierte Dünger.....	192–195	59
IX. Andere Massnahmen im Zusammenhang mit Stickstoff aus der Landwirtschaft ...	196–200	60
A. Weidehaltung	196–197	60
B. Aufbereitung von Hofdünger.....	198–199	60
C. Nicht landwirtschaftliche Hofdüngernutzung	200	61
X. Nicht landwirtschaftliche stationäre und mobile Quellen	201–220	61
A. Allgemeine Techniken.....	203–207	61
B. Techniken für ausgewählte Sektoren	208–214	62
C. Herstellung von anorganischen Stickstoffdüngern, Harnstoff und Ammoniak	215–220	63
Anhänge		
I. Stickstoffmanagement unter Berücksichtigung des gesamten Stickstoffkreislaufs		65
II. Tierfütterungsstrategien		78
Literaturverzeichnis.....		88
Tabellen		
Z1. Indikative Zielwertspannen für Stickstoffüberschuss und Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) in Abhängigkeit von Bewirtschaftungssystem, Pflanzenarten und Tierkategorien.....		6
Z2. Indikative Zielwerte (%) für den Proteingehalt von Trockenfutter mit einer Standardtrocken- substanz von 88% für eingestallte Tiere je nach Tierkategorie und für verschieden strenge Zielvorgaben.....		7

Z3. Massnahmen zur Ammoniakemissionsminderung für Stallsysteme, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten	9
Z4. Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung für Hofdüngerlager, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten	10
Z5. Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung für Hofdüngerausbringung, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten	11
Z6. Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung für die Ausbringung von harnstoff- und ammoniumbasierten Düngern, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten	12
1. (a) Investitionsaufwand (CAPEX (Capital expenditure))	14
1. (b) Jahresbetriebskosten (OPEX (Operational Expenditure)): durch die Einführung einer Technik anfallende jährliche Betriebskosten	15
2. Indikative Bereiche für angestrebten N-Überschuss und NUE in Abhängigkeit von Bewirtschaftungssystem, Pflanzenart und Tierkategorien	21
3. Indikative Zielwerte für den Rohproteingehalt (RP), in % der Trockensubstanz der Ration, und resultierende Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) von Rindvieh (in kg/kg)	23
4. Indikative Zielwerte für den Rohproteingehalt von Schweinerationen.....	24
5. Indikative Zielwerte für den Rohproteingehalt in Geflügelfutter	25
6. Ammoniakemissionen verschiedener Stallhaltungssysteme für Rindvieh (Referenzsysteme und Techniken der Kategorien 1 und 2)	28
7. Techniken der Kategorien 1 und 2: Emissionsminderung und Kosten für emissionsarme Schweinehaltungssysteme	33
8. Käfighaltungssysteme für Legehennen (Referenzsystem): Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen	36
9. Haltungssysteme mit «Enriched Cages» (ausgestaltete Käfige) für Legehennen: Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen	36
10. Käfiglose Haltungssysteme für Legehennen: Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen	37
11. Haltungssysteme für Mastpoulets: Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen	38
12. Massnahmen zur Minderung von Ammoniakemissionen bei der Lagerung von Rinder- und Schweinegülle.....	40
13. Minderungstechniken der Kategorie 1 bei der Gülleausbringung	43
14. Minderungstechniken der Kategorie 1 bei der Mistausbringung	44

Abbildung

1. Bezug zwischen dem Prozentsatz des TAN, der während der Ausbringung von Gülle als Ammoniak emittiert wird, und dem Trockensubstanzgehalt (Gew.-%) der Gülle, gemäss sechs Schätzungen.....	49
---	----

Liste der Abkürzungen und Akronyme

BVT	Beste verfügbare Techniken
BNF	Biologische Stickstofffixierung
BREF	Referenzdokument für beste verfügbare Techniken
C	Kohlenstoff
Ca	Calcium
CaCl ₂	Calciumchlorid
CaCO ₃	Calciumcarbonat
Ca(NO ₃) ₂	Calciumnitrat
CaSO ₄	Calciumsulfat (Gips)
CAPEX	Investitionskosten
CH ₄	Methan
CO ₂	Kohlendioxid
DON	gelöster organisch gebundener Stickstoff
€	Euro
EU	Europäische Union
Fe	Eisen
HCl	Salzsäure
H ₂ S	Schwefelwasserstoff
H ₂ SO ₄	Schwefelsäure
Mg	Magnesium
MDÄ	Stickstoff-Mineraldüngeräquivalent
MUN	Milchharnstoff-N
N	Stickstoff
N ₂	elementarer Stickstoff
NH ₃	Ammoniak
NH ₃ -N	Ammoniakstickstoff
NH ₄ ⁺	Ammonium
NH ₄ NO ₃	Ammoniumnitrat
NO ₃ ⁻	Nitrat
NO _x	Stickoxide
N ₂ O	Lachgas
NSP	Nicht-Stärke-Polysacchariden
NPK	Stickstoff, Phosphor, Kalium
NUE	Stickstoffnutzungseffizienz

OPEX	Betriebskosten
O ₂	Sauerstoff
P	Phosphor
pH	Säuregehalt; negativer Logarithmus der Protonenaktivität (H ⁺)
PM _{2,5}	Partikel < 2,5 Mikrometer
PM ₁₀	Partikel < 10 Mikrometer
ppm	Teile pro Million
RP	Rohprotein
S	Schwefel
SO ₂	Schwefeldioxid
TAN	Gesamter Ammoniakstickstoff
TOC	Gesamter organisch gebundener Kohlenstoff
TS	Trockensubstanz
µm	Mikrometer
UNECE	Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen
UNEP	Umweltprogramm der Vereinten Nationen
VFA	Flüchtige Fettsäuren
VOC	Flüchtige organische Verbindung

Zusammenfassung

1. Das vorliegende Dokument soll die Vertragsparteien des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung der Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen (UNECE) dabei anleiten, Massnahmen zur Verringerung der Ammoniakemissionen (NH_3) aus der Landwirtschaft festzulegen, wie dies in Anhang IX des Protokolls zur Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon (Protokoll von Göteborg) geregelt ist.

2. Dieses Dokument fasst Folgendes zusammen:

- (a) den aktuellen Wissensstand bezüglich Techniken und Strategien zur Minderung von NH_3 -Emissionen;
- (b) die wissenschaftlichen und technischen Grundlagen der Techniken und Strategien;
- (c) die wirtschaftlichen Kosten der Techniken in € pro Kilogramm (kg) reduziertem NH_3 ;
- (d) Begrenzungen und Einschränkungen in Bezug auf die Anwendbarkeit der Verfahren.

3. Das Dokument thematisiert Massnahmen zur Minderung der NH_3 -Emissionen in den folgenden Bereichen:

- (a) Stickstoffmanagement unter Berücksichtigung des gesamten Stickstoffkreislaufes;
- (b) Tierfütterungsstrategien;
- (c) Tierhaltungssysteme;
- (d) Hofdüngerlagerung;
- (e) Verfahren zur Ausbringung von Hofdünger;
- (f) Verfahren zur Ausbringung von Mineraldünger;
- (g) Andere Massnahmen im Zusammenhang mit Stickstoff in der Landwirtschaft;
- (h) Massnahmen im Zusammenhang mit nicht landwirtschaftlichen stationären und mobilen Quellen.

4. **Stickstoffmanagement** ist eine ganzheitliche Massnahme zur Verringerung von N-Verlusten. Stickstoffmanagement basiert auf der Voraussetzung, dass die Verringerung des Stickstoffüberschusses (N-Überschuss) und die Steigerung der Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) zur Minderung von NH_3 -Emissionen beitragen. Auf gemischten Betrieben mit Tierhaltung stehen zwischen 10 und 40% des N-Überschusses im Zusammenhang mit NH_3 -Emissionen. Stickstoffmanagement bedeutet zudem, dass Verlagerungen von Emissionen zwischen verschiedenen Stickstoffverbindungen und Umweltkompartimenten identifiziert und verhindert werden. Die Erstellung einer N-Input-Output-Bilanz auf Betriebsebene ist eine Grundvoraussetzung für die gesamthafte Optimierung des Stickstoffmanagements.

5. Die Kosten für die Erstellung einer N-Bilanz auf Betriebsebene belaufen sich auf 200 bis 500 € pro Betrieb pro Jahr. (Bei der Betriebsbilanz werden alle N-Inputs wie Futter, Dünger usw. sowie alle N-Outputs in Produkten berücksichtigt.) Dabei ist zu beachten, dass Kosten für die Ausbildung, die Förderung und die Anlaufphase hier nicht berücksichtigt werden. Die Kosten für die Steigerung der NUE durch verbessertes Management belaufen sich auf zwischen -1 und 1 € pro kg N-Minderung. Das Sparpotenzial ist auf geringere Kosten für Dünger und eine höhere Pflanzenqualität zurückzuführen. Die möglichen Kosten beziehen sich auf höhere Kosten für Beratungsleistungen sowie für Boden-, Pflanzen-, Futtermittel- und Düngereanalysen. Die wirtschaftlichen Kosten für mögliche Investitionen in Techniken werden hier nicht berücksichtigt, sondern mit den übrigen Bestimmungen aufgeführt. Tabelle Z1 enthält ungefähre Spannweiten für die NUE und den N-Überschuss der Input-Output-Bilanz verschiedener Bewirtschaftungssysteme. Diese Spannweiten dienen als grobe Leitlinien; sie können noch besser auf den Betrieb und das Land abgestimmt werden. Die NUE sollte im Einklang mit der gesamten Nährstoffeffizienz und anderen Faktoren wie Schädlingsbekämpfung gemanagt werden.

Tabelle Z1.

Indikative Zielwertspannen für Stickstoffüberschuss und Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) in Abhängigkeit von Bewirtschaftungssystem, Pflanzenarten und Tierkategorien

<i>Bewirtschaftungs- systeme</i>	<i>Arten/ Kategorien</i>	<i>NUE kg/kg</i>	<i>N-Überschuss kg/ha/Jahr</i>	<i>Bemerkungen</i>
Spezialisierte Anbausysteme	Ackerbau	0,6–0,9	0–50	Getreide hat eine hohe NUE, Hackfrüchte haben eine niedrige NUE
	Gemüse	0,4–0,8	50–100	Blattgemüse hat eine niedrige NUE
	Früchte	0,6–0,9	0–50	
Grünlandbasierte Wiederkäuer- systeme	Milchvieh	0,3–0,5	100–150	Hoher Milchertrag, hohe NUE; geringe Besatzdichte, geringer N-Überschuss
	Mastrinder	0,2–0,4	50–150	Kalbfleischerzeugung, hohe NUE; 2-jährige Mastrinder, niedrige NUE
	Schafe und Ziegen	0,2–0,3	50–150	
Gemischte Systeme mit Pflanzenbau/ Tierhaltung	Milchvieh	0,4–0,6	50–150	Hoher Milchertrag, hohe NUE; konzentrierte Fütterung, hohe NUE
	Mastrinder	0,3–0,5	50–150	
	Schweine	0,3–0,6	50–150	
	Geflügel	0,3–0,6	50–150	
	Sonstige Tiere	0,3–0,6	50–150	
Flächenunab- hängige Systeme	Milchvieh	0,8–0,9	n. z. *	N-Output über Milch, Tiere, Hofdünger + N-Verlust entspricht N-Input; N-Überschuss besteht aus Verlusten von gasförmigem N aus Stallungen und Hofdüngerlager.
	Mastrinder	0,8–0,9	n. z.	
	Schweine	0,7–0,9	n. z.	
	Geflügel	0,6–0,9	n. z.	
	Sonstige Tiere	0,7–0,9	n. z.	

* Nicht zutreffend, da diese Betriebe grundsätzlich kein Land haben. Der N-Überschuss kann jedoch in kg pro Betrieb pro Jahr ausgedrückt werden. Falls alle tierischen Erzeugnisse, einschliesslich Hofdünger und aller Rückstände und Abfälle, exportiert werden, kann der angestrebte N-Überschuss zwischen 0 und 1000 kg pro Betrieb pro Jahr betragen, je nach Betriebsgrösse und Verlusten an gasförmigem N.

6. **Tierfütterungsstrategien** senken die NH₃-Emissionen aus Hofdünger sowohl bei der Tierhaltung als auch bei der Lagerung und nach der Ausbringung. Es ist schwieriger, Tierfütterungsstrategien bei Weidetieren anzuwenden, aber die Emissionen von Weiden sind gering, und das Weiden selbst ist im

Wesentlichen eine Massnahme der Kategorie 1¹. Tierfütterungsstrategien werden umgesetzt durch (a) Phasenfütterung, (b) proteinreduzierte Fütterung mit oder ohne Zusatz spezifischer synthetischer Aminosäuren und von Bypassprotein, (c) Erhöhung des Gehalts an Nicht-Stärke-Polysacchariden im Futtermittel und (d) Zusatz von pH-Wert-senkenden Substanzen wie Benzoesäure. Die Phasenfütterung ist eine wirksame und wirtschaftlich attraktive Massnahme, auch wenn dazu zusätzliche Anlagen erforderlich sind. Jungtiere und Hochleistungstiere brauchen eine höhere Proteinkonzentration als ältere, weniger produktive Tiere. Die NH₃-Emissionen aller Quellen des landwirtschaftlichen Betriebs nehmen um grob 10 % ab, wenn der mittlere Proteingehalt im Futter um 10 g pro kg (1%) gesenkt wird. Die wirtschaftlichen Kosten der Tierfütterungsstrategien hängen von den Kosten der Futterkomponenten und den Möglichkeiten ab, diese Komponenten je nach Verfügbarkeit optimal proportioniert zu mischen. Als Referenz dient die gängige Fütterungspraxis, die je nach Land und im Laufe der Zeit stark variiert. Die Nettokosten der Tierfütterungsstrategien sind abhängig von der Fütterungspraxis und den Schwankungen bei den tierischen Leistungen. Im Allgemeinen kostet proteinreiche und proteinarme Fütterung mehr als Rationen mit durchschnittlichem Proteingehalt. Sowohl ein zu hoher als auch ein zu niedriger Proteingehalt in der Fütterung beeinträchtigt die Leistung der Tiere, obwohl der letztere Effekt für die Produzenten eher offenkundig ist. Die Kosten für die Veränderung der Fütterung liegen im Bereich von – 10 bis 10 € pro 1'000 kg Futter, je nach den Marktbedingungen für Futterkomponenten und den Kosten für synthetische Aminosäuren. Daher kommt es bei Umstellungen bei der Fütterung in einigen Jahren zu Gewinnen, während in anderen Jahren Kosten anfallen. Tabelle Z2 fasst mögliche Zielwerte für die Senkung der Proteinwerte zusammen, unter der Voraussetzung der Erhaltung der Produktionseffizienz für jede Tierkategorie (siehe auch Anhang II). Hinweis: Die wirtschaftlichen Kosten steigen, wenn sich die Ansprüche, den mittleren Proteingehalt zu senken, von niedrig nach hoch verlagern.

Tabelle Z2.

Indikative Zielwerte (%) für den Proteingehalt von Trockenfutter mit einer Standard-trockensubstanz von 88% für eingestallte Tiere je nach Tierkategorie und für verschieden strenge Zielvorgaben.

Tierart	Mittlerer Rohproteingehalt des Tierfutters, % ^a		
	Niedrige Zielvorgabe	Mittlere Zielvorgabe	Hohe Zielvorgabe
Rindvieh			
Milchvieh, anfangs Laktation (>30 kg/Tag)	17–18	16–17	15–16
Milchvieh, anfangs Laktation (<30 kg/Tag)	16–17	15–16	14–15
Milchvieh, spätere Laktationsphase	15–16	14–15	12–14
Aufzuchttrinder (Jungtiere)	14–16	13–14	12–13
Kälber	20–22	19–20	17–19
Mastrinder <3 Monate	17–18	16–17	15–16
Mastrinder >6 Monate	14–15	13–14	12–13
Schweine			
Sauen, trächtig	15–16	14–15	13–14
Sauen, säugend	17–18	16–17	15–16
Absetzferkel, <10 kg	21–22	20–21	19–20
Ferkel, 10–25 kg	19–20	18–19	17–18
Mastschweine 25–50 kg	17–18	16–17	15–16
Mastschweine 50–110 kg	15–16	14–15	13–14
Mastschweine >110 kg	13–14	12–13	11–12

¹ Siehe Paragraph 18 und 19 für eine Beschreibung der verschiedenen Kategorien.

<i>Tierart</i>	<i>Niedrige Zielvorgabe</i>	<i>Mittlere Zielvorgabe</i>	<i>Hohe Zielvorgabe</i>
Hühner			
Hühner, Mastpoulets, Vormast	22–23	21–22	20–21
Hühner, Mastpoulets, Hauptmast	21–22	20–21	19–20
Hühner, Mastpoulets, Endmast	20–21	19–20	18–19
Hühner, Legehennen, 18–40 Wochen	17–18	16–17	15–16
Hühner, Legehennen, >40 Wochen	16–17	15–16	14–15
Truten			
Truten <4 Wochen	26–27	25–26	24–25
Truten 5–8 Wochen	24–25	23–24	22–23
Truten 9–12 Wochen	21–22	20–21	19–20
Truten 13–16 Wochen	18–19	17–18	16–17
Truten, >16 Wochen	16–17	15–16	14–15

Hinweis: Eine Abnahme des Proteingehalts im Futter um 1% kann die gesamten NH₃-Emissionen aus Hofdünger um 10 % senken.

^a Mit ausgewogener und optimal verdaulicher Aminosäureergänzung

7. Bei der **Stallhaltung** basiert die Senkung der NH₃-Emissionen auf einem oder mehreren der folgenden Grundsätze:

- (a) Reduzierung der mit Hofdünger verschmutzten Fläche;
- (b) schnelle Harnbeseitigung; schnelle Trennung von Kot und Harn;
- (c) Verringerung der Luftgeschwindigkeit und -temperatur an der Hofdüngeroberfläche;
- (d) Senkung von pH-Wert und Temperatur des Hofdüngers;
- (e) Trocknen des Hofdüngers (insbesondere Geflügeleinstreu);
- (f) Entfernung von NH₃ aus der Abluft (Wäscher);
- (g) vermehrter Weidegang.

8. Alle Grundsätze wurden in Techniken der Kategorie 1 angewandt, d. h. sie sind wissenschaftlich begründet und praktisch erprobt. Verschiedene Tierkategorien bedingen unterschiedliche Stallsysteme und Umweltbedingungen, d. h. unterschiedliche Techniken. Wegen ihrer unterschiedlichen Anforderungen und Unterbringung kommen je nach Tierkategorie unterschiedliche Massnahmen in Frage. Als Referenz wurden die konventionellsten Stallsysteme verwendet, ohne Techniken zur Minderung der NH₃-Emissionen. Die Kosten der Massnahmen, die zur Verringerung der NH₃-Emissionen aus Stallungen verwendet werden, beziehen sich auf: (a) Abschreibung der Investitionen, (b) Kapitalkosten, (c) Energie, (d) Betrieb und Instandhaltung. Den Kosten gegenüber stehen Vorteile im Zusammenhang mit einer besseren Tiergesundheit und -leistung. Diese Vorteile sind schwer zu quantifizieren und wurden bei der Gesamtkostenschätzung nicht immer berücksichtigt. Die wirtschaftlichen Kosten variieren infolge der verschiedenen Verfahren/Varianten und Grössen der Betriebe; Techniken für die Rindviehhaltung befinden sich noch immer in der Entwicklungsphase. Tabelle Z3 zeigt einen Überblick über die Emissionsminderung und die wirtschaftlichen Kosten für die wichtigsten Tierkategorien.

Tabelle Z3.

Massnahmen zur Ammoniakemissionsminderung für Stallsysteme, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten.

<i>Kategorie</i>	<i>Emissionsminderung im Vergleich zur Referenz^a</i>	<i>Zusatzkosten (€ pro kg reduzierten NH₃-N)</i>
Bestehende Haltungssysteme für Schweine und Geflügel auf Betrieben mit >2000 Mastschweinen oder >750 Sauen oder >40'000 Stück Geflügel	20 %	0 bis 3
Rindviehstallungen: Neubau oder weitgehender Umbau	0 bis 70 %	1 bis 20
Schweinehallungen: Neubau oder weitgehender Umbau	20 bis 90 %	1 bis 20
Mastpouletställe: Neubau oder weitgehender Umbau	20 bis 90 %	1 bis 15
Legehennenställe: Neubau oder weitgehender Umbau	20 bis 90 %	1 bis 9
Neubau oder weitgehender Umbau von Stallungen auf Höfen für in dieser Tabelle nicht aufgeführte Tiere	0 bis 90 %	1 bis 20

^a Die Referenzen werden weiter unten im Leitfaden angegeben.

9. Bei der **Hofdüngerlagerung** basiert die Senkung der NH₃-Emissionen auf einem oder mehreren der folgenden Grundsätze: (a) die Oberfläche, auf der die Emissionen stattfinden, verringern, z.B. durch Abdecken der Lager, durch Förderung einer Krustenbildung und durch die Vertiefung der Lager, (b) die Quellstärke der emittierenden Oberfläche senken, z.B. durch Senkung des pH-Werts und der Konzentration von Ammonium (NH₄⁺), und (c) Störungen minimieren, wie z. B. Belüftung. Alle Grundsätze wurden in Techniken der Kategorie 1 angewandt, d. h. sie sind wissenschaftlich begründet und praktisch erprobt. Diese Grundsätze gelten allgemein für Gülle- und Mistlager. Die praktische Durchführbarkeit der Grundsätze ist jedoch bei Güllelager besser als bei Mistlager. Als Referenz werden ein nicht abgedecktes Güllelager ohne Kruste und ein nicht abgedeckter Haufen von Festmist verwendet.

10. Die Kosten der Verfahren, die zur Verringerung der NH₃-Emissionen aus Lagern verwendet werden, beziehen sich auf: (a) Abschreibung der Investitionen, (b) Kapitalkosten und (c) Unterhalt. Tabelle Z4 zeigt eine Zusammenfassung der Gesamtkosten in € pro kg NH₃-N-Minderung. Abgesehen von den Kosten gibt es Vorteile im Zusammenhang mit geringeren Geruchsemissionen, weniger Regenwasser und höherer Sicherheit (keine offenen Gruben). Einige dieser Vorteile sind schwer zu quantifizieren und wurden daher hier nicht berücksichtigt. Die Kostenspannen beziehen sich auf verschiedene Verfahren/Varianten und Betriebsgrößen. Es ist zu beachten, dass die Kosten des Lagersystems selbst in den Kostenschätzungen von Tabelle Z4 nicht enthalten sind. Einige Abdeckungen können nur beim Neubau eines Lagers installiert werden. Die Hofdüngeraufbereitung – die Trennung, das Kompostieren und die Vergärung – wirken sich auf die Gesamtverluste während der Lagerung aus.

Tabelle Z4.

Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung für Hofdüngerlager, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten.

<i>Techniken</i>	<i>Emissionsminderung (%)</i>	<i>Kosten (€ pro m³ pro Jahr)</i>	<i>Kosten (€ pro kg NH₃-N-Minderung)</i>
Feste Abdeckung	> 80	2 bis 4	1 bis 2,5
Kunststoffabdeckung	> 60	1,5 bis 3	0,5 bis 1,3
Schwimmdecke	> 40	1,5 bis 3 ^{*)}	0,3 bis 5 ^{*)}

* ohne Kruste; diese bilden sich auf einigen Hofdüngern ganz natürlich und verursachen keine Kosten, ihre Entstehung ist aber schwer vorherzusagen.

11. **Die emissionsarme Ausbringung von Hofdünger** basiert auf einem oder mehreren der folgenden Grundsätze: (a) die Oberfläche, auf der Emissionen stattfinden, verringern, z.B. durch bandförmige Ausbringung, Injektion oder Einarbeitung; (b) die Zeit verringern, während deren Emissionen stattfinden können, z.B. durch rasches Einarbeiten von Hofdünger in den Boden, unverzügliche Bewässerung oder rasche Infiltration; und (c) die Quellstärke der emittierenden Oberfläche senken, z.B. durch Senkung des pH-Werts und der Ammoniumkonzentration des Hofdüngers (durch Verdünnung). Alle Grundsätze wurden in Techniken der Kategorie 1 angewandt, d. h. sie sind wissenschaftlich begründet und praktisch erprobt. Diese Grundsätze gelten allgemein für das Ausbringen von Gülle und Mist. Emissionsmindernde Verfahren sind jedoch bei Gülle besser anwendbar und effektiver als bei Mist. Bei Mist besteht die praktikabelste Technik in einer raschen Einarbeitung in den Boden und unverzüglicher Bewässerung. Als Referenz wird die breitflächige Verteilung von Gülle und Mist verwendet. Ein vierter Grundsatz, nämlich die Hofdüngerausbringung unter Bedingungen mit geringem Verflüchtigungspotenzial, z. B. bei niedriger Temperatur und geringem Windaufkommen, wird in die Kategorie 2² eingestuft, weil er eine Validierungsmethode erfordert. Die Kosten der Verfahren, die zur Verringerung der NH₃-Emissionen bei der Ausbringung verwendet werden, beziehen sich auf: (a) Abschreibung der Investitionskosten des Verteilers; (b) Kapitalkosten; (c) zusätzliche Traktor- und Lohnkosten; und (d) Betrieb und Unterhalt.

12. Tabelle Z5 zeigt eine Zusammenfassung der Gesamtkosten in € pro kg NH₃-N-Minderung. Positive Nebeneffekte sind geringere Geruchsemissionen und reduzierter Biodiversitätsverlust, eine erhöhte Genussqualität des Grünfutters, die Einheitlichkeit der Ausbringung und die besser voraussagebare Reaktion der Pflanzen auf den Hofdünger. Einige dieser Vorteile sind schwer zu quantifizieren und wurden daher bei der Gesamtkostenschätzung nicht alle berücksichtigt. Die Kostenspannen beziehen sich auf den Ammoniumgehalt von Gülle/Mist; je höher der Ammoniumgehalt, desto geringer sind die Kosten für die Minderung. Die durchschnittlichen Kosten befinden sich wahrscheinlich in der unteren Hälfte der angegebenen Spannweite, insbesondere wenn die Ausbringung durch Lohnunternehmer, auf grossen Betrieben oder mit gemeinsam genutzter Ausrüstung erfolgt.

² Siehe Paragraphen 18 und 19 für eine Beschreibung der verschiedenen Kategorien.

Tabelle Z5.

Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung für Hofdüngerausbringung, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten.

<i>Hofdüngertyp</i>	<i>Ausbringungsverfahren</i>	<i>Emissionsminderung (%)</i>	<i>Kosten (€ pro kg NH₃-N-Minderung)</i>
Gülle	Injektion	> 60	–0,5 bis 1,5
	Flache Injektion (Gülledrill)	> 60	–0,5 bis 1,5
	Schleppschuh,	> 30	–0,5 bis 1,5
	Bandförmige Ausbringung (Schleppschlauch)	> 30	–0,5 bis 1,5
	Verdünnung	> 30	–0,5 bis 1
	Managementsysteme	> 30	0 bis 2
	Direkte Einarbeitung nach der Ausbringung auf der Oberfläche	>30	–0,5 bis 2
Festmist	sofortige Einarbeitung	>30	–0,5 bis 2

13. Beim **Ausbringen von Harnstoff und ammoniumbasierten Düngern** beruht die Senkung der NH₃-Emissionen auf einem oder mehreren der folgenden Grundsätze: (a) die Oberfläche, auf der Emissionen stattfinden, verringern, z.B. durch bandförmige Ausbringung, Injektion, Einarbeitung (wobei zu beachten ist, dass ein rascher pH-Anstieg in konzentrierten Harnstoffbändern, insbesondere bei hohen Ernterückständen, zu hohen Emissionen infolge des pH-Anstiegs führen kann); (b) die Zeit verringern, während deren Emissionen stattfinden können, z.B. durch rasches Einarbeiten von Hofdünger in den Boden oder durch Bewässerung; (c) die Quellstärke der emittierenden Oberfläche senken, z.B. durch Ureasehemmer, Vermischen und ansäuernde Stoffe; und (d) ein Verwendungsverbot (wie bei Ammonium(bi)carbonat). Alle Grundsätze wurden in Techniken der Kategorie 1 angewandt, d. h. sie sind wissenschaftlich begründet und praktisch erprobt. Als Referenz wird die breitflächige Ausbringung von Harnstoff und ammoniumbasierten Düngern verwendet.

14. Die Kosten der Verfahren, die zur Verringerung der NH₃-Emissionen aus Mineraldüngern verwendet werden, beziehen sich auf: (a) Abschreibung der Investitionen, (b) Kapitalkosten, (c) Einsatz von schwereren Traktoren und längere Arbeitszeit; und (d) Unterhalt. Tabelle Z6 zeigt eine Zusammenfassung der Gesamtkosten in € pro kg NH₃-N-Minderung. Die möglichen Vorteile beziehen sich auf geringere Düngemittelkosten, tiefere Kosten für die Ausbringung bei kombinierter Aussaat und Düngung sowie weniger Biodiversitätsverluste. Diese Vorteile sind schwer zu quantifizieren und wurden nicht alle berücksichtigt. Die Kostenspannen beziehen sich auf die Betriebsgrösse (Kostendegression), Bodenbedingungen und Klima (hohe Emissionsminderung bei relativ trockenen Bedingungen). Die durchschnittlichen Kosten befinden sich wahrscheinlich in der unteren Hälfte der Spanne, wenn die Ausbringung durch Lohnunternehmer erfolgt oder wenn emissionsarme Dünger ersetzt werden.

Tabelle Z6

Verfahren zur Ammoniakemissionsminderung für die Ausbringung von harnstoff- und ammoniumbasierten Düngern, ihre Emissionsminderungspotenziale und assoziierten Kosten

<i>Düngerart</i>	<i>Ausbringungsverfahren</i>	<i>Emissionsminderung (%)</i>	<i>Kosten (€ pro kg NH₃-N-Minderung)</i>
Harnstoff	Injektion	> 80	–0,5 bis 1
	Ureasehemmer	> 30	–0,5 bis 2
	Einarbeitung nach der Ausbringung	> 50	–0,5 bis 2
	Oberflächliche Verteilung mit Bewässerung	> 40	–0,5 bis 1
Ammoniumcarbonat	Verbot	~100	–1 bis 2
Ammoniumbasierte Dünger	Injektion	> 80	0 bis 4
	Einarbeitung nach der Ausbringung	> 50	0 bis 4
	Oberflächliche Verteilung mit Bewässerung	> 40	0 bis 4

I. Einleitung

15. Das vorliegende Dokument soll die Vertragsparteien des Übereinkommens über weiträumige grenzüberschreitende Luftverunreinigung der Wirtschaftskommission für Europa der Vereinten Nationen (UNECE) dabei anleiten, Massnahmen zur Begrenzung von Ammoniakemissionen (NH₃) aus der Landwirtschaft festzulegen, die den gesamten Stickstoffkreislauf berücksichtigen. Dieser Leitfaden wird die Umsetzung der in Artikel 3 genannten grundlegenden Verpflichtungen des Protokolls zur Verringerung von Versauerung, Eutrophierung und bodennahem Ozon (Protokoll von Göteborg) in Bezug auf die NH₃-Emissionen vereinfachen und insbesondere zur effektiven Umsetzung der in Anhang IX aufgeführten Massnahmen beitragen, sowie zur Einhaltung der nationalen Emissionshöchstmengen für NH₃ gemäss Anhang II, Tabelle 3 des Protokolls.

16. Im vorliegenden Dokument wird die Verminderung von NH₃-Emissionen aus der Landwirtschaft behandelt. Die Landwirtschaft ist Hauptquelle für NH₃-Emissionen, hauptsächlich die tierischen Ausscheidungen, d. h. Emissionen aus Nutztierställen, aus der Lagerung, Verarbeitung, Aufbereitung und Ausbringung von Hofdünger (Gülle und Mist), sowie aus Ausscheidungen von Tieren auf der Weide. Emissionen entstehen auch durch anorganische Stickstoffdünger nach deren Ausbringung und aus stickstoffreichen Pflanzen und Ernterückständen, einschliesslich der Grassilierung. Die Emissionen können durch Minderungsmassnahmen in allen obengenannten Bereichen verringert werden, jedoch mit unterschiedlicher Praxistauglichkeit, Effizienz und Kosten.

17. Die erste Fassung dieses Leitfadens (EB.AIR/1999/2) enthielt allgemeine Leitlinien zur Minderung von NH₃-Emissionen. Diese ursprüngliche Version wurde 2007 überarbeitet (ECE/EB.AIR/WG.5/2007/13). Die vorliegende Version ist eine weitere Überarbeitung und widerspiegelt den wissenschaftlichen und technologischen Stand von Anfang 2012.

18. In diesem Dokument werden die Strategien und Techniken für die Minderung von NH₃-Emissionen und N-Verlusten in drei Kategorien unterteilt:

(a) **Techniken und Strategien der Kategorie 1:** Gut erforschte, als praktikabel oder potenziell praktikabel betrachtete Techniken, für deren emissionsmindernde Wirkung zumindest auf experimenteller Ebene quantitative Daten vorliegen;

(b) **Techniken und Strategien der Kategorie 2:** Erfolgversprechende Techniken, die jedoch bislang nicht ausreichend erforscht wurden oder für die es immer schwierig sein wird, die emissionsmindernde Wirkung allgemein zu quantifizieren. Das bedeutet aber nicht, dass sie unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten nicht als Teil einer Strategie zur NH₃-Minderung eingesetzt werden können;

(c) **Techniken und Strategien der Kategorie 3:** Techniken, die sich noch nicht als wirksam erwiesen haben oder aus praktischen Gründen vermutlich ausgeschlossen werden.

19. Gemäss den verfügbaren Forschungsdaten können Techniken der Kategorie 1 als bereits für die Verwendung in Minderungsstrategien geprüft betrachtet werden. Techniken der Kategorien 2 und 3 können in Minderungsstrategien ebenfalls eingesetzt werden. Für diese Kategorien sollten die Protokollparteien, die sie nutzen, jedoch eine unabhängige Prüfung vorlegen, welche die von ihnen rapportierten NH₃-Emissionsminderungen belegen. Es ist zu beachten, dass die Kosten einer Technik bei der Klassifizierung nicht berücksichtigt werden. Angaben zu Kosten dienen lediglich dazu, Entscheidungen zum Einsatz der Techniken zu unterstützen.

20. Unabhängig davon wurde auf Ebene der Europäischen Union gemäss der Richtlinie über die Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU)³ (abgelöst im November 2011 durch die Richtlinie über Industrieemissionen)⁴ ein Leitfaden zur Verminderung einer Reihe von Schadstoffen aus der intensiven Geflügel- und Schweinehaltung erarbeitet. Dieses Referenzdokument «Beste verfügbare Techniken (BVT) der Intensivhaltung von Geflügel und Schweinen»⁵ wird derzeit überarbeitet. Das BVT-Referenzdokument und der vorliegende Leitfaden überschneiden sich nur teilweise, da die BVT nur für Schweine und Geflügel definiert wurden und nicht für Rindvieh, Schafe oder sonstige Nutztiere und auch nicht für die Ausbringung von Hofdünger oder Mineraldünger. Das vorliegende Dokument enthält umfassendere Informationen für Landwirtschaftsbetriebe und andere Sektoren, da es auch die NH₃-Emissionen aus der Ausbringung von Hofdünger und Mineraldünger sowie aus verschiedenen anderen Quellen thematisiert.

21. Zwischen den möglichen Massnahmen zur NH₃-Emissionsminderung auf den verschiedenen Stufen der Erzeugung und Verarbeitung von Hofdünger bestehen Wechselwirkungen, sodass sich die emissionsmindernde Wirkung von kombinierten Massnahmen nicht einfach addieren lässt. Die Emissionsbegrenzung bei der Ausbringung von Hofdünger ist besonders wichtig, da das Ausbringen in der Regel einen hohen Anteil der Gesamtemissionen aus der Tierhaltung ausmacht und die letzte Stufe in der Hofdüngerkette ist. Ohne eine Verringerung auf dieser Stufe besteht die Gefahr, dass ein grosser Teil der Verminderung im Stall oder bei der Hofdüngerlagerung, die häufig kostenintensiver ist, zunichte gemacht wird. Ebenso wird sich die Beschränkung von Emissionen bei der Ausbringung weniger positiv auf die Gesamtverluste auf dem Betrieb und die Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) auswirken, wenn grosse Verluste in Scheunen und Lagern auftreten. Wenn die N-Ausscheidung bei Nutztieren verringert wird, hat dies die grössten Auswirkungen auf die Emissionen; daher wurde dies in diesem Leitfaden hinzugefügt. Wegen dieser gegenseitigen Abhängigkeit sollten die Protokollparteien wo immer möglich Modelle verwenden, die die gesamten N-Massenströme berücksichtigen, um die Minderungsstrategien zu optimieren. Aus diesem Grund wurde der Gesamtkontext des Betriebs, einschliesslich der Tierfütterung, ebenfalls zu diesem Dokument hinzugefügt.

22. Viele Massnahmen können sowohl Kapitalinvestitionen als auch Betriebskosten verursachen (siehe Tabelle 1 (a) und (b)). Zusätzlich zu theoretischen Berechnungen, die auf Investitions- und Betriebskosten basieren, sollten soweit vorhanden aktuelle Kostendaten (z. B. Verrechnungsansätze von

³ EG-Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie)

⁴ EU-Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Dezember 2010 über Industrieemissionen (integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung)

⁵ engl.: BREF = Best available technique REFerence document); verfügbar unter:
<http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/irpp.html>

Lohnunternehmern) genutzt werden. Weiter sollte der Nutzen von Massnahmen ergänzend zur Berechnung der direkten Kosten soweit möglich berechnet werden. In vielen Fällen könnte der gesamthafte Nutzen für den Landwirt (z. B. geringerer Mineraldüngerbedarf, verbesserte agronomische Flexibilität, weniger Emissionen anderer Schadstoffe, abnehmende Beschwerden infolge Geruchsbelästigungen) die Kosten aufwiegen. Nicht in den Themenbereich dieses Leitfadens fällt der Vergleich der Nettokosten für den Landwirt (d. h. Kosten abzüglich Nutzen) im Bezug zu anderen Umweltnutzen (z. B. bessere Luft-, Wasser- und Bodenqualität, geringerer Biodiversitätsverlust, verminderte Beeinträchtigung des Klimas).

23. Die Kosten der einzelnen Massnahmen sind je nach Land verschieden. Es ist darauf hinzuweisen, dass aufgrund der Kostendegression manche emissionsmindernde Massnahmen unter Umständen auf grossen Betrieben kostenwirksamer sind als auf kleinen. Dies trifft vor allem für Techniken zu, die die Anschaffung von Geräten wie emissionsarme Gülleverteiler erfordern. In solchen Fällen sinken die Einheitskosten mit zunehmender Hofdüngermenge. Das sofortige Einarbeiten des ausgebrachten Hofdüngers kann für kleine Betriebe ebenfalls einen grösseren Kostenaufwand darstellen. Sowohl für die Ausbringung von Gülle als auch für die Einarbeitung von Hofdünger können die Kosten für kleine Betriebe häufig verringert werden, indem die Kosten für die Ausrüstung auf mehrere Betriebe verteilt werden, und zwar über den Einsatz von Lohnunternehmern, die Zugang zu geeigneter Ausrüstung haben, die manchmal lokal geplant und hergestellt wird. Daher könnte der obere Kostenbereich auch verringert werden, indem die Anstrengungen zur Emissionsminderung auf mittelgrosse und grosse Betriebe fokussiert werden.

Tabelle 1 (a)

Investitionsaufwand (CAPEX (Capital expenditure))⁶

<i>Posten</i>	<i>Bemerkungen</i>
Investitionen in ortsfeste Anlagen oder Maschinen	Zu ortsfesten Anlagen gehören Gebäude, Anlagen, Umbauarbeiten, Futterbehälter oder Abdeckungen für Hofdüngerlager. Zu Maschinen gehören Schneckenförderer für Futter, Feldgeräte zur Ausbringung von Hofdünger oder Anlagen zur Behandlung von Hofdünger usw.
Lohnkosten für die Installation	Lohnunternehmeransätze sind zu verwenden, falls diese üblich sind. Wenn für den Umbau das Betriebspersonal eingesetzt wird, sollte dessen Beschäftigung zum üblichen Stundensatz veranschlagt werden. Für den Arbeitsaufwand der Landwirte sind die Opportunitätskosten zu verrechnen.
Darlehen	Die den Landwirten gewährten Investitionsdarlehen sind abzuziehen.

⁶ CAPEX (Neubau) entspricht dem Investitionsaufwand für Neubauten, während CAPEX (Umbau) den Umbau oder die Renovierung bestehender Gebäude betrifft.

Tabelle 1 (b)

Jahresbetriebskosten (OPEX (Operational Expenditure)): durch die Einführung einer Technik anfallenden jährlichen Betriebskosten.

<i>Posten</i>	<i>Bemerkungen</i>
Die auf Jahresbasis umgerechneten Investitionskosten sollten die Lebensdauer der Investition berücksichtigen.	Standardformel verwenden. Abhängig von der wirtschaftlichen Nutzungsdauer. Bei Umbauarbeiten ist die verbleibende Lebensdauer der ursprünglichen Anlage zu berücksichtigen.
Durch die Investition anfallende Reparaturkosten sind zu berechnen.	Ein bestimmter Prozentsatz des Investitionsaufwands.
Veränderte Lohnkosten.	Zusätzliche Stunden × Stundenlohn.
Brennstoff- und Energiekosten.	Zusätzlicher Energiebedarf ist gegebenenfalls zu berücksichtigen.
Veränderung der tierischen Leistung.	Die Veränderung von Fütterungs- oder Haltungsverfahren kann sich auf die Leistung und damit auf die Kosten auswirken.
Kosteneinsparungen und Vorteile für die Produktion.	Häufig kann der Landwirt durch die Einführung neuer Techniken Kosten einsparen. Diese sollten möglichst quantifiziert werden. Vermiedene Geldstrafen für Umweltverschmutzung sind bei der Berechnung der Vorteile separat aufzuführen.

24. Wenn immer möglich werden die im vorliegenden Dokument aufgeführten Techniken im Vergleich zu einer «Referenztechnik» oder einer Situation ohne Emissionsminderung beschrieben und bewertet. Jedes Kapitel beginnt mit der Beschreibung der «Referenzsituation», in Bezug auf welche die prozentuale Emissionsminderung berechnet wird. In den meisten Fällen handelt es sich bei der «Referenz» um die derzeit häufigste Technik auf Praxisbetrieben in der UNECE-Region, die auch zur Erstellung eines Referenzinventars herangezogen wird.

25. Bei der Einführung neuer Massnahmen fallen häufig Kosten im Zusammenhang mit Ausbildung, Förderung und Betriebsgründung an, die hier nicht berücksichtigt werden. In den meisten Fällen gibt es beträchtlichen Zusatznutzen aus den Massnahmen, die nicht in den Kosten enthalten sind und die dem Wohlbefinden im landwirtschaftlichen Betrieb, aber auch der Öffentlichkeit zuträglich sind. Ein Beispiel dafür ist die abnehmende Geruchsbelästigung infolge geringerer Emissionen, von der die Gesellschaft profitiert (und die sogar den Tourismus fördern könnte) sowie die Landwirte und deren Familien. Die sekundären Kosteneinsparungen werden ebenfalls nicht in Betracht gezogen, z. B. weniger Verschmutzung und geringerer Energieverbrauch bei der Düngemittelherstellung dank der Emissionsminderung von NH₃ auf landwirtschaftlichen Betrieben. Einige Massnahmen (z. B. Hofdüngerinjektion, Mistabdeckung, Ansäuerung, Abluftwäscher) senken das Risiko der Verschmutzung der Gewässer mit Stickstoff, anderen Nährstoffen, Krankheitserregern und weiteren Schadstoffen.

II. Tierhaltung und neue Entwicklungen

26. Tierische Ausscheidungen in Nutztierställen, während der Lagerung, Aufbereitung und Ausbringung von Hofdüngern sowie auf Weiden sind in den meisten UNECE-Ländern die Hauptquelle der NH₃-Emissionen. Daher ist es unabdingbar, den Nutztiersektor kurz zu thematisieren.

27. Der Nutztiersektor leistet wichtige Beiträge zur weltweiten Lebensmittel- und Agrarwirtschaft sowie zur menschlichen Ernährung und Kultur: 40% des Werts der weltweiten landwirtschaftlichen Produktion bzw. 10–15% der gesamten Kalorienmenge sowie ein Viertel des Proteins in Nahrungsmitteln entfallen auf diesen Sektor. In den meisten Entwicklungsländern stellt er das am schnellsten wachsende

Segment des Landwirtschaftssektors dar. Es wird vom Nutztiersektor erwartet, dass er auf sichere Weise genügend Nahrung für wachsende städtische Bevölkerungsgruppen bietet, den Lebensunterhalt für fast eine Milliarde armer Produzenten liefert, die Nutzung nicht anbaufähiger Flächen ermöglicht, Landwirten für den Eigenbedarf Nahrungssicherheit bei Ernteausfällen bietet, Essensreste verwertet, mit Feldverlusten oder Rückständen umgehen kann und sogar Brennstoffe liefert, hofeigene Nährstoffe aufkonzentriert und wiederverwertet sowie globale öffentliche Güter im Zusammenhang mit Ernährungssicherheit, ökologischer Nachhaltigkeit und öffentlicher Gesundheit bereitstellt (Geers und Madec, 2006; FAO, 2009; Steinfeld et al., 2010).

28. Während Nutztiere für die Gesellschaft zahlreiche nützliche Funktionen haben und die weltweite Nachfrage nach Milch-, Fleisch- und Eierzeugnissen in den nächsten Jahrzehnten weiterhin zunehmen wird, steigt der Druck auf (intensive) Tierhaltungssysteme, immer umweltschonender zu werden. Der Nutztiersektor ist einer der weltweit grössten Landnutzer und war mitverantwortlich für die Abholzung und Biodiversitätsverluste (Steinfeld et al., 2006; FAO, 2009; Steinfeld et al., 2010). Zudem ist er einer der grössten Verbraucher von Süsswasser, insbesondere durch die Tierfutterproduktion, während in einigen Gebieten zunehmend Süsswasserknappheit herrscht. Die Tierhaltung ist eine Hauptquelle von NH_3 und der Treibhausgase Methan (CH_4) und Lachgas (N_2O). Die NH_3 -Emissionen stammen hauptsächlich aus den N-Ausscheidungen der Nutztiere. NH_3 -Emissionen aus der Tierhaltung hängen von der Art, der Anzahl und dem genetischen Potenzial der Tiere, der Fütterung und der Tierhaltung sowie von der Technologie der Stallungen und der Hofdüngerbewirtschaftung ab (Bouwman et al., 1997; Steinfeld et al., 2006; Oenema et al., 2008). Nutztiere dominieren den Bedarf an reaktivem N in Europa. Beispielsweise werden gemäss dem *European Nitrogen Assessment* schätzungsweise 85 % des geernteten Stickstoffs für die Fütterung der Nutztiere verwendet, während nur 15 % direkt in die menschliche Ernährung fliessen (Sutton et al., 2011).

29. Nutztierhaltungssysteme können grob eingeteilt werden in (a) Weidesysteme, (b) gemischte Systeme und (c) vollständig begrenzte flächenunabhängige oder industrielle Systeme (z. B. Seré und Steinfeld, 1996). Weidesysteme sind vollständig flächenbasierte Systeme mit Besatzdichten von weniger als einem oder zwei Grossvieheinheiten pro Hektare, abhängig von der Grünlandproduktivität. In gemischten Systemen stammt ein signifikanter Anteil des Produktionswerts aus anderen Aktivitäten als der tierischen Produktion und häufig wird ein Teil des Tierfutters importiert. Industrielle Systeme verfügen über Besatzdichten von über zehn Grossvieheinheiten pro Hektare und sind primär von einer externen Versorgung bei Futter, Energie und anderen Inputs abhängig. In industriellen Systemen werden 0 bis 10% der Trockensubstanz, die den Tieren verfüttert wird, auf dem Hof produziert. Relevante Indikatoren für Tierhaltungssysteme sind die Tierdichte in Tiereinheiten pro Hektare (Schweiz: Grossvieheinheiten GVE) und kg Milch oder Fleisch/ha/Jahr. Ein üblicher und nützlicher Faktor für den Druck auf die Umwelt ist die Gesamtausscheidung von N oder P durch den Tierbestand pro Hektare pro Jahr (z. B. Menzi et al., 2010).

30. In jeder Nutztierkategorie kann zwischen konventioneller und biologischer Landwirtschaft unterschieden werden. Zudem gibt es häufig einen Unterschied zwischen intensiven und extensiven Systemen. Intensive Tierhaltungssysteme zeichnen sich durch einen hohen Output von Fleisch, Milch und Eiern pro Einheit landwirtschaftlicher Nutzfläche (LN) und pro Grossvieheinheit aus, was häufig mit einer hohen Besatzdichte pro Einheit LN zusammenfällt. Dies wird im Allgemeinen durch eine hohe Effizienz bei der Umwandlung von Tierfutter in tierische Erzeugnisse erreicht. Weil intensive Tierhaltungssysteme in der Lage sind, rasch auf eine steigende Nachfrage nach kostengünstigen tierischen Erzeugnissen zu reagieren, stammt ein überwiegender Teil der weltweiten Schweinefleisch-, Geflügelfleisch- und Eierproduktion (56, 72 bzw. 61%) sowie ein signifikanter Anteil der Milchproduktion aus solchen Systemen (Steinfeld et al., 2006; FAO, 2009).

31. Früher wurden die meisten tierischen Erzeugnisse, die von Menschen konsumiert wurden, lokal hergestellt, indem lokal produziertes Tierfutter verfüttert wurde. Heute werden viele tierische Erzeugnisse, die von Menschen in städtischen Gebieten konsumiert werden mit Tierfutter hergestellt, das von ausserhalb der Tierproduktionsgebiete importiert wird. Dies ist insbesondere für Schweinefleisch- und Geflügelerzeugnisse der Fall. Dies führt dazu, dass zwischen den Gebieten, in denen Tierfutter hergestellt wird, den Gebieten mit Schweinefleisch- und Geflügelproduktion und dem Ort, wo das tierische Erzeugnis konsumiert wird, immer häufiger grössere Distanzen liegen. Diese Trennung wurde durch die Entwicklung effizienter Transportinfrastruktur und den relativ geringen Preis für fossile Energieträger möglich; der Transport von konzentriertem Futter ist im Vergleich zu anderen Produktionskosten günstig. Auch der Transport von Fleisch- und Eierzeugnissen ist kostengünstiger geworden. Die Entflechtung von Tierfuttermittelherstellung und Tierhaltung wirkt sich wesentlich auf die sachgerechte Wiederverwertung und das Bewirtschaftung von Hofdünger aus (FAO, 2009; Steinfeld et al., 2010 und Referenzen darin).

32. Die Nahrungsmittelproduktion wird immer häufiger als Produktionskette organisiert, wobei sich regionale Cluster bilden, um die Kosten für Produktion, Verarbeitung und Lieferung zu minimieren. Tierfutter ist der wichtigste Produktionsfaktor für die Nutztierhaltung, danach folgen Arbeitskräfte, Energie, Wasser und Dienstleistungen. Die Produktionskosten variieren je nach Standort innerhalb eines Landes stark, aber auch über Länder und Kontinente hinweg. Der Zugang zu Technologie, Arbeitskräften und Know-how ist ebenfalls ungleich verteilt – das gilt auch für die Fähigkeit, auf im Wandel begriffene Umgebungen und Marktänderungen zu reagieren. Es gibt weiter institutionelle und kulturelle Muster, die die Produktionskosten, den Zugang zu Technologien und die Transaktionskosten beeinflussen. Die Kombination dieser Faktoren führt dazu, dass Tierhaltungssysteme grösser, spezialisierter und intensiver werden (FAO, 2009; Steinfeld et al., 2010).

33. Tierhaltungssysteme sind wegen der kontinuierlichen Entwicklungen und Veränderungen von Technologie, Märkten, Transport und Logistik dynamische Systeme. Nutztierprodukte werden immer mehr zu «globalen Rohstoffen», und Tierhaltungssysteme operieren in einem «offenen», höchst wettbewerbsintensiven, globalen Markt. Diese Entwicklungen werden durch die Nachfrage nach kostengünstigen tierischen Erzeugnissen gefördert, die wegen der zunehmenden städtischen Bevölkerung und dem vermehrten Pro-Kopf-Verbrauch von tierischen Erzeugnissen steigt, obwohl es grosse wirtschaftliche und regionale Unterschiede gibt, auch zwischen den Kontinenten. Die zusätzliche Nachfrage nach Nutztierprodukten konzentriert sich auf die städtischen Zentren (FAO, 2009; Steinfeld et al., 2010).

34. Die rasche Entwicklung bei Tierhaltungssystemen wirken sich stark auf die NH_3 -, N_2O - und CH_4 -Emissionen dieser Systeme in die Atmosphäre sowie auf die Auswaschung und den Abfluss von N in Gewässer aus. Emissionsminderungsstrategien müssen solchen Entwicklungen Rechnung tragen und neuen Entwicklungen vorgreifen, so dass sie auch künftig effektiv und effizient sind.

III. Stickstoffmanagement unter Berücksichtigung des gesamten Stickstoffkreislaufs

35. Neben Land, Arbeitskräften und Kapital (Technik) wird das Management oft als «vierter Produktionsfaktor» bezeichnet. Seine Bedeutung für die wirtschaftliche und umweltbezogene Leistung der Landwirtschaft ist beträchtlich. Management wird im Allgemeinen definiert als «eine kohärente Reihe von Tätigkeiten, um Ziele zu erreichen». Stickstoffmanagement kann wie folgt definiert werden: «eine kohärente Reihe von Tätigkeiten im Zusammenhang mit dem Umgang und der Zuteilung von N in Landwirtschaftsbetrieben, um agronomische und umweltbezogene/ökologische Ziele zu erreichen» (z. B. Oenema and Pietrzak, 2002). Die agronomischen Ziele beziehen sich auf Ernteerträge und -qualität sowie auf tierische Leistung im Zusammenhang mit Tierschutz. Die umweltbezogenen/ökologischen Ziele beziehen sich auf die Minimierung von N-Verlusten in der Landwirtschaft. «Unter Berücksichtigung des gesamten Stickstoffkreislaufs» betont die Notwendigkeit, alle Aspekte der Stickstoffumsetzungen in Betracht zu ziehen, auch bei der NH_3 -Emissionsminderung, um Verlagerungen zwischen verschiedenen

Umweltkompartimenten zu verhindern. Obwohl andere Schadstoffe und Auswirkungen hier nicht berücksichtigt werden, sind sie ebenfalls zu vermeiden. Stickstoffmanagement kann als «Software» und «Orgware» betrachtet werden, während die Techniken als «Hardware» der Stickstoffemissionsminderung gelten könnten. Daher ist Stickstoffmanagement in Verbindung mit der eingesetzten Technik zu betrachten.

36. Innerhalb der geografischen Region der UNECE variiert das Stickstoffmanagement erheblich, und dementsprechend werden auch die NH₃-Emissionen variieren. Im Allgemeinen nehmen die Emissionen tendenziell ab, wenn:

- (a) Alle N-Quellen auf dem Betrieb in einem zusammenhängenden Blickwinkel für den gesamten Betrieb und für den N-Kreislauf betrachtet werden;
- (b) Alle N-Quellen auf geeignete Art und Weise gelagert und eingesetzt werden;
- (c) N-Mengen streng im Einklang mit den Bedürfnissen der wachsenden Pflanzen und Tiere eingesetzt werden;
- (d) N-Quellen rechtzeitig, mit geeigneten Techniken, in geeigneten Mengen und am richtigen Ort verwendet werden;
- (e) Alle möglichen N-Verlustpfade auf kohärente Art und Weise betrachtet werden.

Weitere Angaben zum «Stickstoffmanagement unter Berücksichtigung des gesamten Stickstoffkreislaufs» sind in Anhang I enthalten.

37. *Referenzsituation.* Als Referenz wird ein Betrieb betrachtet, der das Stickstoffmanagement nicht plant und keine N-Bilanz einsetzt. Spezifische Unterschiede im Stickstoffkreislauf erfordern eine Unterscheidung zwischen verschiedenen Betriebssystemen, wie:

- (a) Spezialisierte Betriebe mit Pflanzenanbau, die weiter unterteilt werden in:
 - (i) Ackerbau;
 - (ii) Gemüsebau;
 - (iii) Obstbau.
- (b) Grünlandbasierte Wiederkäuerbetriebe, die weiter unterteilt werden in:
 - (i) Milchvieh;
 - (ii) Mastrinder;
 - (iii) Schafe und/oder Ziegen;
 - (iv) andere Tiere (Büffel, Bisons, Hirsche usw.).
- (c) Gemischte Betriebe mit Pflanzenbau und Tierproduktion mit den folgenden Haupttierkategorien
 - (i) Milchvieh;
 - (ii) Mastrinder;
 - (iii) Schweine;
 - (iv) Geflügel;
 - (v) Sonstige Tiere.
- (d) Spezialisierte flächenunabhängige Systeme mit
 - (i) Milchvieh;
 - (ii) Mastrindern;
 - (iii) Schweinen;
 - (iv) Geflügel;
 - (v) sonstigen Tieren.

Strategien der Kategorie 1

38. Die Einführung eines effektiven Stickstoffmanagements auf Betriebsebene ist eine wirkungsvolle Strategie zur Steigerung der Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) und zur Verringerung der N-Verluste dar. Dies bedingt die alljährliche Implementierung einer iterativen Kombination (Zyklus) von gebräuchlichen Managementaktivitäten:

- (a) Analyse
 - (i) des N-Bedarfs von Pflanzen und Tieren;
 - (ii) der verfügbaren N-Quellen;
 - (iii) der Lagerungsbedingungen und möglicher Lecks;
 - (iv) der verfügbaren Techniken, Methoden, Verfahren zur effizienten N-Nutzung.
- (b) Fällen von Entscheidungen, einschliesslich:
 - (i) der Entwicklung von Optionen basierend auf den vorherigen Analysen;
 - (ii) der Beurteilung der Auswirkungen der diversen Optionen; und
 - (iii) der Auswahl der besten Option zur Erreichung der agronomischen sowie der der umweltbezogenen Ziele.
- (c) Planung, einschliesslich:
 - (i) der groben Erarbeitung der Punkte, die es zu erledigen und zu messen gilt: wann und wo und wie und mit wie viel;
 - (ii) der Erstellung der aktuellen Planung, die die verfügbaren Nährstoffe so zuweist, dass bei minimaler Umweltbelastung und bei Einhaltung der umweltbezogenen Einschränkungen maximaler wirtschaftlicher Nutzen resultiert.
- (d) Ausführung, d. h.
 - (i) die Umsetzung der Stickstoffmanagementplanung in der Praxis;
 - (ii) die Berücksichtigung der aktuellen Umweltbedingungen;
 - (iii) die Berücksichtigung der besten Managementrichtlinien und -empfehlungen.
- (e) Überwachung und Kontrolle, d. h.
 - (i) Sammeln von Daten zu Ertrag und N-Gehalten;
 - (ii) Erstellung von N-Input-Output-Bilanzen.
- (f) Bewertung (Überprüfung und Kontrolle des Erreichten im Vergleich zu den gesteckten Zielen), einschliesslich:
 - (i) N-Überschuss;
 - (ii) Stickstoffnutzungseffizienz (NUE).

39. Die N-Input-Output-Bilanz (sie wird auch Hoftorbilanz genannt) kann als das Überwachungstool bezeichnet werden, das dabei hilft, das Stickstoffmanagement zu verbessern (z. B. Jarvis et al., 2011). Sie führt auf Betriebsebene alle N-Inputs und -Outputs in genutzten Produkten auf. Die Differenz zwischen den gesamten N-Inputs und -Outputs ist der N-Überschuss, während das Verhältnis zwischen dem gesamten N-Output in genutzten Produkten und dem gesamten N-Input ein Mass für die NUE darstellt. Der N-Überschuss ist ein Indikator für den Druck auf die Umwelt und wird als N pro ha pro Jahr ausgedrückt. Die NUE ist ein Indikator für die Effizienz der Ressourcennutzung (wie viel Protein-N in der Nahrung pro N-Inputeinheit produziert wird), der in kg pro kg gemessen wird (Doberman, 2007). Beide Faktoren, N-Überschuss und NUE, hängen stark vom Bewirtschaftungssystem und

Managementlevel ab. Indikative Zielwerte können für N-Überschuss und NUE festgelegt werden, auch hier abhängig vom Bewirtschaftungssystem und vom Managementlevel. In einigen Ländern können Angaben zur N-Bilanz von Betrieben, zu N-Überschuss und NUE als vertraulich eingestuft werden.

40. N-Input-Output-Bilanzen werden in der Forschung schon seit über 100 Jahren eingesetzt und auf Betrieben in einigen Ländern nun bereits seit über 10 Jahren, und zwar auch als Vollzugsinstrument. Es gibt jedoch weniger Erfahrung mit der Verwendung von N-Input-Output-Bilanzen als Instrument zur spezifischen Minderung von NH₃-Emissionen. Die Effektivität von N-Input-Output-Bilanzen zur NH₃-Emissionsminderung ist auf Betrieben mit hoher Besatzdichte am grössten. Die Erstellung von N-Input-Output-Bilanzen auf Betriebsebene erfordert Wissen über Buchhaltung im Allgemeinen sowie über N-Inputs und -Outputs. Die Erfahrung hat gezeigt, dass diese Bilanzen von den Landwirten gut verstanden werden und daher leicht in der Kommunikation sowie zum Vergleichen von verschiedenen Betrieben und deren Leistungen verwendet werden können. Dies ist insbesondere so, weil eine Verbesserung der N-Bilanz für Landwirte den Grundstein legt, um Kosteneinsparungen beim Kauf von Mineraldüngern zu erzielen. Aber auch bei Biobetrieben, die keinen Mineraldünger einsetzen, führt eine bessere N-Bilanz dazu, dass N als knappe Ressource auf dem Betrieb besser genutzt wird.

41. N-Überschuss und NUE hängen vom Bewirtschaftungssystem und von den agronomischen und umweltbezogenen Zielen ab. Daher sind die Zielwerte für N-Überschuss und NUE spezifisch für den Bewirtschaftungstyp und müssen aus einer regionalen Perspektive betrachtet und beurteilt werden.

42. Der Fortschritt im Stickstoffmanagement kann auf der Grundlage der zeitlichen Veränderungen von N-Überschuss und NUE für einen spezifischen Betrieb oder einer Gruppe von Betrieben bewertet werden. Es sollte ein Fünfjahreszeitraum in Betracht gezogen werden, um den Schwankungen von Jahr zu Jahr bei den Wetterbedingungen oder gelegentlichen Verlusten Rechnung zu tragen. Ein verbessertes Stickstoffmanagement wird sich in sinkendem N-Überschuss und steigender NUE niederschlagen. Diese Verbesserung kann sich fortsetzen, bis ein Level von «Best Management Practice» erreicht ist. Dieser «Best Management Level» wird im Allgemeinen durch Versuchsbetriebe oder von den praktischen Betrieben im oberen 5-Perzentil-Bereich festgelegt. Daher kann sich die Effizienz des Stickstoffmanagements weiter verbessern, bis die Betriebe den Level erreichen, der von den besten Betrieben im oberen 5-Perzentil-Bereich erreicht wurde. Betriebe in Dänemark und den Niederlanden konnten Verringerungen des N-Überschusses und Zunahmen bei der NUE in der Grössenordnung von 30% in 5-Jahres-Zeiträumen und von 50% in 10-Jahres-Zeiträumen erzielen (z. B. Mikkelsen et al., 2010; Oenema et al., 2011). Weitere Verringerungen des N-Überschusses und Zunahmen der NUE verlangsamten sich erheblich, sobald ein «Best Management Practices»-Level erreicht wurde.

43. Indikative Zielwerte für N-Überschuss und NUE werden in Tabelle 2 dargestellt. Dabei ist zu beachten, dass die NUE umgekehrt und nicht-linear mit dem N-Überschuss korreliert ist.

Tabelle 2:
Indikative Bereiche für angestrebten N-Überschuss und NUE in Abhängigkeit von Bewirtschaftungssystem, Pflanzenart und Tierkategorien.

<i>Bewirtschaftungssysteme</i>	<i>Arten/Kategorien</i>	<i>NUE kg N/kg N</i>	<i>N-Überschuss kg/ha/Jahr</i>	<i>Bemerkungen</i>
Spezialisierte Anbausysteme	Ackerbau	0,6–0,9	0–50	Getreide hat eine hohe NUE; Hackfrüchte haben eine niedrige NUE
	Gemüsebau	0,4–0,8	50–100	Blattgemüse hat eine niedrige NUE
	Obstbau	0,6–0,9	0–50	
Grünland-basierte Wiederkäuersysteme	Milchvieh	0,3–0,5	100–150	Hohe Milchleistung, hohe NUE; Geringer Tierbesatz, geringer N-Überschuss Vorhandensein von Leguminosen verbessert NUE
	Mastrinder	0,2–0,4	50–150	Kalbfleischerzeugung, hohe NUE; 2-jährige Mastrinder, niedrige NUE
	Schafe und Ziegen	0,2–0,3	50–150	
Gemischte Systeme mit Pflanzen-/Tierproduktion	Milchvieh	0,4–0,6	50–150	Hoher Milchertrag, hohe NUE; Kraftfutterbasierte Fütterung, hohe NUE
	Mastrinder	0,3–0,5	50–150	
	Schweine	0,3–0,6	50–150	
	Geflügel	0,3–0,6	50–150	
	Sonstige Tiere	0,3–0,6	50–150	
Flächen-unabhängige Systeme	Milchvieh	0,8–0,9	n. z. *)	N-Output über Milch, Tiere und Hofdünger entspricht ~ N-Input; N-Überschuss besteht aus Verlusten von gasförmigem N aus Stallungen und Lagern.
	Mastrinder	0,8–0,9	n. z.	
	Schweine	0,7–0,9	n. z.	
	Geflügel,	0,6–0,9	n. z.	
	Sonstige Tiere	0,7–0,9	n. z.	

* Nicht zutreffend, da diese Betriebe grundsätzlich kein Land haben. Der N-Überschuss kann jedoch in kg pro Betrieb pro Jahr ausgedrückt werden. Falls alle tierischen Erzeugnisse, einschliesslich Hofdünger und aller Rückstände und Abfälle, exportiert werden, kann der angestrebte N-Überschuss zwischen 0 und 1000 kg pro Betrieb pro Jahr betragen, je nach Betriebsgrösse und Verlusten an gasförmigem N.

44. Die indikativen Kosten für die Erstellung einer N-Input-Output-Bilanz belaufen sich auf 200 bis 500 € pro Betrieb pro Jahr, je nach Bewirtschaftungssystem und der Unterstützung von Buchführung und/oder Beratungsdienstleistungen. Hinweis: Die Kosten in Verbindung mit Ausbildung, Förderung und Inbetriebnahme werden hier nicht berücksichtigt. In einigen Ländern kann die Verfügbarkeit von Daten in der Praxis eine Einschränkung für Betriebe darstellen, wahrscheinlich aber nicht für "Modellbetriebe" und "Pilotbetriebe". Die Kosten gehen mit der Zeit tendenziell zurück (Lerneffekt).

45. Die Nettokosten für die Optimierung des Stickstoffmanagements und somit für die Steigerung der NUE und die Verringerung des N-Überschusses liegen bei –1 bis +1 € pro kg N (Reis, in Vorbereitung). Die Nettokosten resultieren aus den Einsparungen bei Düngemitteln und aus einer höheren Produktionsleistung und die Bruttokosten beziehen sich auf Kosten für Probenahmen und Analysen, Ausbildung und Beratung.

46. Nationale N-Bilanzen bieten Einblick in: (a) die N-Kosten der Nahrungsmittelproduktion, (b) N-Verluste im Zusammenhang mit der Nahrungsmittelproduktion auf nationaler Ebene und (c) mögliche Optionen zur Verbesserung der NUE auf nationaler Ebene. Nationale N-Bilanzen dienen, wenn sie in kg pro ha pro Jahr ausgedrückt sind, ebenfalls als Instrument zum Vergleich der Landwirtschaftssektoren der verschiedenen Länder der UNECE-Region und zur Beurteilung des Fortschritts im Hinblick auf geringere Gesamtverluste aus nationalen Stickstoffkreisläufen. Einheitliche Formate und Verfahren (online) wurden für die Erstellung solcher nationalen N-Bilanzen definiert. Die Kosten für die Erstellung einer nationalen N-Bilanz belaufen sich auf 10'000 bis 100'000 € pro Jahr, je nach Verfügbarkeit der statistischen Daten. Zu beachten ist, dass die Kosten in Verbindung mit Ausbildung, Förderung und Inbetriebnahme hier nicht berücksichtigt werden. In einigen Ländern kann die Verfügbarkeit von Daten eine Einschränkung darstellen. Ein separater Leitfaden mit den Methoden zur Berechnung nationaler N-Bilanzen wurde von der Arbeitsgruppe Reaktiver Stickstoff (Task Force on Reactive Nitrogen) erarbeitet und vom Exekutivorgan verabschiedet (ECE/EB.AIR/119)⁷.

IV. Tierfütterungsstrategien

47. Verluste an gasförmigem N aus der Tierhaltung stammen aus dem Kot und Urin der Nutztiere. Die Zusammensetzung der Ration sowie das Fütterungsmanagement wirken sich stark auf die tierische Leistung sowie auf die Zusammensetzung von Kot und Urin aus und folglich auch auf die NH₃-Emissionen. Dieses Kapitel beschäftigt sich insbesondere mit Fütterungsstrategien zur Verringerung der NH₃-Emissionen. Weitere Informationen über «Fütterungsstrategien» sind in Anhang II enthalten.

48. *Referenzverfahren:* Die in diesem Kapitel beschriebenen Emissionsminderungsstrategien werden nicht in Bezug auf eine einheitlichen Referenz-Fütterungsstrategie (oder ohne Emissionsminderung oder Basiswert) definiert und beurteilt, weil diese in den verschiedenen UNECE-Ländern unterschiedlich ist. Es ist zwischen verschiedenen Tierkategorien zu unterscheiden, da die Anforderungen an die Tierfütterung sowie die resultierende N-Ausscheidung je nach Tierkategorie stark variieren.

49. Eine der kosteneffizientesten und strategisch sinnvollsten Methoden zur Verringerung der NH₃-Emissionen ist eine proteinarme Tierfütterung. Bei jeder Senkung des Proteingehalts des Futtermittels um ein % (absoluter Wert) sinken die NH₃-Emissionen aus Stallungen, Hofdüngerlagerung und der Ausbringung von Hofdünger um 5 bis 15%, abhängig vom pH-Wert von Urin oder Dung. Bei einer proteinarmen Tierfütterung gehen auch die N₂O-Emissionen zurück, und die NUE der Tierhaltung steigt. Ausserdem werden die Tiergesundheit und der Tierschutz nicht tangiert, solange der Bedarf an Aminosäuren gedeckt ist.

50. Eine proteinarme Tierfütterung ist insbesondere anwendbar bei Tieren in Stallhaltung und nicht auf grünlandbasierte Systeme mit Weidetieren, weil sich das Gras dort in einem frühen physiologischen Wachstumsstadium befindet und daher reich an abbaubarem Protein ist. Zudem hat Gras aus Grünlandbeständen mit Leguminosen (z. B. Klee und Luzerne) einen relativ hohen Proteingehalt. Es gibt zwar Strategien zur Senkung des Proteingehalts in Grünfütter (ausgewogene N-Düngung, Weiden/Ernten des Grünlands zu einem späteren Stadium des physiologischen Wachstums usw.) und in der Rationenzusammensetzung von grünlandbasierten Systemen (proteinarmes Ergänzungsfutter), doch diese können nicht immer vollständig angewandt werden.

51. Die Kosten von Tierfütterungsstrategien zur Verringerung des NH₃-Verflüchtigungspotenzials der tierischen Ausscheidungen durch Anpassung des Rohproteingehalts hängen von der ursprünglichen Futterzusammensetzung sowie von den Preisen der Futtermittelbestandteile auf dem Markt ab. Im Allgemeinen liegen die Kosten zwischen -2 und +2 € pro kg NH₃-N-Minderung, d. h. es gibt potenzielle Nettogewinne und potenzielle Nettokosten. Üblicherweise steigen die Kosten, wenn der Zielwert zur

⁷ Guidance document on national nitrogen budgets (ECE/EB.AIR/119); verfügbar unter: <http://www.unece.org/environmental-policy/treaties/air-pollution/guidance-documents-and-othermethodological-materials/gothenburg-protocol.html>

Senkung des NH₃-Verflüchtigungspotenzials steigt. Die steigenden Grenzkosten sind teilweise mit den Kosten für den Zusatz von synthetischen Aminosäuren im Vergleich zur Verwendung von Sojabohnen korreliert. Die Kosten für den Zusatz von Aminosäuren gehen tendenziell zurück; sie steigen, wenn der Zielproteingehalt im Futtermittel gesenkt wird (siehe auch Anhänge I und II).

Fütterungsstrategien der Kategorie 1 für Milchvieh und Mastrinder

52. Die Senkung des Rohproteingehalts (RP) bei den Futtermitteln für Wiederkäuer ist eine effektive Strategie der Kategorie 1 zur Minderung von NH₃-Verlusten. Es gelten die folgenden Leitlinien (Tabelle 3):

(a) Der durchschnittliche RP-Gehalt von Futtermitteln für Milchvieh sollte 15 bis 16% in der Trockensubstanz (TS) nicht überschreiten (Broderick, 2003; Svenson, 2003). Für Mastrinder über 6 Monaten könnte der Gehalt weiter auf 12% gesenkt werden;

(b) Die Phasenfütterung kann so angewandt werden, dass der RP-Gehalt der Futtermittel für Milchvieh von 16% TS direkt vor dem Abkalben und in der frühen Laktation auf unter 14% in der späten Laktation und dem Hauptteil der Trockenperiode gesenkt wird;

(c) Die Phasenfütterung kann auch bei Mastrindern so angewandt werden, dass der RP-Gehalt der Ration schrittweise von 16 auf 12% reduziert wird.

Tabelle 3:

Indikative Zielwerte für den Rohproteingehalt (RP), in % der Trockensubstanz der Ration, und resultierende Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) von Rindvieh (in kg/kg)

Rindviehkategorie	RP (%)*	NUE (kg/kg)
Milch + Erhaltungsbedarf, frühe Laktation	15–16	0,30
Milch + Erhaltungsbedarf, späte Laktation	12–14	0,25
Nicht laktierende Milchkühe	13–15	0,10
Kälber	17–19	0,45
Rinder <3 Monate	15–16	0,30
Rinder 3–18 Monate	13–15	0,15
Rinder >18 Monate	12	0,05

* Die hier aufgeführten Werte können als «hohes Anspruchsniveau» betrachtet werden.

53. In vielen Teilen der Welt erfolgt die Rindviehproduktion vollständig oder teilweise grünlandbasiert. In solchen Systemen bilden proteinreiches Gras und proteinreiche Grasprodukte einen signifikanten Anteil der Fütterung, und die in Tabelle 3 aufgeführten Zielwerte für Rohprotein können daher infolge des hohen RP-Gehalts des Grases nur schwer erreicht werden. Der RP-Gehalt von frischem Gras im Weidestadium (2000–2500 kg TS pro ha) bewegt sich häufig zwischen 18 und 20% (oder sogar höher, insbesondere wenn Leguminosen vorhanden sind), der RP-Gehalt von Grassilage liegt oft zwischen 16 und 18% und von Heu zwischen 12 und 15% (z. B. Whitehead, 2000). Der RP-Gehalt von Silomais liegt nur bei rund 7 bis 8%. Daher enthält eine grasbasierte Ernährung häufig einen Proteinüberschuss, und das Ausmass der resultierenden hohen N-Ausscheidung hängt stark vom Anteil von Gras, Grassilage und Heu der Ration sowie vom Proteingehalt dieser Futtermittel ab. Der Proteinüberschuss und die resultierende N-Ausscheidung sowie die NH₃-Verluste sind am höchsten bei Sommerrationen, die ausschliesslich Gras (oder Gras und Leguminosen) enthalten, besonders beim Weiden auf jungen, intensiv gedüngten Gras- oder Gras/Leguminosenbeständen. Weil der von Weidetieren ausgeschiedene Harn üblicherweise im Boden versickert, bevor wesentliche NH₃-Emissionen auftreten können, sind die gesamten NH₃-Emissionen pro Tier bei der Weidehaltung weniger hoch als bei der Stallhaltung, wo die Ausscheidungen gesammelt, gelagert und ausgebracht werden.

54. Die NH_3 -Emissionsminderung, die durch die Verlängerung der Weidezeit pro Jahr erzielt werden kann, hängt unter anderem von der Referenz (Emissionen von nicht weidenden Tieren), der Verweildauer auf der Weide und dem Niveau der Stickstoffdüngung der Weide ab. Die Möglichkeit, die Weidedauer zu verlängern, ist häufig durch Bodenbeschaffenheit, Topografie, Betriebsgrösse und -struktur (Entfernungen), klimatische Verhältnisse usw. eingeschränkt. Auch ist festzuhalten, dass andere Formen von N-Emissionen (z. B. Nitrat-N-Auswaschung und N_2O -Emissionen) zunehmen können, wenn die Tiere mehr Zeit auf der Weide verbringen. Wegen des klaren und gut quantifizierten Einflusses auf die NH_3 -Emissionen kann die Ausdehnung der Weidezeit auf den ganzen Tag als Emissionsminderungsstrategie der Kategorie 1 eingestuft werden, die jedoch von der Weidedauer abhängt (siehe auch die Abschnitte 68, 196 und 197). Das tatsächliche Minderungspotenzial hängt von der Ausgangslage der Tierhaltungssysteme in jedem Land ab. Bei einer Veränderung der Dauer der partiellen Stallhaltung (z. B. Weideaufenthalt nur tagsüber) sind die Auswirkungen weniger gewiss, weshalb diese Strategie in die Kategorie 2 eingestuft wird. Das Abwechseln zwischen reiner Stallhaltung und Weidegang während eines Teils des Tages trägt weniger zur Minderung der NH_3 -Emissionen bei als die Umstellung auf reine Weidehaltung (24 Stunden), da Ställe und Lager verunreinigt bleiben und weiterhin NH_3 emittieren. Es wird davon ausgegangen, dass sich das Weidesystem (Koppelweide, Umtriebsweide, Kurzrasenweiden) nur wenig zusätzlich auf die NH_3 -Verluste auswirkt; daher wird diese Strategie in die Kategorie 3 eingeordnet.

55. Im Allgemeinen wird die Erhöhung des Energie-Protein-Verhältnisses bei der Fütterung durch die Verwendung «älteren» Grases (höhere Wuchshöhe des Bestands) oder anderer proteinarmer Raufutterkomponenten und/oder die Ergänzung von Gras durch hochenergetische Futtermittel (z. B. Silomais) der Kategorie 1 zugeordnet. Doch für grünlandbasierte Wiederkäuerhaltungssysteme kann die Umsetzbarkeit dieser Strategien beschränkt sein, da älteres Gras die Fütterungsqualität verschlechtern kann, insbesondere wenn die Bedingungen für die Erzeugung von hochenergetischen Futtermitteln ungünstig sind (z. B. bei warmem Klima) und diese daher gekauft werden müssen. So wäre die vollständige Nutzung der Grasproduktion nicht mehr gewährleistet (falls einschränkende Bedingungen für die Produktion gelten, z. B. Milchkontingentierung oder Beschränkungen der Besatzdichte). Daher wird die Verbesserung des Energie-Protein-Gleichgewichts bei grünlandbasierten Betrieben ohne Möglichkeit, hochenergetische Futtermittel anzubauen, der Kategorie 2 zugeordnet.

Fütterungsstrategien der Kategorie 1 für Schweine

56. Zu den Fütterungsmassnahmen in der Schweineproduktion gehören die Phasenfütterung, die Formulierung von Rationen basierend auf der Verdaulichkeit/Verfügbarkeit der Nährstoffe, der Einsatz proteinreduzierter Rationen mit Zusatz reiner Aminosäuren sowie Futtermittelzusatzstoffe/Futterzusätze. Diese Verfahren werden alle in die Kategorie 1 eingestuft. Weitere Techniken werden derzeit untersucht, z. B. unterschiedliche Fütterung für männliche (Eber und kastrierte männliche Tiere) und weibliche Tiere; diese könnten in Zukunft zusätzlich verfügbar sein.

57. Der Rohproteingehalt in einer Schweineration lässt sich reduzieren, indem die Aminosäureversorgung durch den Zusatz von reinen Aminosäuren (z. B. Lysin, Methionin, Threonin, Tryptophan) oder speziellen Futtermittelkomponenten optimiert wird, unter Berücksichtigung der besten verfügbaren Informationen über «ideales Protein» und Verwendung von Ergänzungsmitteln.

58. Je nach Schweineproduktionskategorie und ursprünglichem Ausgangswert kann eine Verringerung des Rohproteingehalts im Futtermittel um 2 bis 3% erreicht werden. Die daraus resultierende Spanne an Rohproteingehalten ist Tabelle 4 zu entnehmen. Die in der Tabelle aufgeführten Werte sind indikative Zielwerte und müssen eventuell den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten angepasst werden. Es hat sich gezeigt, dass eine Verringerung des Rohproteingehalts im Futter von Mastschweinen von 1% zu einem um 10% tieferen Gesamtgehalt an Ammoniakstickstoff (Gesamt- $\text{NH}_3\text{-N}$) in der Schweinegülle und zu 10% geringeren NH_3 -Emissionen führt (Canh et al., 1998b)).

Tabelle 4:
Indikative Zielwerte für den Rohproteingehalt von Schweinerationen

<i>Art</i>	<i>Phasen</i>	<i>Rohproteingehalt, % *</i>
Absetzferkel	<10 kg	19–21
Ferkel	<25 kg	17–19
Mastschwein	25–50 kg	15–17
	50–110 kg	14–15
	>110 kg	12–13
Sauen	Trächtigkeit	13–15
	Laktation	15–17

Quelle: European Commission, 2003

* Mit ausgewogener und optimaler Aminosäureergänzung. Die hier aufgeführten Werte können als «mittleres bis hohes Anspruchsniveau» betrachtet werden (siehe Anhang II für eine weitere Spezifikation von Zielwerten für Rohprotein).

Fütterungsstrategien der Kategorie 1 für Geflügel

59. Das Minderungspotenzial für N-Ausscheidungen durch Fütterungsmassnahmen ist bei Geflügel geringer als bei Schweinen, da die momentan durchschnittlich erreichte Futtermittelverwertung bereits sehr effizient ist und innerhalb eines Geflügelbestandes grössere Schwankungen auftreten. Je nach Art und ursprünglichem Ausgangswert kann eine Verringerung des Rohproteingehalts um 1 bis 2% erreicht werden. Die daraus resultierende Spanne an Rohproteingehalten ist Tabelle 5 zu entnehmen. Die in der Tabelle aufgeführten Werte sind indikative Zielwerte, die eventuell den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten angepasst werden müssen. Derzeit werden in verschiedenen EU-Mitgliedstaaten und in Nordamerika Forschungsvorhaben zu weiter gehender angepasster Fütterung durchgeführt, die in Zukunft eine weitere Verringerung ermöglichen könnten. Eine Verringerung des Rohproteingehalts um 1 bis 2% gilt als Massnahme der Kategorie 1 für Haupt- und Endmast.

Tabelle 5:
Indikative Zielwerte für den Rohproteingehalt in Geflügelfutter

<i>Art</i>	<i>Phasen</i>	<i>Rohproteingehalt, % *</i>
Hühner, Mastpoulets	Küken	20–22
	Vormast	19–21
	Endmast	18–20
Hühner, Legehennen	18–40 Wochen	15,5–16,5
	über 40 Wochen	14,5–15,5
Truten	<4 Wochen	24–27
	5–8 Wochen	22–24
	9–12 Wochen	19–21
	über 13 Wochen	16–19
	über 16 Wochen	14–17

Quelle: European Commission, 2003

* Mit ausgewogener und optimaler Aminosäureergänzung. Die hier aufgeführten Werte können als «mittleres bis hohes Anspruchsniveau» betrachtet werden (siehe Anhang II für eine weitere Spezifikation von Zielwerten für Rohprotein).

V. Nutztierställe

A. Stallungen für Milchvieh und Mastrinder

60. Techniken zur Minderung der NH_3 -Emissionen in Rindviehställen beruhen auf mindestens einem der folgenden Grundsätze:

- (a) Reduzierung der mit Exkrementen verschmutzten Fläche;
- (b) Absorption oder Adsorption durch Einstreu (z. B. Stroh);
- (c) Schnelle Harnbeseitigung; schnelle Trennung von Kot und Harn;
- (d) Verringerung von Luftgeschwindigkeit und -temperatur an der Hofdüngeroberfläche ausser beim Trocknen von Hofdünger;
- (e) Senkung der Temperatur des Hofdüngers;
- (f) Verringerung der verschmutzten Flächen in Stallungen und Laufhöfen durch vermehrtes Weiden;
- (g) Abluftreinigung, d. h. Entfernung von NH_3 durch Zwangslüftung und Einsatz von Abluftwäschern.

61. Wenn Massnahmen zur Minderung von Emissionen aus Rindviehstallungen eingesetzt werden, ist dafür zu sorgen, dass das zurückbehaltene NH_3 nicht bei der anschliessenden Lagerung und Ausbringung von Hofdünger freigesetzt wird, um das Kosten-Nutzen-Verhältnis der Minderung zu maximieren.

62. Stallungen für Rindvieh sind unterschiedlich in der UNECE-Region. Laufställe sind am weitesten verbreitet, doch gibt es in manchen Ländern auch nach wie vor die Anbindehaltung für Milchvieh. Bei Laufstallsystemen werden ein Teil oder die gesamten Ausscheidungen in Form von Gülle gesammelt. In Systemen, in denen Mist produziert wird (z. B. in Systemen mit Stroheinstreu), kann dieser täglich aus der Stallung entfernt werden oder dort während der ganzen Saison gelagert werden, z. B. in Tiefstreustallungen. Das am häufigsten untersuchte System ist der Boxenlaufstall für Milchkühe, bei dem NH_3 -Emissionen auf den verschmutzten Spalten- und/oder planbefestigten Böden sowie in den Güllegruben und -kanälen unterhalb der Spalten/Böden entstehen.

63. *Referenzsystem:* Für Rindviehstallungen wird der Boxenlaufstall als Referenzsystem verwendet (Tabelle 6). In Ställen mit Anbindehaltung entstehen weniger NH_3 -Emissionen als in Laufställen, da die mit Kot und Harn verschmutzte Bodenfläche kleiner ist. Die Anbindehaltung wird jedoch im Hinblick auf den Tierschutz nicht empfohlen, ausser es wird täglich Auslauf gewährt. Die Anbindehaltung ist das traditionelle Referenzsystem zur Beibehaltung von Kontinuität in Emissionsinventaren.

64. *Tierschutzüberlegungen* führen häufig zu mehr Auslauffläche pro Tier, zu einer verstärkten Belüftung, zu kühleren Wintertemperaturen und insgesamt zu einer Zunahme der Emissionen. Veränderungen an Gebäuden, die umgesetzt werden, um den neuen Tierschutzvorschriften in einigen Ländern zu entsprechen (z. B. Wechsel von der Anbindehaltung zum Boxenlaufstall), werden daher zu vermehrten NH_3 -Emissionen führen, sofern nicht gleichzeitig Emissionsminderungsmassnahmen ergriffen werden, um dieser Tendenz entgegenzuwirken. Umbauten oder Neubauten zur Erfüllung der Tierschutzvorschriften stellen eine wichtige Gelegenheit dar, Massnahmen zur Verlustminderung von NH_3 einzuführen und dabei die Kosten für diese Massnahmen im Vergleich zu Nachrüstungen zu senken.

65. *Vergleich von Vollmistsystemen und Systemen mit Güllekanal oder -grube.* Rindviehhaltungssysteme mit Stroheinstreu verursachen wahrscheinlich nicht weniger NH_3 -Emissionen in den Stallungen als Systeme mit Güllekanal oder -grube. Des Weiteren neigen die Verluste von Lachgas (N_2O) und

molekularem Stickstoff (N₂) dazu, grösser zu sein als bei Systemen mit Güllekanal oder -grube, wegen (De-)Nitrifikation in Systemen mit Einstreu. Während strohbasierter Mist unter Umständen beim Ausbringen weniger NH₃ emittiert als Gülle (z. B. Powell et al., 2008a), bietet Gülle ein grösseres Potenzial für die Anwendung emissionsmindernder Ausbringtechnik. Die physische Trennung von Kot (der Urease enthält) und Harn in den Stallungen reduziert die Hydrolyse von Harnstoff, was zu einer Verringerung der Emissionen sowohl aus der Tierhaltung als auch aus der Hofdüngerausbringung führt (Burton, 2007; Fanguiro et al., 2008a, 2008b; Moller et al., 2007). Bei der Überprüfung der NH₃-Emissionsminderungen bei Festmistsystemen im Vergleich zu Güllesystemen sowie bei der Gülleseparierung sollten daher alle Emissionsstufen berücksichtigt werden (Stallung, Lagerung, Ausbringung).

Techniken der Kategorie 1

66. *Das System mit gerilltem Boden* ("grooved floor") ist in Rindviehställen eine zuverlässige Technik zur Minderung der NH₃-Emissionen. Dabei wird ein «gezahnter» Kotschieber auf einem gerillten Boden verwendet. Die Bodenrillen sollten mit Drainageöffnungen für den Harnabfluss versehen sein. Daraus ergibt sich eine saubere, emissionsarme, rutschhemmende Bodenoberfläche mit guter Haftung für das Rindvieh. Die NH₃-Emissionen gehen im Vergleich zum Referenzsystem zwischen 25 und 46% zurück (Smits, 1998; Swierstra et al., 2001).

67. In Stallungen mit herkömmlichen Spalten (entweder eben, mit einer Steigung von 1% oder gerillt) kann eine optimale Klimatisierung des Stalls mit einer Dachisolierung und/oder einem automatisch gesteuerten freien Lüftungssystem wegen der niedrigeren Temperatur (vor allem im Sommer) und geringerer Luftgeschwindigkeiten eine mässige Emissionsminderung (20%) erzielen (Braam et al., 1997a; 1997b; Smits, 1998; Monteny, 2000).

68. Die Senkung der Menge an tierischen Ausscheidungen im Stallbereich durch vermehrtes Weiden ist eine effektive Massnahme zur Verringerung der NH₃-Emissionen. Obwohl die Emissionen aus dem Weidegang zunehmen, gehen die Emissionen aus dem Stallbereich stärker zurück, sofern die Flächen im Stall sauber sind, während die Tiere draussen weiden. Die jährlichen Gesamtemissionen (aus Stallhaltung, Lagerung und Ausbringung) aus der Milchviehhaltung könnten durch das ganztägige Weiden um bis zu 50% reduziert werden (Bracher et al., 2012), im Vergleich zu Tieren mit vollständiger Stallhaltung. Während die verlängerte Weidezeit eine zuverlässige Massnahme zur Emissionsminderung für Milchvieh ist, hängt das Ausmass der Emissionsminderung von der täglichen Weidezeit sowie von der Sauberkeit der Stallung und des Haltungsbereichs ab. Weiden gehört zur Kategorie 1, wenn die Tiere den ganzen Tag weiden oder wenn nur sehr wenig Bodenfläche täglich mit Hofdünger verschmutzt wird. Bei weniger als 18 Stunden Weidezeit pro Tag gehört das Weiden zur Kategorie 2, weil die Quantifizierung der Emissionen dann unsicher wird. In gewissen Fällen kann Weiden zu vermehrter Auswaschung oder einer zunehmenden Anreicherung von Krankheitserregern und Nährstoffen in Oberflächengewässern führen (siehe auch Absatz 196).

Techniken der Kategorie 2

69. In den Niederlanden wurden *verschiedene verbesserte Bodentypen* getestet, die Spalten oder profilierte Betonelemente aufweisen. Bei diesen Bauweisen werden Emissionsminderungen vom Boden (verbesserter Urinabfluss) sowie von der Grube (Verringerung des Luftaustauschs durch Gummilamellen in den Bodenspalten) kombiniert. Die Wirksamkeit der Emissionsminderung hängt von den spezifischen technischen Eigenschaften des Systems ab. Die Massnahme wird daher in die Kategorie 2 eingestuft und ist in Tabelle 6 nicht enthalten.

70. *Einstreumaterial* in Stallungen kann die NH₃-Emissionen beeinflussen. Die physikalischen Eigenschaften (Urinabsorptionsvermögen, Schüttdichte) der Einstreumaterialien sind dabei massgebender als ihre chemischen Eigenschaften (pH, Kationenaustauschkapazität, Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis) (Misselbrook und Powell, 2005; Gillespy et al., 2009). Es braucht jedoch zusätzliche Abklärungen zu den Auswirkungen der Einstreu auf die Emissionen spezifischer Systeme, wobei die gesamte Hofdüngerkette zu berücksichtigen ist.

71. *Chemie- oder Säurewäscher* sind zwar effektive Mittel für die Verringerung von NH₃-Emissionen aus zwangsbelüfteten Schweinestallungen, sie können jedoch im Allgemeinen in Rindviehställen nicht eingesetzt werden, weil diese im UNECE-Raum meist natürlich belüftet werden. Weiter gibt es nur wenige Daten bezüglich Wäschern in Rindviehstallungen, sodass sie momentan als Technik der Kategorie 2 betrachtet werden (Ellen et al., 2008).

Techniken der Kategorie 3

72. *Schieber- und Spülsysteme*. Es wurden etliche Systeme getestet, bei denen die Gülle regelmässig vom Boden entfernt und in ein abgedecktes Lager ausserhalb des Gebäudes überführt wird. Dazu gehören Spülungen mit Wasser, Säure, verdünnter oder mechanisch abgetrennter Gülle sowie Kotschieber mit oder ohne Wassersprinkler. In der Regel haben sich diese Systeme jedoch als unwirksam und zu schwierig in der Wartung erwiesen. Den Einsatz von Kotschiebern und die Spülung durch glatte und/oder geneigte Böden zu erleichtern, kann dazu führen, dass die Rinder ausrutschen, was sich negativ auf die Gesundheit der Tiere auswirkt. Diese Systeme werden daher als Techniken der Kategorie 3 eingestuft.

Tabelle 6:

Ammoniakemissionen verschiedener Stallhaltungssysteme für Rindvieh (Referenzsysteme und Techniken der Kategorien 1 und 2)

Stallsystem	Minderung %	NH ₃ -Emission ^b (kg/Kuhplatz/Jahr)
Boxenlaufstall (Referenzsystem)	n. z.	12 ^c
Anbindestall ^a (traditionelles Referenzsystem)	n. z.	4,8
Gerillter Boden (Kat. 1)	25–46	9
Optimale Klimatisierung des Stalls mit Dachisolierung (Kat. 1)	20	9,6
Chemische Abluftwäscher (nur bei Zwangsbelüftung) (Kat. 2)	70–90	1,2
Weiden 12 Std./24 Std. (Kat. 2), in Bezug auf Ref. 1	10	10,8 ^d
Weiden 18 Std./24 Std. (Kat. 1), in Bezug auf Ref. 1	30	8,4 ^d
Weiden 22 Std./24 Std. (Kat. 1), in Bezug auf Ref. 1	50	6,0 ^d

Abkürzung n. z. = nicht zutreffend.

^a Die Anbindehaltung wird aus Tierschutzgründen nicht empfohlen. Bei diesen Systemen handelt es sich um traditionelle Referenzsysteme zur Beibehaltung der Kontinuität in Emissionsinventaren.

^b Emissionen bei ständiger Stallhaltung.

^c Basiert auf einer Lauffläche von 4 bis 4,5 m² pro Kuh bei vollständiger Stallhaltung.

^d Diese Zahlen gelten für Weiden während der gesamten Weideperiode (es wird von 200 Tagen ausgegangen). Sie zeigen die relative Verringerung der Jahresemissionen im Vergleich zum Referenzsystem ohne Weiden. Verbringen die Tiere einen Teil des Tages auf der Weide, müssen die Stallflächen immer sauber gehalten werden.

B. Haltungssysteme für Schweine

73. *Referenzsystem*: Als Referenz gilt das Schweinehaltungssystem mit Vollspaltenboden und Güllegrube unter dem Stall, obwohl dieses in einigen Ländern aus Tierschutzgründen verboten ist.

74. Bauweisen, die die Emissionen aus Schweinehaltungssystemen reduzieren, wurden im BVT-Referenzdokument (European Commission, 2003) detailliert beschrieben. Dabei werden folgende Grundsätze angewendet:

- (a) Verringerung der Hofdüngeroberflächen wie verschmutzte Böden, Gülleoberflächen in Kanälen mit geneigten Wänden. Teilspaltenböden (rund 50% der Fläche) emittieren in der Regel weniger NH₃, insbesondere wenn es sich um metall- oder plastikbeschichtete Spalten und nicht um Betonspalten handelt, sodass der Hofdünger schneller und vollständiger in die darunter liegende Güllegrube fällt. Emissionen aus den Bereichen ohne Spaltenboden werden reduziert durch eine schräge glatte Oberfläche, durch entsprechendes Anbringen

von Futter- und Wassertrögen, so dass die Verschmutzung dieser Bereiche minimiert wird, sowie durch eine gute Kontrolle des Gebäudeklimas;

- (b) Ableitung der Gülle aus der Güllegrube in ein externes Güllelager durch Vakuum oder Schwerkraft basierte Systeme bzw. Spülsysteme, mindestens zweimal wöchentlich;
- (c) Zusätzliche Behandlung, wie z.B. Gülleseparierung ;
- (d) Zirkulation von Grundwasser durch schwimmende Wärmetauscher, um die Gülleoberfläche in der Unterflurgüllegrube auf 12 °C oder weniger zu kühlen. Einschränkungen umfassen die Kosten und die Notwendigkeit, eine Grundwasserquelle zu finden, die nicht mit der Trinkwasserquelle zusammenfällt;
- (e) Veränderung der chemischen/physikalischen Eigenschaften des Hofdüngers, wie etwa Senkung des pH-Werts;
- (f) Verwendung von glatten, leicht zu reinigenden Oberflächen (siehe (a) weiter oben);
- (g) Behandlung der Abluft durch Säurewäscher oder Biowäscher;
- (h) Senkung der Innentemperatur und Ventilationsrate unter Berücksichtigung von Tierschutz- und Produktionsüberlegungen, insbesondere im Winter;
- (i) Reduzierung des Luftstroms über die Hofdüngeroberfläche.

75. Bei gleicher Spaltenbreite fließt Hofdünger bei Betonspalten weniger gut ab als beim Einsatz von Stahl- oder Plastikspalten, was zu höheren NH₃-Emissionen führt. Zu beachten ist, dass in einigen Ländern Stahlspalten aus Tierschutzgründen nicht zulässig sind.

76. Medienübergreifende Effekte wurden im Rahmen einer ganzheitlichen Systembetrachtung bei der Bestimmung von BVT für die unterschiedlichen Stallsysteme berücksichtigt. So kann das häufige Spülen von Gülle (normalerweise einmal morgens und einmal abends) zu Geruchsbelästigungen führen. Das Spülen von Gülle verbraucht auch Energie, ausser es werden manuell betriebene passive Systeme verwendet.

77. Es ist zu erwarten, dass der Einsatz von Stroh in der Schweinehaltung wegen des gestiegenen Bewusstseins für tiergerechte Haltung zunehmen wird. Stroh, das in Verbindung mit (automatisch) gesteuerten, natürlich gelüfteten Stallsystemen eingesetzt wird, ermöglicht es den Tieren, ihre Temperaturansprüche selbst zu regulieren. Daher wird weniger Energie für Lüftung und Heizung benötigt. Bei Einstreusystemen besteht die Bucht manchmal aus eingestreuten Bereichen mit planbefestigtem Boden und Kotbereichen mit Spalten. Doch Schweine nutzen diese Bereiche nicht immer für den vorgesehenen Zweck, sodass sie z. B. im eingestreuten Bereich Kot absetzen und bei warmem Wetter den Bereich mit Spaltenboden zur Abkühlung benutzen. Immer sollten Buchten dafür ausgelegt sein, dem gewünschten Kotverhalten der Schweine Rechnung zu tragen, um die Verschmutzung von festen Böden zu minimieren. Dies ist in warmen Regionen schwieriger zu erreichen. Zu beachten ist, dass eine integrierte Bewertung der Verwendung von Einstreu zusätzliche Kosten für Strohbeschaffung und Entmistung, möglicherweise höhere Emissionen aus der Hofdüngerlagerung und -ausbringung sowie den Nutzen, organisches Material in den Boden einzuarbeiten, einschliessen müsste.

78. *Referenztechnik für Mastschweine:* Das in Europa üblicherweise verwendete Referenzsystem ist ein Vollspaltenboden mit einer darunter liegender tiefer Güllegrube und mechanischer Belüftung; die Emissionen liegen zwischen 2,4 und 3,2 kg NH₃ pro Mastschweinplatz pro Jahr. Da Mastschweine immer in Gruppen gehalten werden, können die meisten Verfahren, die bei der Gruppenhaltung von Sauen eingesetzt werden, auch für die Vormast angewandt werden.

79. *Referenztechnik für säugende Sauen:* In Europa werden säugende Sauen in der Regel in Kastenständen mit Spaltenböden aus Stahl oder Kunststoff mit einer darunter liegenden tiefen Güllegrube gehalten. Bei den meisten Haltungsverfahren sind die Sauen in ihrer Bewegung eingeschränkt, während die Ferkel frei herumlaufen können. Alle Anlagen verfügen über eine kontrollierte Lüftung und häufig auch über einen Bereich, der in den ersten Tagen nach der Geburt der Ferkel beheizt werden kann. Der Unterschied zwischen Teil- und Vollspaltenböden ist für säugende Sauen nicht so gross wie für Mastschweine, da die Sau in ihrer Bewegung eingeschränkt ist und in der Regel Kot im Bereich mit

Spaltenboden absetzt. Die Verfahren zur Emissionsminderung setzen daher hauptsächlich bei Veränderungen in der Güllegrube an.

80. *Referenztechnik für deckfähige und trächtige Sauen.* Beim Referenzverfahren für die Haltung von deckfähigen und trächtigen Sauen handelt es sich um einen Betonvollspaltenboden und einer darunter liegenden tiefen Güllegrube. Deckfähige und trächtige Sauen werden momentan einzeln oder in Gruppen gehalten. In der EU ist die Gruppenhaltung für alle neu gebauten Betriebe verbindlich und seit 2013 müssen auch deckfähige und trächtige Sauen vier Wochen nach dem Decken in Gruppen gehalten werden. Bei Gruppenhaltungsverfahren sind andere Fütterungssysteme (z. B. elektronische Fütterungssysteme für Sauen) erforderlich und die Buchten sollten so gestaltet sein, dass sie das Verhalten der Sauen beeinflussen, damit sie verschiedene Bereiche zum Koten und Liegen benutzen. Die Gruppenhaltung verursacht ähnliche Emissionsniveaus wie die Einzelhaltung (Groenestein et al., 2001), daher können ähnliche Emissionsminderungsverfahren angewandt werden.

81. *Referenztechnik für abgesetzte Ferkel:* Abgesetzte Ferkel werden in Gruppen in herkömmlichen Buchten oder in "Flatdecks" (erhöhte Buchten) gehalten. Da die Entmistung ähnlich erfolgt, ist davon auszugehen, dass die emissionsmindernden Massnahmen für konventionelle Ferkelbuchten auch bei Flatdecks angewandt werden können.

82. Tabelle 7 fasst emissionsmindernde Bauweisen und Techniken für alle Arten von Schweinestallungen zusammen, einschliesslich der geschätzten Effizienz und Kosten. Die geschätzten Kosten variieren stark infolge der betriebsspezifischen Bedingungen wie etwa der Gebäudegrösse. Zu beachten ist, dass die Anwendung einiger Techniken in bestehenden Stallungen ziemlich kostenintensiv sein kann. Informationen über die Kosten emissionsarmer Techniken und Strategien finden sich bei Reis (im Erscheinen).

83. Eine 2007 durchgeführte Studie hat gezeigt, dass in den Niederlanden die Gesamtkosten für die Minderung von NH₃-Emissionen aus Schweineställen, in denen meist Abluftwäscher eingesetzt werden, sich durchschnittlich auf 0.016 € pro kg produzierten Schweineschlachtkörper belaufen (Baltussen et al., 2010). Als die Studie durchgeführt wurde, verfügten nur grosse (unter die EG-Richtlinie 2008/1/EG über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung fallende) Betriebe bereits über Technologien, um die Emissionen um einen Zielwert von 40 bis 60% zu verringern (kombiniert aus Stallhaltung und Lagerung). Doch es wird davon ausgegangen, dass die Kosten auf 0.04 € pro kg Schweineschlachtkörper im Jahr 2013 steigen werden, wenn auch die kleineren Schweinebetriebe in den Niederlanden sowohl die Emissions- als auch die Tierschutznormen einhalten müssen. Wenn angenommen wird, dass pro Mastschweinplatz pro Jahr 200 kg Schweinefleisch produziert wird, betragen die Kosten für die NH₃-Emissionsminderung und die Tierschutzmassnahmen pro kg NH₃-N-Minderung 7.2 € pro Mastschweinplatz; diese beiden Schätzungen werden in den Niederlanden als stabil erachtet. Die Schätzungen berücksichtigen nicht, dass das zurückbehaltene NH₃ weiter hinten in der Hofdüngerkette zum Teil verloren gehen könnte.

84. Die verschiedenen in den Paragraphen 85–95 beschriebenen Systeme zur Emissionsminderung basieren alle auf den in Paragraph 74 dargelegten Grundsätzen.

Techniken der Kategorie 1

85. NH₃-Emissionen können um 25% reduziert werden, wenn die emittierende Oberfläche durch häufiges und vollständiges vakuumunterstütztes Ablassen der Gülle aus dem Güllerraum unter dem Stall reduziert wird. Wo diese Massnahme möglich ist, kann sie ohne Kostenfolge durchgeführt werden.

86. Teilspaltenböden, die 50% der Fläche ausmachen, emittieren in der Regel 15 bis 20% weniger NH₃, insbesondere wenn es sich um metall- oder plastikbeschichtete Spalten handelt, die weniger Anhaftungsmöglichkeiten für den Hofdünger bieten als Betonspalten. Das Risiko von Emissionen aus dem planbefestigten Teil des Bodens lässt sich durch eine schräge oder konvexe glatte Oberfläche reduzieren oder indem Futter- und Wassertröge so angebracht werden, dass die Verschmutzung der planbefestigten Bereiche minimiert wird, sowie durch eine gute Kontrolle des Stallklimas (Aarnink et al., 1996; Guigand und Courboulay, 2007; Ye et al., 2008a, 2008b).

87. Eine weitere Verringerung der emittierenden Fläche kann erreicht werden, indem sowohl der Teilspaltenboden als auch die darunter liegende Grube verkleinert werden. Dank dem kleineren Spaltenboden kann das Risiko einer grösseren Verschmutzung des planbefestigten Bodens vermindert werden, indem ein kleiner zweiter Bereich mit Spaltenboden mit einem darunter liegenden Wasserkanal auf der anderen Seite der Bucht eingerichtet wird, wo die Schweine normalerweise fressen und trinken. Im Kanal stehen rund 2 cm Wasser, um Hofdünger, der allenfalls in den Kanal gelangen könnte, zu verdünnen. Dieser Spaltenboden wird nur geringe Emissionen verursachen, da allfälliger Hofdünger, der hier zurückbleibt, verdünnt wird. Dieses kombinierte System mit Hofdünger- und Wasserkanal kann die NH_3 -Emissionen um 40 bis 50% verringern, je nach Grösse des Wasserkanals.
88. Die Verringerung der emittierenden Oberfläche durch eine oder zwei geneigte Seitenwände der Güllegrube, kombiniert mit Teilspaltenböden und häufiger Entmistung, kann die Emissionen um bis zu 65% reduzieren.
89. Die Verringerung der emittierenden Oberfläche mit flachen V-förmigen Rinnen (max. 60 cm breit, 20 cm tief) kann die Emissionen in Schweinestallungen um 40 bis 65% reduzieren, je nach Schweinekatgorie und dem Vorhandensein von Teilspaltenböden. Die Rinnen sollten zweimal täglich gespült werden. Dabei sollte mit Vorteil die Flüssigphase separierter Gülle statt Wasser eingesetzt werden, da Verdünnung mit Wasser zu höheren Transportkosten für den Hofdünger führt.
90. Bei laktierenden Sauen kann eine Emissionsminderung von 65% erzielt werden, wenn die emittierende Oberfläche reduziert wird, indem unter dem Spaltenboden der Bucht eine Wanne gebaut wird. Die Wanne ist ein geneigter Unterboden (mindestens 3°) mit Hofdüngerdrainage am tiefsten Punkt. Obwohl die Wanne auch nachträglich in bestehende Stallungen eingebaut werden kann, kann es sich in der Praxis als recht teuer erweisen, das Hofdüngerdrainagesystem anzupassen.
91. Die Minderung von NH_3 -Emissionen kann erreicht werden, indem die Gülle angesäuert wird, damit das chemische Gleichgewicht von NH_3 zu NH_4^+ verlagert wird. Der Hofdünger (insbesondere die flüssige Fraktion) wird in einem Behälter mit angesäuerter Flüssigkeit gesammelt (normalerweise Schwefelsäure, aber es können auch organische Säuren verwendet werden), sodass ein pH-Wert von unter 6 herrscht. Bei der Ferkelhaltung wurde eine Emissionsminderung von 60% beobachtet.
92. Die Kühlung der Gülleoberfläche mit Kühlrippen beim Einsatz eines geschlossenen Wärmeaustauschsystems ist eine Technik der Kategorie 1 mit einer Reduktionseffizienz von 45 bis 75%, je nach Tierkatgorie und Oberfläche der Kühlrippen. Diese Technik ist am wirtschaftlichsten, wenn die gesammelte Wärme verwendet werden kann, um andere Anlagen wie Ferkelstallungen zu heizen (Huynh et al., 2004). In Güllesystemen kann diese Technik nachträglich in bestehende Gebäude eingebaut werden. Dieses System wird nicht angewandt, wenn Stroheinstreu verwendet wird oder wenn das Futtermittel grosse Mengen an Raufutter enthält, weil sich in diesem Fall an der Oberfläche der Gülle eine Schicht von schwimmenden Rückständen bilden könnte.
93. Die Abluftbehandlung mit Säurewäschern (insbesondere mit Schwefelsäure) oder Biowäschern hat sich auf grossen Betrieben in Dänemark, Deutschland, Frankreich und den Niederlanden als praktisch und effektiv erwiesen und fällt daher in die Kategorie 1 (z. B. Melse et al., 2005; Guinand, 2009). Die Wirtschaftlichkeit ist am besten, wenn dieses System in neuen Gebäuden installiert wird, denn ein nachträglicher Einbau bedingt bei bestehenden Stallungen eine teure Anpassung der Belüftungssysteme. Säurewäscher haben eine NH_3 -Abscheideleistung von 70 bis 90% gezeigt, je nach eingestellten pH-Werten. Säurewäscher und Biowäscher verringern auch den Geruch und die Partikelmasse um 75 bzw. 70% (Guinand, 2009). Es sind noch weitere Abklärungen notwendig bezüglich der Eignung solcher Systeme in Süd- und Mitteleuropa. Bei Säure- und Biowäschern hängen die Betriebskosten in hohem Masse vom zusätzlichen Energiebedarf für die Wasserumwälzung und den Druckausgleich bei den Ventilatoren ab. Es gibt Optimierungsmethoden zur Kostenminimierung (Melse et al., 2012), und bei Grossbetrieben werden die Kosten tiefer sein.

Techniken der Kategorie 2

94. Schwimmende Kugeln in Güllegruben können die Emissionen um 25% verringern, wenn sie einen Teil der emittierenden Oberfläche bedecken. Fällt Hofdünger auf die Kugeln, drehen sie sich, und weil sie antihafbeschichtet sind, dreht sich die saubere Seite der Kugel nach oben. Diese Technik kann in bestehenden Stallungen verwendet werden. Da diese Technik ausserhalb der Niederlande nicht beurteilt worden ist, fällt sie in die Kategorie 2.

95. Ein V-förmiges Band, das unterhalb des Spaltenbodens angebracht wird, kann dazu verwendet werden, Hofdünger kontinuierlich aus dem Stall zu entfernen. Dank der Form des Bands kann der Urin ständig abfliessen und wird von der Urease im Kot getrennt. Dadurch wird die Umwandlung (Hydrolyse) von Harnstoff zu NH_3 minimiert. Sowohl wegen der raschen Entmischung als auch wegen der geringeren NH_3 -Produktion werden die NH_3 -Emissionen um rund 70 % verringert (Aarnink et al., 2007). Hinweis: Bei dieser Technik braucht es keine Güllegrube, weshalb sich die Baukosten für das Gebäude verringern. Durch die Trennung des Hofdüngers ist ein effizientes Ausbringen von P und N möglich. Das System mit dem V-förmigen Band wird als Technik der Kategorie 2 betrachtet, weil es nur in den Niederlanden beurteilt wurde. Es bietet Potenzial für alle Schweinekategorien, wurde aber nur in Bezug auf Mastschweine beurteilt.

Tabelle 7:

Techniken der Kategorien 1 und 2: Emissionsminderung und Kosten für emissionsarme Schweinehaltungssysteme.

<i>Technik der Kategorie 1 (ausser, wenn sie als Kategorie 2 bezeichnet ist)</i>	<i>NH₃-Emission (kg NH₃/Platz/Jahr)</i>	<i>Emissions- minderung (%)</i>	<i>Zusatzkosten (€/Platz/Jahr)*</i>	<i>Zusatzkosten (€/kg NH₃- Minderung)</i>
Trächtige Sauen	4,2			
Häufige Entmistung mit Vakuumsystem		25	0**	0**
Spülrinnen		40	33	23
Kühlung Hofdüngeroberfläche		45	19	12
(Gruppen-)Haltung mit Fressständen und Güllegrube mit geneigten Seitenwänden		45	16	10
Schwimmende Kugeln auf Gülleoberfläche (Kat. 2)		25	14	16
Abluftwäscher		70–90	22–30	8–10
Laktierende Sauen	8,3			
Wasser- und Güllekanal unter dem Boden liegende Wanne		50	2	0,5
Kühlung Hofdüngeroberfläche		65	40–45	9
Kühlung Hofdüngeroberfläche		45	45	15
Schwimmende Kugeln auf Gülleoberfläche (Kat. 2)		25	14	8
Abluftwäscher		70–90	35–50	7–10
Abgesetzte Ferkel	0,65			
Teilspaltenboden mit reduzierter Grube		25–35	0	0
Häufige Entmistung mit Vakuumsystem		25	0**	0**
Teilspaltenboden mit Spülrinnen		65	5	14
Teilspaltenboden und Sammlung in angesäuerter Flüssigkeit		60	5	15
Teilspaltenboden und Kühlung der Hofdüngeroberfläche		75	3–4	7–10
Teilspaltenboden und Güllekanal mit geneigten Seitenwänden		65	2	5–6
Schwimmende Kugeln auf Gülleoberfläche (Kat. 2)		25	1	6–7
Abluftwäscher		70–90	4–5	8–12
Mastschweine	3,0			
Teilspaltenboden mit reduzierter Grube		15–20	0	0
Häufige Entmistung mit Vakuumsystem		25	0**	0**
Teilspaltenboden mit Wasser- und Güllekanal		40	2	2
Teilspaltenboden mit Wasserkanal und Güllekanal mit geneigten Seitenwänden		60–65	3–5	2–3
Spülrinnen		40	10–15	10–15
Teilspaltenboden und Kühlung der Hofdüngeroberfläche		45	5–7	4–6
Schwimmende Kugeln auf Gülleoberfläche (Kat. 2)		25	2	4
Teilspaltenboden und separate Entfernung der flüssigen und festen Hofdüngerfraktion durch V-förmiges Band (Kat. 2)		70	0–5	0–3
Abluftwäscher		70–90	10–15	5–9

Anm.: Betreffend wirtschaftliche Kosten der Minderungstechniken siehe Reis (im Erscheinen).

* Die Preise wurden auf der Grundlage von Neubauten berechnet. Nur Kühlsysteme, schwimmende Kugeln und Wäscher können in bestehenden Gebäuden eingesetzt werden.

** Falls Vakuumsystem zur Entmistung bereits installiert ist.

C. Haltungssysteme für Geflügel

96. Stallbauweisen zur Reduzierung von NH₃-Emissionen in der Geflügelhaltung beruhen auf folgenden Grundsätzen:

- (a) Verringerung der emittierenden Mistoberflächen;
- (b) Häufige Überführung des Mistes in ein externes Lager (z. B. Entmistungssysteme mit Bändern);
- (c) Rasches Trocknen des Mistes;
- (d) Verwendung von glatten, leicht zu reinigenden Oberflächen;
- (e) Behandlung der Abluft durch Säurewäscher oder Biofilter;
- (f) Senkung der Innentemperatur und Belüftung, sofern Tierschutz und/oder Produktion dies zulassen.

1. Haltungssysteme für Legehennen

97. Zur Beurteilung der Haltungssysteme für Legehennen müssen in den Mitgliedstaaten der Europäischen Union (EU) die in der Richtlinie 1999/74/EG für die Haltung und das Wohlbefinden von Legehennen festgelegten Anforderungen berücksichtigt werden (EG, 1999). Diese Richtlinie verbietet den Einsatz von herkömmlichen Käfigsystemen seit 2012. Es sind nur noch «Enriched Cages» (auch ausgestaltete Käfige genannt) oder Systeme ohne Käfige, wie Haltungssysteme mit Einstreu (oder Tiefstreu) oder Volierenhaltung erlaubt.

98. *Referenzsystem für konventionelle Käfighaltung.* Dieses System hat eine offene Kotgrube unter den Käfigen. Obwohl Legebatterien in der EU 2012 verboten wurden, werden in einigen UNECE-Ländern Legehennen immer noch in konventionellen Legebatterien gehalten, und die meisten Berichte über NH₃-Minderungen verwenden dieses Haltungssystem als Referenz. Es wird auch für die Kontinuität bei der Berechnung von Emissionsinventaren beibehalten.

99. *Referenzsystem für «Enriched Cages».* Mit diesem System können herkömmliche Käfige ersetzt werden, ohne dass das bestehende Gebäude erheblich umgebaut werden muss. Diese «Enriched Cages» bieten den Legehennen mehr Platz einschliesslich Bereichen für den Nestbau, das Scharren und das Aufbaumen. Die Vögel werden in Gruppen von 40 bis 60 Tieren gehalten. Ein (belüftetes) Kotband unterhalb der Käfige ist die üblichste Methode der Entmistung. Die Haltungsmassnahmen für «Enriched Cages» werden in einer separaten Tabelle vorgestellt, da das Referenzsystem – im Gegensatz zu den herkömmlichen Legebatterien – ein ausgestalteter Käfig mit einem darunter liegenden Kotband ist, das zur regelmässigen Kotentfernung ohne Trocknen verwendet wird. Aus Tierschutzgründen sind diese «Enriched Cages» in den Niederlanden und in Deutschland nicht erlaubt. In diesen Ländern gibt es Kleingruppenhaltung. Im Unterschied zu «Enriched Cages» verfügen die Tiere in diesen Systemen über eine grössere Fläche pro Tier, höhere Käfige und mehr spezifische Bereiche mit Einstreu und Nestern. Ellen und Ogink (2009) belegen, dass dieselben NH₃-Emissionsfaktoren verwendet werden können wie bei «Enriched Cages».

100. *Referenzsystem für Haltung ohne Käfige: Kotgrube und teilweise eingestreuter Bodenfläche.* Typischerweise ist das Gebäude mit 80 bis 90 cm hohen Kotgruben ausgestattet, die mit Holz- oder Plastikspalten oder Drahtgeflechten abgedeckt sind. Der Mist wird in den Kotgruben unter den Spaltenböden gesammelt, die zwei Drittel der Bodenfläche ausmachen. Das restliche Drittel der Bodenfläche ist mit Streumaterial wie Sand, Holzspänen oder Stroh bedeckt und wird zum Scharren oder zum Staubbaden verwendet. Die Besatzdichte in diesen Stallungen liegt bei bis zu 9 Legehennen pro m² Bodenfläche.

101. *Volierenhaltung.* Das Gebäude ist in zwei verschiedene Funktionsbereiche unterteilt, die zum Fressen und Trinken, zum Eierlegen, und zum Scharren und Ausruhen genutzt werden. Die Bereiche sind eingestreut. Die verfügbare Fläche wird durch erhöhte Spaltenböden vergrössert, die mit Sitzstangen kombiniert eine Besatzdichte von bis zu 18 Legehennen pro m² Bodenfläche erlauben. Wie bei der

Käfighaltung werden bei den Volieren Bänder zur Kotentfernung unter den Etagen verwendet; belüftete Bänder können zum Sammeln, Trocknen und Entfernen des Mistes installiert werden.

102. In einigen Ländern bezeichnet die Definition «Freilandhaltung» ein Haltungssystem mit einer Kotgrube und einem teilweise eingestreuten Boden (oder Tiefstreu) oder eine Voliere mit einem Freilandauslauf für das Geflügel. In Ländern, in denen Freilandhühner auf planbefestigten oder Teilspaltenböden gehalten werden, ist der planbefestigte Bereich eingestreut, und die Hennen haben Zugang zu einem Freilandauslauf. Der Kot sammelt sich während der 14-monatigen Legeperiode entweder auf dem planbefestigten Boden oder unter dem Spaltenboden an.

Techniken der Kategorie 1

103. Die NH_3 -Emissionen aus Batterien mit Kotgruben oder Kotkanälen lassen sich reduzieren, indem der Feuchtigkeitsgehalt des Kots durch die Belüftung verringert wird.

104. Die Entmistung durch Kotbänder zu einer geschlossenen Lagerstätte ausserhalb des Gebäudes trägt ebenfalls zur Minderung der NH_3 -Emissionen bei, insbesondere wenn der Kot auf den Kotbändern durch Zwangslüftung getrocknet wurde. Um die Bildung von NH_3 zu minimieren, sollte der Kot auf einen Trockensubstanzgehalt von 60 bis 70% getrocknet werden. Wird der Kot über Kotbänder zu intensiv belüfteten Trocknungstunneln innerhalb oder ausserhalb des Gebäudes befördert, kann er nach weniger als 48 Stunden bereits einen Trockensubstanzgehalt von 60 bis 80% aufweisen, Allerdings sind dabei die Emissionen höher. Die Emissionen lassen sich halbieren, wenn der Kot statt alle zwei Wochen einmal wöchentlich über Kotbänder zu einem überdachten Kotlager transportiert wird. Im Allgemeinen hängen die Emissionen aus Legehennenstallungen mit Kotbändern ab von (a) der Zeit, die der Kot auf den Bändern verbringt; (b) dem Trocknungssystem; (c) der Geflügelrasse; (d) der Belüftungsrate des Kotbandes (tiefe Rate = hohe Emissionen) und (e) der Futtermittelzusammensetzung. Volierenhaltung mit Kotbändern zur regelmässigen Kotentfernung und zum Transport in überdachte Kotlager reduzieren die Emissionen um über 70 % im Vergleich zu den Tiefstreuställen.

105. Die Behandlung von Abluft mit Säurewäschern oder Biofiltern wurde in einigen Ländern erfolgreich angewandt (Melse et al., 2005; Ritz et al., 2006; Atterson und Adrizal, 2005; Melse et al., 2012). Säurewäscher entfernen 70 bis 90% des NH_3 , während Biofilter einen Wert von 70% erreichen. Sie entfernen beide aber auch Feinstaub und sind geruchshemmend. Um die hohe Staubbelastung bewältigen zu können, wurden mehrstufige Abluftwäscher mit einer Vorfilterung von groben Partikeln entwickelt (Ogink und Bosma, 2007; Melse et al., 2008). Einige Protokollparteien stufen diese Technik jedoch wegen der Problematik der Staubbelastung nur in die Kategorie 2 ein.

106. Emissionsmindernde Techniken werden nachfolgend für die herkömmliche Käfighaltung (Tabelle 8), für die Haltung in «Enriched Cages» (Tabelle 9) und für die käfiglose Haltung (Tabelle 10) zusammengefasst.

Techniken der Kategorie 2

107. Das regelmässige Zusetzen von Aluminiumsulfat (Alaun) zur Einstreu bei käfiglosen Haltungssystemen senkt die NH_3 -Emissionen der Gebäude um bis zu 70% und reduziert ebenfalls die Konzentrationen von NH_3 und Feinstaub ($\text{PM}_{2,5}$) im Gebäude, was die Produktion verbessert. Alaun senkt zudem die Phosphorverluste von ausgebrachtem Mist infolge Auswaschung. Untersuchungen in den USA zeigen, dass der Nutzen des Alauneinsatzes zweimal so hoch ist wie die Kosten. Da es aber in anderen Ländern noch keine Erfahrungen damit gibt, wird diese Technik in die Kategorie 2 eingestuft.

Tabelle 8:
Käfighaltungssysteme für Legehennen (Referenzsystem): Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen.

<i>Kategorie 1</i>	<i>kg NH₃/</i> <i>Jahr/Platz</i>	<i>NH₃-</i> <i>Minderung</i> <i>(%)</i>	<i>Zusatzkosten</i> <i>(€/Platz/Jahr)</i>	<i>Kosten</i> <i>(€/kg NH₃-N-</i> <i>Minderung/Jahr)</i>
Herkömmliche Käfige, nicht belüftete offene Mistlagerung unter den Käfigen (<i>Referenztechnik</i>)	0,1–0,2	–	–	–
Herkömmliche Legebatterien, belüftete offene Mistlagerung unter den Käfigen zum Trocknen des Mistes	–	30	–	0–3
Herkömmliche Legebatterien, rasche Kotentfernung mit Kotband in ein überdachtes Kotlager	–	50–80	–	0–5
Abluftwäscher ^a	–	70–90	–	1–4

Bemerkung: Betreffend wirtschaftliche Kosten der Minderungstechniken, siehe Reis (im Erscheinen).

^a Mit Säurewäschern kann eine Minderung um 70 bis 90% erzielt werden, mit Biowäschern eine Reduktion um 70%; einige Experten stufen diese Technik in die Kategorie 2 ein.

Tabelle 9:
Haltungssysteme mit «Enriched Cages» (ausgestaltete Käfige) für Legehennen: Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen.

<i>Kategorie 1</i>	<i>kg NH₃/</i> <i>Jahr/Platz</i>	<i>NH₃-</i> <i>Minderung</i> <i>(%)</i>	<i>Zusatzkosten</i> <i>(€/Platz/Jahr)</i>	<i>Kosten</i> <i>(€/kg NH₃-N-</i> <i>Minderung/Jahr)</i>
Kotbänder, zwei Entfernungen pro Woche (<i>Referenztechnik</i>)	0,05–0,1	–	–	–
Belüftete Kotbänder, zwei Entfernungen pro Woche ^a	–	30–40	0	0
Belüftete Kotbänder, mehr als zwei Entfernungen pro Woche	–	35–45	–	0–3
Abluftwäscher ^b	–	70–90	–	2–5

Bemerkung: Betreffend wirtschaftliche Kosten der Minderungstechniken, siehe Reis (im Erscheinen).

^a NH₃-Minderung je nach Belüftungsrate der Trocknungslüfter

^b Mit Säurewäschern kann eine Minderung um 70 bis 90% erzielt werden, mit Biowäschern eine Reduktion um 70%; einige Experten stufen diese Technik in die Kategorie 2 ein.

Tabelle 10:

Käfiglose Haltungssysteme für Legehennen: Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen.

<i>Techniken der Kategorien 1 und 2</i>	<i>kg NH₃/Jahr/Platz</i>	<i>NH₃-Minderung (%)</i>	<i>Zusatzkosten (€/Platz/Jahr)</i>	<i>Kosten (€/kg NH₃-N-Minderung/Jahr)</i>
Tiefstreu oder Kotgrube mit teilweiser Einstreu, (Referenztechnik)	0,3	–	–	–
Volieren, mit Sitzstangen, unbelüftete Kotbänder (Kat. 1)	–	70–85	–	1–5
Volieren, belüftete Kotbänder (Kat. 1)	–	80–95	–	1–7
Abluftwäscher ^a	–	70–90	–	6–9
Einstreu, Teilspaltenboden, Kotbänder (Kat. 2)	–	75	–	3–5
Streuverfahren mit Belüftungstrocknung (Kat. 2)	–	40–60	–	1–5
Regelmässiges Zusetzen von Aluminiumsulfat zur Einstreu (Kat. 2)	–	70	–	?

Bemerkung: Betreffend wirtschaftliche Kosten der Minderungstechniken, siehe Reis (im Erscheinen).

^a Mit Säurewäschern kann eine Minderung um 70 bis 90% erzielt werden, mit Biowäschern eine Reduktion um 70%; einige Experten stufen diese Technik in die Kategorie 2 ein.

2. Haltungssysteme für Mastpoulets

108. *Referenzsysteme für Mastpoulets:* Als Referenzsystem für Mastpoulets wird der herkömmliche, in Europa eingesetzte Tiefstrestall mit einem planbefestigten Boden verwendet.

109. Zur Minimierung der NH₃-Emissionen bei der Mastpoulethaltung muss die Einstreu trocken bleiben. Die Feuchtigkeit in der Einstreu und die Emissionen werden beeinflusst durch:

- (a) Gestaltung und Funktionsweise des Tränkesystems (Leckverluste und Verschütten);
- (b) Tiergewicht und -dichte sowie Dauer der Mastperiode;
- (c) Belüftungsrate, Verwendung von Luftfiltern sowie Witterung;
- (d) Isolierung des Stallbodens;
- (e) Art und Menge der Einstreu;
- (f) Futter.

Techniken der Kategorie 1

110. *Wasserverluste aus dem Tränkesystem vermeiden:* Eine einfache Methode, Wasserverluste aus dem Tränkesystem zu vermeiden, ist der Einsatz von Nippeltränken statt Stülptränken.

111. Die Verwendung eines *Abluftwäschers* zur Entfernung von NH₃ aus der Abluft ist eine hoch effektive Methode, die wegen der Kosten jedoch nicht weit verbreitet ist. Schüttschichtfilter und Säurewäscher, die momentan in den Niederlanden und in Deutschland eingesetzt werden, entfernen 70 bis 90% des NH₃ aus der Abluft. Fragen zur langfristigen Zuverlässigkeit infolge hoher Staubbelastungen führen dazu, dass einige Protokollparteien diese Technik nur in die Kategorie 2 einstufen. Es wurden zahlreiche Wäscher für mehrere Schadstoffe entwickelt, die auch Geruch und Feinstaub (PM10 und PM2,5) aus der Abluft entfernen (Zhao et al., 2011; Ritz et al., 2005; Patterson und Adrizal, 2005).

Techniken der Kategorie 2

112. *Belüftungstrocknung*: Eine wirksame Emissionsminderung lässt sich auch durch Belüftungstrocknung erreichen, doch die heutigen Systeme haben einen hohen Energieverbrauch und könnten höhere Staubemissionen verursachen. Heizkosten könnten wegen der verbesserten Wärmeverteilung jedoch unter Umständen eingespart werden.

113. Das *Combideck-Verfahren*: Bei diesem System sind im Betonboden Wärmetauscher eingelassen. Zu Beginn der Mastperiode wird der Boden geheizt, um die Einstreu zu trocknen. Später in der Mastperiode wird der Boden hingegen gekühlt, um die mikrobielle Aktivität zu senken, die den Abbau der Harnsäure hemmt. Da die Effektivität dieser Technik von lokalen Gegebenheiten abhängt, wird dieses System in die Kategorie 2 eingestuft.

114. Der Einsatz von Zusatzstoffen (Aluminiumsulfat, Mikroorganismen) kann NH₃-Emissionen mindern, zu einem höheren Trockensubstanzgehalt des Mistes führen und die Mortalität senken (Aubert et al., 2011), doch die Ergebnisse sind entweder inkonsistent (z. B. McCrory und Hobbs, 2001) oder sie stammen aus Versuchen, die nur in einem Land durchgeführt wurden (beispielsweise Einsatz von Aluminiumsulfat).

Tabelle 11:

Haltungssysteme für Mastpoulets: Techniken und damit verbundenes Minderungspotenzial für Ammoniakemissionen.

Techniken der Kategorien 1 und 2	kg NH ₃ /Jahr/Platz	NH ₃ -Minderung (%)	Zusatzkosten (€/Platz/Jahr)	Kosten (€/kg NH ₃ -N-Minderung/Jahr)
Mit Ventilatoren zwangsbelüfteter Tiefstreuastall (<i>Referenzverfahren</i>)	0,080	0	-	-
Natürlich belüfteter oder isolierter zwangsbelüfteter Tiefstreuastall mit nicht tropfendem Tränkesystem (Kat. 1)	-	20–30	0	0
Streuverfahren mit Innenluftbelüftungstrocknung (Kat. 1)	-	40–60	-	2–4
Abluftwäscher (Kat. 1) ^a	-	70–90	-	10–15
Etagenhaltung mit Belüftungstrocknung (Kat.)	-	90	-	?
Etagenhaltung mit herausnehmbaren Seitenwänden; Belüftungstrocknung (Kat. 2)	-	90	-	?
Combideck-Verfahren (Kat. 2)	-	40	-	6

Anm.: Es gibt nur sehr wenige Daten über die wirtschaftlichen Kosten emissionsarmer Haltungssysteme, u. a. weil in der Praxis erst wenige solche Systeme im Einsatz sind. Für die wirtschaftlichen Kosten der Minderungstechniken siehe Reis (im Erscheinen).

^a Mit Säurewäschern kann eine Minderung um 70 bis 90% erzielt werden, mit Biowäschern eine Reduktion um 70%; einige Experten stufen diese Technik in die Kategorie 2 ein.

3. Haltungssysteme für Truten und Enten

115. *Referenzsystem für Truten*: Das Referenzsystem für die Mast von Truten ist der herkömmliche in Europa eingesetzte Tiefstreuastall mit planbefestigtem Boden in geschlossenen, thermisch isolierten Gebäuden mit Zwangsbelüftung (wie bei Mastpoulets) oder in natürlich belüfteten Gebäuden mit offenen Seitenwänden. Der Kot wird am Ende jeder Mastperiode entfernt. Die NH₃-Emissionen betragen bei einem Tiefstreuboden 0,680 kg NH₃-N pro Trutenplatz pro Jahr. Truten sind in den meisten UNECE-Ländern eine geringe NH₃-Quelle.

116. *Referenzsystem für Enten*: Als Referenzsystem für Enten wird ein herkömmlicher Stall verwendet, der dem Mastpouletstall sehr ähnlich ist. Enten, die zum Braten gezüchtet werden, erzeugen Gülle. Wenn

sie für Entenleber gezüchtet werden, produzieren sie Mist. Für die Entenmast sind aber auch teilweise eingestreute Teilspaltenböden und Vollspaltenböden als Haltungsverfahren bekannt. Wie die Truten sind die Enten in den meisten UNECE-Ländern eine geringe NH_3 -Quelle.

117. Die in der Mastpouletproduktion eingesetzten Massnahmen zur Minderung der NH_3 -Emissionen können auch auf die Truten- und Entenhaltung übertragen werden. Doch mit Ausnahme der Wäscher wird die Effektivität der Verfahren nicht so gut sein wie bei den Mastpoulets, weil mehr Hofdünger anfällt und der Mist einen höheren Trockensubstanzgehalt aufweist. In den Niederlanden wird die Effektivität auf die Hälfte derjenigen in der Mastpoulethaltung geschätzt. Bei Enten, die über Wasserbecken verfügen (unter Berücksichtigung der Tierschutzbestimmungen in Bezug auf Wasservögel), könnte die Wirksamkeit sogar noch tiefer sein. Daher werden diese Techniken in die Kategorie 2 eingestuft.

VI. Hofdüngerlagerung

118. *Referenzverfahren.* Als Bezugswerte zur Beurteilung der Wirksamkeit einer Minderungsmaßnahme gelten die Emissionen aus derselben Lagerart ohne Abdeckung. Die Referenzemissionen werden mit 1,4 bis 2,7 kg $\text{NH}_3\text{-N}$ pro m^2 pro Jahr angenommen, basierend auf Daten aus westeuropäischen Ländern; niedrigere Werte könnten dort beobachtet werden, wo gelagerter Hofdünger mehrere Monate lang gefroren ist, höhere Werte in wärmeren Ländern. Da die Grundlagedaten beschränkt sind, werden die Protokollparteien angewiesen, geeignete Bezugswerte für ihre spezifischen Bedingungen festzulegen. Tabelle 12 fasst die verschiedenen Minderungsmaßnahmen bei der Güllelagerung und deren Wirksamkeit zur Verringerung von NH_3 -Emissionen zusammen.

119. Gülle wird nach der Beseitigung aus den Stallungen gewöhnlich in Gruben oder Silos aus Beton oder Stahl oder aber in Lagunen (Erdbecken mit Auskleidung) gelagert. Lagunen haben eine tendenziell höhere Oberfläche pro Volumeneinheit als Gruben, und es wurde neulich belegt, dass in grossen Lagunen teilweise infolge von Windaufkommen eine intensive natürliche chemische Denitrifikation stattfindet. Emissionen aus Güllelagern lassen sich vermindern, indem mit Hilfe von festen oder schwimmenden Abdeckungen, durch die Bildung einer natürlichen Kruste (Schwimmschicht) oder durch die Vergrößerung der Tiefe des Lagers zur Verminderung der Oberfläche pro Volumeneinheit des Güllelagers der Luftaustausch über der Gülle reduziert wird. Die Verringerung der Oberfläche ist nur bei einem Neubau des Güllelagers möglich. Positive Nebeneffekte: Feste Abdeckungen (und offene Dächer) verhindern, dass das Lager mit Regenwasser gefüllt wird. Daher ist die Kapazität besser voraussagbar und mit weniger Wasser sind die Transportkosten geringer. Die Abdeckungen reduzieren den Geruch und meist auch die Treibhausgasemissionen. Allerdings kann die Stroheinstreu unter gewissen Bedingungen die N_2O -Emissionen steigern. Die Verringerung des Verhältnisses von Oberfläche zu Volumen hat tendenziell dieselben positiven Nebeneffekte wie Abdeckungen.

120. Für die langfristige Lagerung von getrocknetem Geflügelkot (z. B. aus Mastpouletstallungen) sollte ein Schuppen oder Gebäude mit undurchlässigem Boden und ausreichender Belüftung bereitgestellt werden; so kann der Mist trocken gehalten und weitere NH_3 -Verluste können minimiert werden.

121. Wenn bei der Hofdüngerlagerung Abdeckungen eingesetzt werden, ist es wichtig die Verluste auch beim Ausbringen gering zu halten, da sonst die Vorteile der Abdeckung geschmälert werden.

Techniken der Kategorie 1

122. *«Feste» Abdeckung, Dach- oder Zeltkonstruktion:* Die bewährteste und praktikabelste Methode zur Minderung von Emissionen aus der in Gruben oder Silos gelagerten Gülle ist eine feste Abdeckung oder eine Dach- oder Zeltkonstruktion. Es ist zwar wichtig, dass die Abdeckungen gut schliessen oder «dicht» sind, um den Luftaustausch möglichst gering zu halten, doch muss die Belüftung gewährleistet sein, um die Ansammlung von entflammenden Gasen, insbesondere von Methan zu verhindern. Ob diese Strukturen bei bestehenden Lagerstätten eingesetzt werden können, hängt von der Tragfähigkeit des Lagers ab bzw. davon, ob das Lager so umgebaut werden kann, dass es das höhere Gewicht tragen kann.

123. *Schwimmende Abdeckung*: Die schwimmende Abdeckung kann aus Kunststoff, Segeltuch, Geotextil oder einem anderen geeigneten Material sein. Sie wird nur für *kleine* Güllelagunen als Technik der Kategorie 1 eingestuft. Schwimmende Abdeckungen sind bei Behältern nur schwer einsetzbar, insbesondere bei solchen mit hohen Seitenwänden, wo das Befüllen und Entleeren eine beträchtliche vertikale Bewegung verursacht.

124. Auf kleinen Betrieben (z. B. < 150 Mastschweine) können die Emissionen auch durch die Verwendung von flexiblen Folienbehältern für Gülle («Güllesäcke») reduziert werden. Es ist zu beachten, dass die Kosten für diese Massnahme sowohl die Lagervorrichtung als auch die Lagerabdeckung umfassen.

125. *Bildung einer natürlichen Schwimmschicht*: Auf gelagerter Rindergülle und einigen Schweinegülle (je nach Fütterung der Schweine und dem Trockensubstanzgehalt der Gülle) entsteht eine natürliche Schwimmschicht (Kruste), wenn das Umrühren auf ein Mindestmass reduziert und neue Gülle unterhalb der Oberfläche eingeleitet wird. Wenn die Schwimmschicht die gesamte Gülleoberfläche abdeckt und dick genug ist, kann die Schicht zu geringen oder gar keinen Kosten erheblich zur Senkung der NH₃-Emissionen beitragen. Die Wirksamkeit der Emissionsminderung hängt von der Beschaffenheit und der Verweildauer der Schwimmschicht ab (Misselbrook et al., 2005; Smith et al., 2007). Die Emissionsminderung mit einer natürlichen Schwimmschicht ist nur möglich für Betriebe, die die Gülle nicht häufig ausbringen und deshalb die Schwimmschicht nicht immer wieder zerstören und verrühren müssen, und die krustenbildende Gülle haben.

126. Blähtonkügelchen (Leca®) und Hexa-Abdeckungen können bei Schweinegülle oder bei Rückständen aus anaerober Vergärung, die keine Schwimmschicht bilden, einfach eingesetzt werden. Eine neuere Untersuchung der Minderungsmassnahmen (van der Zaag et al., 2012) schlägt vor, diese Massnahmen in die Kategorie 1 einzuteilen, da bei ihnen viele der Probleme, die bei den Abdeckungen auftreten, wie Wasseransammlungen und Reissen, nicht vorhanden sind. Zudem sind sie einfach anzuwenden.

127. *Ersetzen der Lagunen durch Behälter/Silos*: Wenn flache Güllelagunen durch tiefere Behälter oder Silos ersetzt werden, sinken die Emissionen aufgrund der geringeren Oberfläche pro Volumeneinheit proportional. Dies könnte eine wirksame (wenn auch teure) Möglichkeit zur NH₃-Minderung darstellen, insbesondere wenn der Behälter mit einem Deckel oder einer Dach- oder Zeltkonstruktion (Technik der Kategorie 1) abgedeckt wird. Die tatsächliche Kosteneffizienz dieser Methode ist allerdings schwer zu beziffern, da sie stark von den Eigenschaften der Güllelagune und des Behälters abhängt. Es ist schwierig, Hofdünger in grossen Vorrichtungen zu vermischen.

Tabelle 12:

Massnahmen zur Minderung von Ammoniakemissionen bei der Lagerung von Rinder- und Schweinegülle.

<i>Minderungs- massnahme</i>	<i>NH₃- Emissions- minderung (%)</i>	<i>Anwendbarkeit</i>	<i>Kosten (OPEX) (€ pro m³/Jahr)^c</i>	<i>Zusatzkosten (€/kg NH₃-N- Minderung)**</i>
Lager ohne Abdeckung oder Schwimmschicht (Referenztechnik)	0			
«Feste» Abdeckung, Dach- oder Zeltkonstruktion (Kat. 1)	80	Gruben oder Silos aus Beton oder Stahl. Möglicherweise ungeeignet für bestehende Lagerstätten.	2–4	1,0–2,5
Kunststoffplane * (schwimmende Abdeckung) (Kat. 1)	60	Kleine Güllelagunen.	1,5–3	0,6–1,3

Bildung natürlicher Schwimmschicht ermöglichen, indem Vermischen verringert wird und Gülle unterhalb der Oberfläche eingeleitet wird (Schwimmschicht) (Kat. 1)	40	Nur für Gülle mit einem höheren Gehalt an Faserstoffen. Nicht geeignet auf Betrieben, wo zur häufigen Gülleausbringung die Schwimmschicht zerstört und verrührt werden muss. Bei kaltem Klima kann es sein, dass sich auf Schweinegülle keine Schwimmschicht bildet.	0,00	0
Ersetzen der Lagune usw. durch einen abgedeckten Behälter oder grosse offene Behälter (Tiefe > 3 m) (Kat. 1)	30–60	Nur Neubauten; unterliegt allfälligen Baueinschränkungen für höhere Gebäude.	15 (ca. 50 % der Kosten für einen Behälter)	
Folienbehälter («Gülesäcke») (Kat. 1)	100	Die verfügbaren Behältergrössen könnten die Verwendung auf grösseren Viehbetrieben einschränken.	2,50 (umfasst Lagerkosten)	
Schwimmende Blähtonkügelchen, Hexa-Abdeckungen (Kat. 1)	60	Eignet sich nicht für schwimmschichtbildende Gülle.	1–4	1–5
Kunststoffplane * (schwimmende Abdeckung) (Kat. 2)	60	Grosse Güllelagunen und Beton- oder Stahlbehälter. Management und andere Faktoren können diese Technik einschränken.	1,50–3	0,5–1,3
«Low-Tech»-Schwimmdecken (z. B. Strohhäcksel, Torf, Rinde) (Kat. 2)	40	Behälter oder Silos aus Beton oder Stahl. Vermutlich nicht anwendbar auf grosse Güllelagunen. Nicht geeignet, wenn das Material Probleme beim Handhaben der Gülle bereiten könnte.	1,50–2,50	0,3–0,9

Anm.: Betreffend wirtschaftliche Kosten der Minderungstechniken siehe Reis (im Erscheinen).

* Die Abdeckung kann aus Kunststoff, Segeltuch oder einem anderen geeigneten Material sein.

** berechnet für die Lagerung von Schweinegülle in Lagerstätten von 500 bis 5000 m³ in gemässigten Gebieten Mitteleuropas. Als Referenz wird Gülle ohne Schwimmschicht verwendet.

Techniken der Kategorie 2

128. *Schwimmende Abdeckung (für andere Lagerstätten als kleine Güllelagunen)*: Es gibt eine Reihe von schwimmenden Abdeckungen aus durchlässigem und undurchlässigem Material, die zur Minderung der NH₃-Emissionen aus Güllelagern beitragen, indem sie den Luftaustausch über der Gülle beschränken. Ausser für hinreichend getestete Kunststoffplanen auf kleinen Güllelagunen sind die Wirksamkeit und Anwendbarkeit dieser Abdeckungen allerdings noch ungewiss und vermutlich je nach Betriebsweise und anderen Faktoren recht unterschiedlich. Beispiele hierfür sind Kunststoffplanen, Strohhäcksel, Torf. Undurchlässige schwimmende Abdeckungen brauchen eine Belüftung sowie eine Methode zur Entfernung von Regenwasser, das sich auf der Oberfläche ansammelt. Durchlässige schwimmende Abdeckungen müssen gegen Wind sorgfältig gesichert werden. Die Abdeckung muss eine vertikale Bewegung beim Befüllen und Entleeren zulassen. Die Dauerhaftigkeit von Schwimmdecken wurde noch nicht ausreichend getestet. Schwimmende Abdeckungen können die Homogenisierung der Gülle vor der Ausbringung erschweren oder auch die Ausbringung selbst behindern. Dieser Aspekt benötigt technische Beachtung und Optimierung.

129. *Abdeckung von Mist*: Es gibt wenige Optionen zur Minderung der NH₃-Emissionen aus der Lagerung von Schweine- und Rindermist. Einige Versuche haben gezeigt, dass das Abdecken von

Misthaufen mit Kunststoffplanen die NH_3 -Emissionen wesentlich verringern kann, ohne dass die Methan- oder Lachgasemissionen signifikant steigen (Chadwick, 2005; Hansen et al., 2006). Zurzeit wird dieses Verfahren in die Kategorie 2 eingestuft, weil die Minderungseffizienz und die Praktikabilität noch allgemeineren Untersuchungen unterzogen werden müssen.

VII. Verfahren zur Ausbringung von Hofdünger

130. *Referenzverfahren.* Als Referenz für Verfahren zur Ausbringung von Hofdünger dient das breitflächige Ausbringen von Gülle oder Mist ohne rasche Einarbeitung oder besondere organisatorische Massnahmen. Bei der Gülleausbringung geschieht dies in der Regel durch einen Tankwagen mit Strahldüse und Prallteller. Bei Mist besteht das Referenzverfahren darin, ihn nach der Ausbringung ohne Einarbeitung auf dem Boden zu belassen.

131. NH_3 -Emissionen aus dem Referenzverfahren, ausgedrückt als Prozentsatz des ausgebrachten gesamten Ammoniakstickstoffs (TAN), liegen typischerweise im Bereich von 40 bis 60% (obwohl durchaus auch Emissionen ausserhalb diesem Bereich auftreten). Je nach Zusammensetzung der Gülle oder des Mists und je nach Witterungsbedingungen und Bodenzustand entstehen unterschiedlich hohe Emissionen. Die relativen NH_3 -Emissionen (als Prozentsatz des ausgebrachten TAN) gehen üblicherweise zurück, wenn die Evapotranspiration (Lufttemperatur, Windgeschwindigkeit, Sonneneinstrahlung) und der TS-Gehalt der Gülle abnehmen bzw. wenn die TAN-Konzentration und Ausbringmenge zunehmen. Die Emissionen aus verschiedenen Hofdüngerarten variieren ebenfalls. Sie hängen ausserdem von den Bodenbedingungen ab, die die Infiltrationsrate beeinflussen. So werden zum Beispiel gut entwässerte trockene Böden mit grober Textur, die eine raschere Infiltration ermöglichen, zu geringeren Emissionen führen als nasse und verdichtete Böden mit einer geringeren Infiltrationsrate (Søgaard et al., 2002). Einige Böden können bei grosser Trockenheit jedoch hydrophob werden, was die Infiltration verringern und die Emissionen folglich erhöhen kann.

132. *Spezifikation der Emissionsminderung.* Je nach Zusammensetzung der Gülle und des Mists und je nach Witterungsbedingungen und Bodenzustand entstehen unterschiedlich hohe Emissionen. Da auch die Referenzemissionen von diesen Faktoren abhängen, wird die Wirksamkeit der Minderung unterschiedlich ausfallen. Aus diesem Grund stellen die Zahlen in Tabelle 14 Durchschnittswerte aus verschiedenen Studien dar, die in verschiedenen Ländern mit einer grossen Bandbreite von Bedingungen durchgeführt wurden. Die absolute Höhe der NH_3 -Emissionen der Referenztechniken variiert zeitlich sowie regional je Witterungs- und Umweltbedingungen. Während diese Bedingungen auch die absolute Höhe der NH_3 -Emissionen von emissionsmindernden Verfahren beeinflussen, sind die relativen Emissionsniveaus vergleichbar. Aus diesem Grund werden die Vorteile bei der Nutzung emissionsmindernder Verfahren als prozentuale Verringerung im Vergleich zur Referenz ausgedrückt.

133. Zu den Techniken der Kategorie 1 gehören Maschinen, mit denen Gülle auf wesentlich geringerer Bodenfläche ausgebracht wird oder Gülle oder Mist in den Boden eingearbeitet werden. Die wirtschaftlichen Kosten dieser Techniken belaufen sich auf € 0.1 bis 5 pro kg NH_3 -N-Minderung, wobei die geringsten Kosten bei einer sofortigen Einarbeitung von Gülle und Mist entstehen, sofern dies machbar ist (d. h. auf vegetationsfreiem Ackerland). Die Schätzungen reagieren sehr sensibel auf die angenommene Betriebsgrösse, mit beträchtlich verbesserter Kostendegression auf grösseren Betrieben, wo emissionsarme Ausrüstung von mehreren Betrieben genutzt wird oder auf denen spezialisierte Lohnunternehmer eingesetzt werden. Zur Kategorie 1 gehören folgende Techniken:

- (a) Bandförmige Gülleausbringung auf den Boden mit Schleppschlauch- oder Schleppschuhmethoden;
- (b) Schlitzdrillverfahren – offener Schlitz;
- (c) Schlitzdrillverfahren – geschlossener Schlitz;
- (d) Einarbeitung von Festmist und Gülle nach der Ausbringung;
- (e) Verdünnung der Gülle um mindestens 50% bei der Anwendung in Tiefdruckbewässerungssystemen.

134. Die durchschnittliche NH₃-mindernde Wirkung der Massnahmen der Kategorie 1 im Vergleich zur Referenztechnik sowie die Kosten für jedes Verfahren im Vergleich zur Referenztechnik sind in Tabelle 13 für Gülle und in Tabelle 14 für Mist aufgeführt.

Tabelle 13:

Minderungstechniken der Kategorie 1 bei der Gülleausbringung⁸.

<i>Minderungs- massnahme</i>	<i>Landnutzung</i>	<i>Emissions- minderung (%)*</i>	<i>Faktoren, die die Emissionsminderung beeinflussen</i>	<i>Anwendbarkeit im Vergleich zur Referenz</i>	<i>Kosten (€/kg NH₃- Minderung/Jahr)</i>
(a) (i) Bandför- mige Gülleaus- bringung mit Schlepp- schlauch	Grünland / Ackerland	30 bis 35	Eine grössere Pflanzendecke steigert die Emissionsminde- rung, je nach der Präzision der Ausbringung und dem Ausmass der Pflanzenverschmutzu- ng.	Weniger geeignet bei: Hangneigung >15 % Kann bei Breitsaaten verwendet werden und breite Einheiten können an Fahrgassen angepasst werden	-0,5 bis 1,5 (Hinweis: Die Kosten können allenfalls gesenkt werden, wenn die Ausrüstung vor Ort geplant und hergestellt wird.)
(a) (ii) Bandför- mige Ausbrin- gung mit Schlepp- schuh	Ackerland/ Grünland (vor Saat) und Reihen- kulturen	30 bis 60	Eine grössere Pflanzendecke steigert die Emissionsminde- rung, je nach der Präzision der Ausbringung und dem Ausmass der Pflanzenverschmutzu- ng.	Nicht geeignet für Breitsaaten, kann jedoch u. U. im Rosettenstadium und in Reihenkulturen verwendet werden.	-0,5 bis 1,5
(b) Schlitz- drill- verfahren (offener Schlitz)	Grünland	70	Injektionstiefe ≤ 5 cm	Ungeeignet bei: Hangneigung >15 %; hohem Steingehalt; flachgründigen Böden; Böden mit hohem Lehmanteil (> 35 %) bei sehr trockenen Bedingungen; Torfböden (> 25 % Gehalt an organischem Material). Mit Granulat entwässerte Böden sind anfällig auf Auswaschung	-0,5 bis 1,5

⁸ Gülle ist definiert als fließfähiger Hofdünger mit normalerweise weniger als 12% Trockensubstanz. Material mit einem höheren Trockensubstanzgehalt oder mit grossen Mengen an faserigen Ernterückständen kann eine Vorbehandlung erfordern (z. B. Hacken oder Zusetzen von Wasser), damit es als Gülle ausgebracht werden kann. Sonst soll es wie Festmist behandelt werden (Tabelle 14). Die Kosten gehen von einer mittleren oder hohen Auslastung der Ausrüstung aus. Falls die betreffende Ausrüstung nur wenig genutzt wird, können die Kosten pro Einheit N-Minderung höher sein.

<i>Minderungs- massnahme</i>	<i>Landnutzung</i>	<i>Emissions- minderung (%)*</i>	<i>Faktoren, die die Emissionsminderung beeinflussen</i>	<i>Anwendbarkeit im Vergleich zur Referenz</i>	<i>Kosten (€/kg NH₃- Minderung/Jahr)</i>
(c) Schlitz- drill- verfahren (geschlosse- ner Schlitz)	Grünland/ Ackerland	80 % (flacher Schlitz 5– 10 cm) 90 % (tiefe Injektion > 15 cm)	Wirksames Schliessen der Schlitz	Ungeeignet bei: Hangneigung >15 %; hohem Steingehalt; flachgründigen Böden; Böden mit hohem Lehmanteil (> 35 %) bei sehr trockenen Bedingungen; Torfböden (> 25 % Gehalt an organischem Material). Mit Granulat entwässerte Böden sind anfällig auf Auswaschung	–0,5 bis 1,2
(d) Ein- arbeitung von Gülle nach der Aus- bringung	Ackerland	Sofort durch Pflügen = 90 %			–0,5 bis 1,0
		Sofort durch pfluglose Boden- bearbeitung (z.B. Scheiben- egge) = 70 %			–0,5 bis 1,0
		Einarbei- tung innert 4 Std. = 45– 65 %	Wirksamkeit hängt von Ausbringungsmethode und Witterungsbedingungen zwischen Ausbringung und Einarbeitung ab		–0,5 bis 1,0
		Einarbei- tung innert 24 Std. = 30 %	Wirksamkeit hängt von Ausbringungsmethode und Witterungsbedingungen zwischen Ausbringung und Einarbeitung ab		0 bis 2,0
(e) Aktive Verdünnung von Gülle von > 4 % TS auf < 2 % TS zur Verwen- dung in Bewässe- rungs- systemen	Ackerland/ Grünland	30 %	Die Emissionsminde- rung ist proportional zum Verdünnungs- grad. Es braucht eine Senkung der Trockensubstanz (TS) um 50%, um eine Emissionsminderung von 30% zu erzielen.	Auf Tiefdruckbewäs- serungssysteme beschränkt (keine grossen Pistolen). Nicht geeignet, wenn keine Bewässerung erforderlich ist.	–0,5 bis 1,0

Anm.: Die Minderungsmaßnahmen beziehen sich auf die Techniken der Kategorie 1, die in Paragraph 133 aufgeführt werden.
* Im UNECE-Raum durchschnittlich erreichbare Emissionsminderung. Die weiten Spannen widerspiegeln die Unterschiede bei den Techniken, der Betriebsweise, den Witterungsbedingungen usw.

Tabelle 14:
Minderungstechniken der Kategorie 1 bei der Mistausbringung⁹.

<i>Minderungs- massnahme</i>	<i>Land- nutzung</i>	<i>Emissionsminderung (%)*</i>	<i>Faktoren, die die Emissionsminderung beeinflussen</i>	<i>Einschränkungen zur Anwendbarkeit im Vergleich zur Referenz</i>	<i>Kosten (€/kg NH₃- Minderung/Jahr)</i>
Einarbeitung von Mist nach der Ausbringung	Acke- land	Sofort durch Pflügen = 90 %	Grad der Misteinarbeitung	--	-0,5 bis 1,0
		Sofort durch pfluglose Boden- bearbeitung = 60 %	Grad der Misteinarbeitung	--	0 bis 1,5
		Einarbeitung nach 4 Std. = 45–65 %	Grad der Misteinarbeitung. Wirksamkeit hängt von der Tageszeit der Ausbringung und den Witterungsbedingungen zwischen Ausbringung und Einarbeitung ab		0 bis 1,5
		Einarbeitung innert 12 Std. = 50 %	Grad der Misteinarbeitung. Wirksamkeit hängt von der Tageszeit der Ausbringung und den Witterungsbedingungen zwischen Ausbringung und Einarbeitung ab		0,5 bis 2,0
		Einarbeitung innert 24 Std. = 30 %	Grad der Misteinarbeitung. Wirksamkeit hängt von der Tageszeit der Ausbringung und den Witterungsbedingungen zwischen Ausbringung und Einarbeitung ab		0,5 bis 2,0

* im UNECE-Raum wahrscheinlich durchschnittlich erreichbare Emissionsminderung.

135. Der Wirkungsgrad für die Techniken (a)–(c) gilt für Bodenarten und -zustände, bei denen die Infiltration der Gülle möglich ist und welche die Befahrbarkeit gewährleisten.

136. Die Tabellen 13 und 14 enthalten ebenfalls eine Zusammenfassung der Einschränkungen, die bei der Anwendbarkeit einer bestimmten Technik zu berücksichtigen sind. Diese Faktoren umfassen Bodenart und Beschaffenheit (Bodentiefe, Steinanteil, Nässe, Befahrbarkeit), Topografie (Hangneigung, Schlaggrösse, Gleichmässigkeit des Bodens), Art des Hofdüngers und dessen Zusammensetzung (Gülle oder Festmist). Einige Techniken finden breitere Verwendung als andere. Zusätzliche Kosten können vernachlässigt werden, falls der Boden sowieso gepflügt oder bestellt werden muss. Für die Emissionsminderung muss dies jedoch direkt nach der Ausbringung erfolgen, was zusätzliche Ressourcen erfordern könnte.

137. Die Techniken (a)–(c) funktionieren basierend auf der Tatsache, dass die Oberfläche der Gülle, die den vorherrschenden Wetterbedingungen ausgesetzt ist, um mindestens 75 % verringert wird, indem die Gülle auf Linien/Bänder beschränkt wird, die ca. 250 (+/-100) mm auseinander liegen. Die Gülle wird durch relativ schmale Rohre verteilt (Durchmesser normalerweise 40 bis 50 mm). Diese Maschinen verfügen in der Regel über eine Vorrichtung zum Filtern, Zerkleinern und Homogenisieren der Gülle, die das Risiko minimieren, dass die engen Rohre durch sehr dickflüssige Gülle oder Gülle, die grosse Mengen an faserhaltigem Material oder Fremdkörper wie Steine enthält, verstopft werden. Die Systeme zur bandförmigen Ausbringung sowie Schlitzdrillsysteme werden in der Regel am hinteren Ende der

⁹ Mist ist definiert als nicht fliessfähiger Hofdünger mit normalerweise mehr als 12% Trockensubstanz.

Gületankwagen montiert, die entweder von einem Traktor gezogen werden oder Teil einer selbstfahrenden Maschine sind. Eine Alternative besteht darin, die Gülle über ein Verschlauchungssystem von einem stationären Güllelager oder Tankwagen zu dem direkt am hinteren Ende des Traktors montierten Verteiler zu befördern. Derartige Verschlauchungssysteme können die durch schwere Gülleverteiler verursachte Bodenverdichtung reduzieren.

138. **Bandförmige Gülleausbringung an oder über der Bodenoberfläche:** Die bandförmige Ausbringung an oder über der Bodenoberfläche kann mit Hilfsmitteln ausgeführt werden, die normalerweise als «Schleppschlauch» und «Schleppschuh» bezeichnet werden. Schleppschuh- und Schleppschlauchsysteme unterscheiden sich voneinander: Beim Schleppschuhsystem ist ein schuh- oder kufenförmiges Gerät an den Rohren angebracht, über die die Gülle ausgebracht wird und die mit wenig oder keiner Eindringung über die Oberfläche des Bodens gleiten (oder gezogen werden). Bei Schleppschlauchsystemen fehlt ein solcher «Schuh» oder eine solche «Kufe». Der Schlauch oder der Schuh sollen das Gras oder irgendwelche vorhandenen Ernterückstände vom Boden lösen, damit die Gülle direkt an der Bodenoberfläche ausgebracht werden kann. Im Allgemeinen wird dem Schleppschuh grössere Wirksamkeit zugeschrieben (Webb et al., 2010), da der Hofdünger in engeren Streifen ausgebracht wird, die mehr Kontakt mit dem Boden und weniger mit lebendem oder totem vegetativem Material haben, da dieses mit dem Schuh besser beiseite gedrückt wird als mit dem Schlauch, auch wenn der Schlauch sich sehr nahe am Boden befindet. Der Vorteil des Schleppschuhs im Vergleich zum Schlauch ist bei höheren Pflanzenbeständen am grössten wegen des geringeren Verschmutzungsgrads der Pflanzenbestandes. Beide Systeme können in vielen Anbausituationen verwendet werden, obwohl die Schläuche weniger einschränkend sind, da sie in stehenden Kulturen breiter genutzt werden können ohne Schaden zu verursachen und an die Fahrgassen angepasst werden können. Beide Systeme bringen den Hofdünger im Vergleich zum Referenzsystem einheitlicher aus und sind weniger windanfällig. Es steht mehr Zeit für die Ausbringung zur Verfügung, und eine Ausbringung ist näher an den Feldrändern möglich, mit geringem Risiko, angrenzende Flächen zu kontaminieren.

139. **Schleppschlauch:** Diese Technik entlädt Gülle am oder direkt oberhalb des Bodens durch eine Reihe von Rohren oder flexiblen Schläuchen, die entweder kurz über dem Boden hängen (< 150 mm) oder über die Bodenoberfläche geschleift werden. Die Arbeitsbreite beträgt typischerweise zwischen 6 und 12 m. Auf dem Markt sind aber auch grössere Anlagen mit einer Breite von bis zu 24 m erhältlich. Diese maximal mögliche Arbeitsbreite (die manuelle oder angetriebene Schwenkarme für den Transport erfordert) ist wesentlich grösser als beim Referenzsystem mit «Prallteller» (6–9 m), was einen klaren Vorteil der Schleppschlauchmethode darstellt. Der Abstand zwischen den Streifen (Mittelpunkt zu Mittelpunkt) beträgt normalerweise 250 bis 350 mm. Die Technik kann auf Grünland und Ackerkulturen angewandt und an Fahrgassen angepasst werden. Bei einem hohen TS-Gehalt der Gülle (> 7–10 %) oder wenn die Gülle grosse Festkörper enthält, können die Schläuche/Rohre verstopfen. Dies wird jedoch im Allgemeinen verhindert, indem ein System zur Zerkleinerung und zur Verteilung integriert ist. Dieses System verbessert die gleichmässige Ausbringung, was sich wiederum positiv auf die Nährstoffverwertung auswirkt, trägt aber auch signifikant zu den Kosten und die Instandhaltung des Systems bei. Das Gerät für die Zerkleinerung und Verteilung kann häufig vor Ort geplant und hergestellt werden, was die Kosten verringern kann.

140. **Schleppschuh:** Diese Technik ist hauptsächlich auf Grünland oder Ackerkulturen in einem frühen Stadium oder bei weiter auseinander liegenden Reihen anwendbar. Die übliche Arbeitsbreite der Maschine ist in der Regel wie das Referenzsystem auf 6 bis 8 m beschränkt und reicht für einen praktischen Betrieb beim Anbau von Mähdruschfrüchten, die normalerweise einen Abstand der Fahrgassen von 12 oder 24 m haben, nicht aus. Die Methode wird nicht empfohlen für den Anbau von Breitsaatkulturen, weil der Schuh dort zu einer unverhältnismässigen Beeinträchtigung der Pflanzen führen kann. Dabei wird ein enger Schuh oder eine Kufe über die Erdoberfläche gezogen, um die Grasblätter und -halme zu trennen und die Gülle in engen Streifen abzulegen. Der Abstand zwischen den Streifen beträgt typischerweise zwischen 200 und 300 mm. Die Minderung von NH₃-Emissionen ist optimal, wenn die Güllestreifen zum Teil von einer Pflanzendecke abgedeckt werden. Die Anwendbarkeit ist eingeschränkt, sofern grössere Steine den Boden bedecken. Grosse Mengen an Ernterückständen,

beispielsweise vor der Bodenbearbeitung, können sich an den Schleppschuhen sammeln und deren Leistung beeinträchtigen.

141. Das Minderungspotenzial der NH_3 -Emissionen von Schleppschuh- oder Schleppschlauchtechniken ist grösser, wenn die Gülle unterhalb gut entwickelter Pflanzendecken ausgebracht wird und nicht auf den nackten Boden. Denn der Pflanzenbestand erhöht den Widerstand gegen Luftturbulenzen (Wind) und bietet der Gülle Schatten vor der Sonneneinstrahlung. Im Allgemeinen hat sich herausgestellt, dass die Minderungen der NH_3 -Emissionen bei Schleppschuhverfahren typischerweise grösser waren als beim Einsatz von Schleppschläuchen. Dies ist höchstwahrscheinlich auf den höheren Grad der Verschmutzung der Pflanzendecke durch gewisse Schleppschlauchsysteme zurückzuführen. Hier zeigt sich die Notwendigkeit, eine Kontamination der Pflanzendecke mit Gülle bei beiden Methoden zu verhindern, was sich auch positiv auf die Qualität des Grünfutters auswirkt.

142. **Schlitzdrillverfahren – offener Schlitz:** Diese Technik wird hauptsächlich auf Grünland oder Ackerflächen mit minimaler Bodenbearbeitung vor dem Pflanzen angewandt. Zur Ablage der Gülle wird der Boden mit unterschiedlich geformten Messerscharen oder Scheibenscharen bis zu 50 mm tief senkrecht aufgeschlitzt. Die Arbeitsbreite beträgt in der Regel ≤ 6 m und der Abstand zwischen den Schlitzen 200 bis 400 mm. Um sowohl die Minderung der NH_3 -Emissionen als auch die Steigerung des für die Kulturen verfügbaren N zu erzielen, sollte die Gülle etwa 50 mm tief eingebracht werden, wobei der Abstand zwischen den Injektionszinken ≤ 300 mm betragen sollte. Die Ausbringmenge ist zudem gut zu dosieren, sodass keine überschüssige Gülle aus dem offenen Schlitz auf die Oberfläche gelangt. Diese Technik ist für sehr steinige, flachgründige oder verdichtete Böden ungeeignet, da ein einheitliches Eindringen zur Erreichung der notwendigen Arbeitstiefe nicht möglich ist. Diese Methode kann allenfalls nicht auf Feldern mit sehr starker Hangneigung angewandt werden, weil die Gülle durch die Injektionsfurchen abfliessen könnte. Schlitzdrillverfahren benötigen eine höhere Traktorleistung als Ausrüstungen zur breitflächigen oder bandförmigen Verteilung.

143. **Schlitzdrillverfahren – geschlossener Schlitz:** Diese Technik kann wenig tief (50 bis 100 mm) oder tief (150 bis 200 mm) durchgeführt werden. Nach der Injektion werden die Schlitze durch hinter den Injektionszinken angebaute Druckrollen oder Walzen geschlossen und die Gülle wird somit vollständig zugedeckt. Wenn grössere Düngermengen injiziert werden, müssen die Schlitze tiefer sein, um zu verhindern, dass die Gülle an die Oberfläche drückt. Die Injektion in flache geschlossene Schlitze ermöglicht eine wirksamere NH_3 -Emissionsminderung als das Verfahren mit offenen Schlitzen. Um den vollen Nutzen zu erzielen, müssen Bodenart und -beschaffenheit ein wirksames Schliessen der Schlitze ermöglichen. Diese Technik ist daher nicht so häufig anwendbar wie das Schlitzdrillverfahren mit offenen Schlitzen. Einige tiefe Schlitzdrillgeräte sind mit einer Reihe von Zinken sowie Seitenflügeln oder «Gänsefüssen» ausgestattet, um die Durchdringung des Bodens zu vereinfachen und die die Gülle schräg im Boden ablegen, sodass relativ hohe Ausbringungsraten erreicht werden können. Die Arbeitsbreite beträgt in der Regel ≤ 4 m und der Abstand zwischen den Zinken 250 bis 500 mm. Trotz der hohen NH_3 -Minderungseffizienz ist die Anwendbarkeit der Technik hauptsächlich beschränkt auf das Ausbringen auf Ackerland vor der Aussaat und Reihenkulturen mit weit auseinander liegenden Reihen (z. B. Mais), während mechanische Beschädigungen den Ertrag auf Grünland oder bei Breitsaatkulturen verringern könnten. Weitere Einschränkungen sind u. a. die Bodentiefe, der Ton- und Steingehalt, die Hangneigung, eine höhere benötigte Traktorleistung und ein erhöhtes Auswaschungsrisiko, insbesondere auf Flächen mit Rohrdrainage.

144. **Einarbeitung von Mist und Gülle nach der Ausbringung:** Die Einarbeitung von Mist und Gülle entweder mit dem Pflug oder durch flache Bodenbearbeitung ist ein wirksames Verfahren zur Verringerung der NH_3 -Emissionen. Die höchste Minderungseffizienz wird erreicht, wenn der Hofdünger vollständig unter die Erdoberfläche eingearbeitet wird (Tabelle 14). Pflügen bewirkt eine höhere Emissionsminderung als andere Maschinenarten für die flache Bodenbearbeitung. Die Anwendbarkeit dieser Technik ist auf Ackerflächen beschränkt. Das Einarbeiten kann auf Dauergrünland nicht angewandt werden, obwohl es in Grünlandssystemen zum Einsatz kommen kann, wenn das Land in Ackerland umgewandelt wird (z. B. im Rahmen der Fruchtfolge) oder wenn Wiesen neu angesät werden, obwohl der Nährstoffbedarf zu diesen beiden Zeitpunkten gering sein dürfte. Das Verfahren ist auch nicht so gut anwendbar bei Kulturen mit minimaler Bodenbearbeitung, im Vergleich zu Kulturen mit tiefer

Bodenbearbeitung. Die Einarbeitung ist nur vor der Saat möglich. Es handelt sich um die wichtigste Technik zur Erreichung von Emissionsminderungen beim Ausbringen von Mist auf Ackerflächen, obwohl neue Verteiler zur Injektion von Geflügelmist auf Wiesen in Nordamerika getestet werden. Das Verfahren eignet sich auch für das Ausbringen von Gülle, wo Schlitzdrillverfahren mit geschlossenem Schlitz nicht anwendbar oder verfügbar sind oder ein Auswaschungsrisiko mit sich bringen. Die Bodenbearbeitung reduziert zudem Makroporen, die das Auswaschen begünstigen können. Der Erfolg dieser Methode wurde in zahlreichen Studien belegt, auch in der Russischen Föderation (Eskov et al., 2001).

145. Da die NH_3 -Verluste bereits kurz nach der Ausbringung von Hofdünger (über einige Stunden und Tage) stattfinden, ist die grösste Emissionsminderung zu erreichen, wenn die Einarbeitung unmittelbar nach der Ausbringung erfolgt. Für die sofortige Einarbeitung ist häufig ein zweiter Traktor mit Einarbeitungsgerät erforderlich, der dem Hofdüngerverteiler in geringem Abstand folgt. Falls Anforderungen bezüglich Arbeitskräften oder Maschinen diese Option einschränken, z. B. für kleinere Betriebe, sollte der Hofdünger innerhalb von 4 Stunden nach der Ausbringung eingearbeitet werden, doch sinkt dadurch die Wirksamkeit der Emissionsminderung (Tabelle 14). Eine Einarbeitung innerhalb von 24 Stunden nach dem Ausbringen führt zu einer kleineren Emissionsminderung, erhöht dafür aber die agronomische Flexibilität, was insbesondere für kleinere Betriebe interessant sein dürfte. Eine rasche Einarbeitung ist von grösster Bedeutung, wenn der Dünger um die Mittagszeit bei heissen Bedingungen ausgebracht wird. Dann könnte eine Ausbringung und Einarbeitung in einem Arbeitsschritt angewandt werden. Dies kann sich als sinnvoll herausstellen, sofern weniger als 25% des Hofdüngers der Atmosphäre ausgesetzt wird.

146. **Verdünnung von Gülle zur Verwendung in Bewässerungssystemen:** NH_3 -Emissionen aus verdünnter Gülle mit einem niedrigen Trockensubstanzgehalt sind in der Regel geringer als bei unverdünnter Gülle wegen der rascheren Versickerung im Boden (z. B. Stevens und Laughlin, 1998; Misselbrook et al., 2004). Bei der Bewässerung von Grünland oder wachsender Ackerkulturen kann dem Wasser daher eine bestimmte an die Nährstoffbedürfnisse der Pflanzen angepasste Güllemenge beigemischt werden. Dabei wird die Gülle aus dem Lager in die Bewässerungsrohre gepumpt und bis zum Tiefdrucksprinkler oder dem beweglichen Regner befördert (keine Hochdruckdüse), der die Mischung auf dem Feld verteilt. Die Verdünnungsraten können bis 50:1 (Wasser:Gülle) betragen. Diese Methode wird in die Kategorie 1 eingestuft, sofern es sich um eine aktive Verdünnung für den Einsatz in Bewässerungssystemen mit einer Verdünnung von mindestens 50% (1:1 Wasser:Gülle) handelt, sodass die Emissionen um mindestens 30% verringert werden, falls Bewässerungsbedarf besteht. Bei Gülle mit einem TS-Gehalt von 4% müsste so verdünnt werden, dass ein TS-Gehalt von $\leq 2\%$ resultiert (siehe Abbildung 1). Um in die Kategorie 1 eingeteilt zu werden, muss die Methode die folgenden Bedingungen erfüllen:

(a) Die Gülle wird zur Verwendung in Bewässerungssystemen aktiv verdünnt, sodass mindestens eine 1:1-Verdünnung mit Wasser vorliegt. Hingegen sollte die Gülle nicht einfach durch eine mangelhafte Betriebsweise verdünnt werden, z. B. weil eine Güllelage in flachen, nicht abgedeckten Lagunen erfolgt, wo sich viel Regenwasser ansammelt. Von solchen Lagern wird abgeraten, da sie selbst möglicherweise erhebliche Emissionsquellen darstellen, die mit Abdeckung schwierig zu kontrollieren sind.

(b) Die Bedingungen eignen sich für eine Bewässerung, um den Wasserbedarf der Pflanzen zu decken. Die Verdünnung von Gülle ohne Wasserbedarf führt zu höheren Transportkosten und könnte die Nitratauswaschung erhöhen.

(c) Die Menge der ausgebrachten Gülle wird entsprechend dem Nährstoffbedarf berechnet. Die Methode sollte angesichts des Risikos von Überdüngung, Nitratauswaschung oder Abschwemmung von Gülle, besonders auf geneigten Feldern, nicht als einfacher Weg zur Gülleentsorgung betrachtet werden.

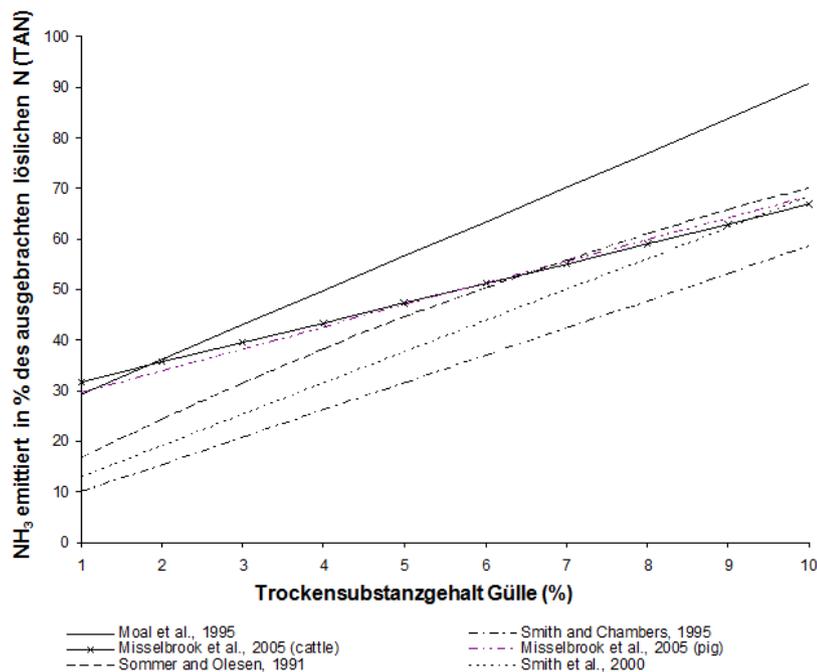
(d) Die Bodenbedingungen lassen eine rasche Versickerung von verdünnter Gülle zu, weil es keine physikalischen Infiltrationshindernisse gibt, wie beispielsweise hoher Wassergehalt des Bodens, schlechte Bodenstruktur, eine feine Textur oder andere Bodeneigenschaften, die die Raten der Infiltration

von Flüssigkeiten in den Boden verringern. Die Infiltrationsrate darf infolge hoher Ausbringungsmengen nicht abnehmen.

147. Zusätzlich zur spezifischen Verdünnung von Gülle in Bewässerungssystemen können andere Methoden zur Verringerung des TS-Gehalts der Gülle ein sinnvolles Instrument zur Minderung der NH_3 -Emissionen darstellen. Dazu gehören die Verringerung des TS-Gehalts durch anaerobe Vergärung und Fest-Flüssig-Separierung. Weil solche Methoden den pH-Wert der tiefen TS-Fraktion steigern und zudem Schlamm mit einem höheren TS-Gehalt produzieren, werden sie nicht in der Kategorie 1 eingestuft. Sie können jedoch als Teil von Methoden der Kategorie 2 trotzdem einen sinnvollen Ansatz liefern, wobei eine Überprüfung der Emissionsminderung erforderlich ist.

Abbildung 1:

Bezug zwischen dem Prozentsatz des TAN, der während der Ausbringung von Gülle als NH_3 emittiert wird, und dem Trockensubstanzgehalt (Gew.-%) der Gülle, gemäss sechs Schätzungen.



Anm.: Auch wenn bei einem TS-Gehalt von 1% NH_3 -Emissionen noch immer signifikant sind (10 bis 30% des TAN gehen durch Verflüchtigung verloren), wird eine Halbierung des TS-Gehalts durchschnittlich eine Minderung der NH_3 -Emissionen um 30% bewirken.

148. **Weitere Vorteile der Techniken zur Minderung der NH_3 -Emissionen beim Ausbringen von Gülle und Mist.** Die experimentelle Quantifizierung der erhöhten N-Effizienz des Hofdüngers im Zusammenhang mit der Reduktion der NH_3 -Emissionen hat zu verschiedenen Ergebnissen geführt (Webb et al., 2010). Dies lässt sich vermutlich teilweise durch die Schwierigkeit erklären, die bei jedem Versuch vorhanden ist, eine signifikante Reaktion von Pflanzen auf eine Zugabe von Dünger mit geringem Stickstoffgehalt bei relativ hohen allgemeinen Stickstoffmineralisierungsraten im Boden zu identifizieren. In der Praxis schlägt sich die Reduktion der NH_3 -Emissionen in einer Verringerung der Ausbringungsrate von zusätzlichem N nieder. Obwohl die Aufnahme des NH_3 -N durch die Pflanze schwankt, kann der TAN, der sich nicht verflüchtigt hat, als potenziell äquivalent zu chemischem Stickstoffdünger betrachtet werden. Daher können verringerte NH_3 -Verluste als Ersatz für das Ausbringen von Mineraldüngern in einem 1:1-Verhältnis angerechnet werden.

149. Die Techniken zur bandförmigen Ausbringung und zur Injektion sowie die rasche Einarbeitung von Mist reduzieren den Geruch im Zusammenhang mit der Hofdüngerausbringung beträchtlich. Die geringeren Geruchsemissionen, die durch diese Techniken bewirkt werden, können eine Ausbringung auf Flächen oder zu Zeiten ermöglichen, die sonst wegen Beschwerden nicht möglich wären.

150. Die Techniken zur bandförmigen Ausbringung und zur Injektion in den Boden können eine genauere Gülledosierung ermöglichen als die Referenztechnik, da die Gülle in gleichmässigen Proportionen zu Rohren geführt wird, die über eine festgelegte Bügelbreite gleichmässig verteilt sind. Zum Vergleich: Die räumliche Verteilung nach der Ausbringung mit dem Prallteller (Referenzsystem) ist häufig variabler, je nach Gestaltung und Zustand der Pralltellereinheit. Zudem kann die Bügelbreite beim Einsatz von Pralltellern variabler sein (z. B. durch den Wind beeinflusst), was zu einer nicht perfekten Ausrichtung von angrenzenden Güllestreifen und einer weniger genauen Ausbringung am Feldrand führen kann. Diese potenzielle Verbesserung der Dosierung erhöht die Wirksamkeit der Gülle als Nährstoffquelle. Zudem wird das Risiko einer Verschmutzung von angrenzenden Flächen oder Gewässer verringert.

151. Die Möglichkeiten zur Gülleausbringung mit der Referenztechnik (breitflächige Verteilung) werden durch das Risiko einer Qualitätsverschlechterung oder Beschädigung der Kulturpflanzen infolge einer Güllekontaminierung eingeschränkt. Die bandförmige Ausbringung und Injektion reduzieren die Verschmutzung des Grünfutters und erlauben dadurch den Gülleaustrag auf höhere Pflanzenbestände. Dies ist besonders relevant für Grünland, wo eine Verschmutzung durch Gülle die Genussqualität beim Weiden oder die Silagequalität verringern kann und Krankheitserreger zwischen Betrieben übertragen könnte (z. B. Johnne'sche Krankheit), falls Hofdünger oder Ausrüstung zwischen Betrieben geteilt wird. Diese Methoden ermöglichen auch eine Gülleausbringung auf wachsende Ackerkulturen (insbesondere Getreide), die man beim Einsatz des Pralltellers als nicht geeignet für den Gülleinsatz einstuft. Die Nutzung emissionsarmer Techniken kann daher dazu beitragen, die Gülleausbringung flexibler zu gestalten, indem mehr Landflächen verfügbar sind an Tagen, an denen die Wetterbedingungen für eine geringere NH_3 -Verflüchtigung und eine optimale Güllestickstoffnutzung gegeben sind, und wenn die Bodenfeuchtigkeitsbedingungen für das Befahren des Bodens durch Maschinen mit minimaler Bodenverdichtung gegeben sind.

152. **Mögliche Kostenauswirkungen der Minderungstechniken.** Kostensteigerungen im Zusammenhang mit dem Kauf und Unterhalt der Ausbringtechnik oder dem Einsatz von Lohnunternehmern mit moderner Ausrüstung können einen negativen Anreiz für deren Einsatz darstellen. Die Injektionstechniken bedingen eine höhere Traktorleistung und tragen weiter zu den Kosten für den Einsatz dieser Systeme bei. Diese zusätzlichen Kosten können teilweise oder vollständig aufgewogen werden durch den finanziellen Nutzen der Ertragsverbesserung und der Ertragssicherheit, indem N-Verluste verringert werden (indem der Mineraldüngerbedarf zurückgeht), durch eine präzisere Ausbringung von Hofdüngerstickstoff zur Pflanze, durch die höhere agronomische Flexibilität und durch andere positive Nebenwirkungen wie die Reduktion der Geruchsbelästigung und der Pflanzenkontamination und eine verbesserte visuelle Ästhetik während und nach der Hofdüngerausbringung (Webb et al., 2010). Das Kosten-Nutzen-Verhältnis insgesamt hängt insbesondere von den Gerätekosten und der Minderungseffizienz ab.

153. **Auswirkungen der geringeren Ammoniakverluste auf den Stickstoffkreislauf.** Wenn nach der Düngerausbringung keine Kulturpflanzen vorhanden sind oder solch angebaut werden, die den verfügbaren Stickstoff aufnehmen können, steigt das Risiko eines N-Verlusts infolge Auswaschung oder in Form von gasförmigem N_2O . Mit der Einarbeitung und insbesondere der Injektion des Hofdüngers besteht also ein gewisses Risiko, dass Luftverschmutzung durch Gewässerverschmutzung ersetzt wird, hingegen sinkt das Oberflächenabflussrisiko bei eventuellen anschliessenden Niederschlägen. Aus diesem Grund muss die Zeitwahl der Ausbringung von Gülle oder Festmist das Potenzial für geringe NH_3 -Emissionen mit den anderen Verlustpfaden ausgleichen, unter Berücksichtigung des zeitlichen Bedarfs der Pflanzen. Um N-Verluste insgesamt zu vermeiden, sollte Hofdünger nicht ausgebracht werden, wenn er nicht oder nur sehr beschränkt von Pflanzen aufgenommen werden kann. Die NH_3 -Minderung leistet einen wesentlichen Beitrag zur gesamten Reduktion der N-Verluste aus der Landwirtschaft und maximiert so die agronomischen Vorteile von ausgebrachten Mineraldüngern. Der finanzielle Nutzen für

den Landwirt aus der Senkung des Bedarfs an mineralischen Stickstoffdüngern wird durch einen regionalen Nutzen in Bezug auf die Treibhausgase infolge des reduzierten Bedarfs an mineralischen Stickstoffdüngern ergänzt, insbesondere im Hinblick auf die Dünger bezogenen N₂O-Emissionen aus den Böden und die hohen Energiekosten für die Stickstoffdüngerherstellung.

154. Ergebnisse von Untersuchungen lassen darauf schliessen, dass die Injektion von Gülle die N₂O-Emissionen steigen lässt oder nicht beeinflusst. Es wird davon ausgegangen, dass das Zusetzen von gut abbaubarem Kohlenstoff in Gülle der für die steigenden N₂O-Emissionen verantwortliche Mechanismus ist, und zwar in einem Ausmass, das über den Erwartungen liegt, weil infolge der Minderung der NH₃-Emissionen mehr N in den Boden eingetragen wird. Das Zusetzen von gut abbaubarem Gülle-Kohlenstoff kann ohne eine wesentliche Belüftung des Bodens die Denitrifikationsaktivität verstärken. Es gibt einige Gründe, weshalb Ausbringetechniken mit geringeren NH₃-Emissionen nicht immer höhere N₂O-Emissionen bewirken, z.B.: (1) eine tiefere Injektion (> 5 cm) oder Einarbeitung kann durch die Verlängerung des Diffusionspfads vom Denitrifikationsort zur Bodenoberfläche zu einem grösseren Ausmass von denitrifiziertem N führen, der als N₂ emittiert wird; (2) der darauf folgende Bodenfeuchtigkeitsstatus und damit die Belüftung ist allenfalls nicht geeignet für eine erhöhte N₂O-Produktion; (3) in Böden, die schon sowohl mit gut abbaubarem Kohlenstoff als auch mit gut abbaubarem mineralischem Stickstoff versorgt sind, könnte jede Zunahme der N₂O-Emission zu klein sein, um eine signifikante Wirkung zu haben; und (4) die Auswirkungen des folgenden Wetters auf den Bodenfeuchtigkeitsgehalt und den mit Wasser gefüllten Porenraum des Bodens werden sich ebenfalls auf künftige N₂O-Emissionen auswirken. Die Überlegung bei diesen Interaktionen besteht darin, dass eine Minderung der NH₃-Emissionen die N₂O-Emissionen im Zusammenhang mit der Deposition von atmosphärischem N in seminaturalen Ökosystemen reduziert und es erlaubt, Einsparungen bei den Düngereinträgen zu tätigen, was zu einer Gesamtreduktion der N₂O-Emissionen führt.

155. Die Einarbeitung von Mist scheint die N₂O-Emissionen zu senken oder gar nicht zu beeinflussen. Im Gegensatz zu Gülle gibt es Hinweise dafür, dass gut abbaubarer Kohlenstoff als Teil des Abwassers, das bei der Lagerung von Mist entsteht, verloren geht. Daher wird sich der Kohlenstoff, der sich durch die Einarbeitung von Mist in den Boden im Boden ablagert, weniger auf den Stoffwechsel von Mikroben auswirken als Gülle.

Techniken der Kategorie 2

156. **Überprüfung von Techniken der Kategorie 2.** Techniken der Kategorie 2 können Teil eines sinnvollen Massnahmenpakets zur Minderung von NH₃-Emissionen sein, sie sind aber unter Umständen unsicherer oder die angegebenen Emissionsminderungen haben nicht allgemeine Gültigkeit. Aus diesem Grund wird in diesem Leitfaden spezifiziert, dass in Fällen, in denen Methoden der Kategorie 2 eingesetzt werden, um die angegebenen Emissionsminderungen zu erzielen, die Protokollparteien Details liefern müssen, um die rapportierten Emissionsminderungen der Methoden zu verifizieren. Eine solche Überprüfung hat auch für Methoden der Kategorie 3, wenn diese eingesetzt werden, zu erfolgen. Für Techniken, die darauf basieren, dass a) die Bodeninfiltrationsrate erhöht wird und b) eine Hochdruckinjektion von Gülle erfolgt, sollte die Dokumentation die verwendeten Praktiken beschreiben und die Emissionsminderung mit Messungen im Feld- oder Betriebsmassstab belegen. Für die Überprüfung von Massnahmen zur zeitlichen Planung der Ausbringung von Hofdünger gelten spezifische Anforderungen, die weiter unten beschrieben werden.

157. **Erhöhung der Bodeninfiltrationsrate.** NH₃-Emissionen nehmen mit sinkendem Trockensubstanzgehalt der Gülle ab, wenn Bodenart und -beschaffenheit eine rasche Infiltration von Flüssigkeiten zulassen. Eine Verdünnung mit Wasser verringert nicht nur die Ammonium-N-Konzentration, sondern erhöht auch die Bodeninfiltrationsrate nach der Ausbringung. Unverdünnte Gülle (d. h. 8 bis 10% Trockensubstanz) ist mindestens im Verhältnis 1:1 zu verdünnen (ein Teil Gülle zu einem Teil Wasser), um eine Emissionsminderung von mindestens 30% zu erreichen. Ein wesentlicher Nachteil dieser Technik ist, dass möglicherweise zusätzliche Lagerkapazitäten notwendig sind und eine grössere Menge Gülle ausgebracht werden muss. Bei manchen Güllebewirtschaftungssystemen ist die Gülle bereits verdünnt (z. B. wenn sich Waschwasser von Melkständen und Stallböden, Regenwasser usw. mit

der Gülle vermischen), so dass sich eine weitere aktive Verdünnung kaum lohnt. Zusätzliche Kosten für Lagerungskapazität und insbesondere für den Transport zur Ausbringung sollten den Einsatz dieser Technik unattraktiv machen. Zudem kann der zusätzliche Transport ein erhöhtes Risiko von Grundwasserverschmutzung, grössere Wasserverschwendung und einen grösseren CO₂-Fussabdruck bewirken. Erfahrungen aus der Russischen Föderation zeigen, dass Bewirtschaftungsmassnahmen, welche die Infiltration verbessern (z. B. Bodenbearbeitung mit Scheibenegge, Grupper) ein sinnvolles Mittel darstellen, um die Infiltrationsrate vor der Gülleausbringung zu erhöhen (Eskov et al., 2001).

158. Bei der Ausbringung von verdünnter Gülle kann eine grössere Gefahr von Oberflächenabfluss und Auswaschungen bestehen. Dem ist entgegenzuwirken, indem ein besonderes Augenmerk auf Ausbringmenge, Bodenbeschaffenheit, Hangneigung usw. gerichtet wird. Aus diesen Gründen wird diese Methode, abgesehen von der aktiven Verdünnung von Gülle zur Bewässerung (Kategorie 1) in die Kategorie 2 eingestuft.

159. Eine weitere Möglichkeit, den TS-Gehalt der Gülle zu verringern und dadurch die Bodeninfiltrationsrate zu erhöhen, besteht darin, den Feststoffanteil durch Separierung oder anaerobe Vergärung zu reduzieren. Durch den Einsatz eines mechanischen Trennverfahrens mit einer Siebgrösse von 1 bis 3 mm lassen sich die NH₃-Verluste aus der flüssigen Fraktion um maximal 50% reduzieren. Ein weiterer Vorteil ist, dass die Grasnarbe beim Ausbringen weniger verschmutzt wird. Zu den Nachteilen dieser Technik gehören die Investitions- und Betriebskosten der Separierungsanlage und der dazugehörigen Einrichtungen, die Notwendigkeit, sowohl mit einer flüssigen als auch festen Fraktion umgehen sowie die Emissionen der Feststoffe berücksichtigen zu müssen. Informationen zur Überprüfung solcher Systeme sollten die gesamte NH₃-Emissionsminderung umfassen, bei der die Emissionen aus den Fraktionen mit tiefem und mit hohem TS-Gehalt berücksichtigt werden.

160. Eine dritte Möglichkeit, die Infiltrationsrate zu erhöhen, besteht darin, die Gülle nach der Ausbringung mit Wasser von der Grasoberfläche abzuspülen. Dazu sind eine grosse Menge Wasser und ein weiterer Arbeitsgang notwendig. Ergebnisse aus Kanada haben jedoch gezeigt, dass sich unter bestimmten Voraussetzungen mit 6 mm Wasser die NH₃-Verluste im Vergleich zur einfachen Ausbringung um 50% mindern lassen. Informationen zur Überprüfung solcher Systeme sollten die Zeitverzögerung zwischen der Gülleausbringung und dem Waschen des Grases mit Wasser, die verwendeten Wassermengen und den Prozentsatz der erzielten Emissionsminderung umfassen. Wenn nach der Ausbringung Wasser eingesetzt wird, kann ein grösseres Risiko des Oberflächenabflusses und der Auswaschung bestehen, je nach Bodenbedingungen, Hangneigung usw. Aus diesen Gründen wird diese Methode, abgesehen von der aktiven Verdünnung von Gülle zur Bewässerung (Kategorie 1) in die Kategorie 2 eingestuft.

161. **Hochdruckinjektion.** Bei dieser Technik wird die Gülle mit einem Druck von 5 bis 8 bar unter die Erdoberfläche gepresst. Da die Erdoberfläche nicht durch Zinken oder Scheibeneggen aufgerissen wird, lässt sich dieses Verfahren auch an Steilhängen und auf steinigten Böden anwenden, wo Schlitzdrillverfahren nicht möglich sind. In Feldversuchen wurde eine mit dem offenen Schlitzdrillverfahren vergleichbare typische Emissionsminderung von 60% erreicht, doch muss diese Technik noch weiter untersucht werden.

162. **Wahl des geeigneten Zeitpunkts zur Ausbringung.** NH₃-Emissionen sind bei warmen, trockenen und windigen Situationen am höchsten (d. h. wenn die Evapotranspirationsraten hoch sind). Die Emissionen können gesenkt werden, indem die zeitliche Planung der Ausbringung optimiert wird, d. h. wenn kühle, feuchte Bedingungen herrschen, am Abend, vor oder während leichtem Regenfall und indem eine Ausbringung bei warmen Wetterbedingungen vermieden wird, insbesondere in Perioden mit hohem Sonnenstand und somit mit erhöhter Sonneneinstrahlung (Juni/Juli) (Reidy und Menzi, 2007). Dies ist ein potenziell kosteneffizienter Ansatz, da er mit einer Ausrüstung zur breitflächigen Ausbringung umgesetzt werden kann. Er kann darüber hinaus zu einem zusätzlichen Vorteil führen, wenn er in Kombination mit einer emissionsarmen Ausbringungstechnik wie dem Schleppschauch eingesetzt wird. Die potenziellen Emissionsminderungen, die erzielt werden können, werden je nach regionalen und lokalen Boden- und Witterungsbedingungen variieren, und daher wird das Massnahmenpaket auf die regionalen Bedingungen abgestimmt werden müssen.

163. Während die Vorteile der Wahl des geeigneten Zeitpunkts zur Ausbringung schon seit Langem bekannt sind, gibt es dabei folgende Haupteinschränkungen:

- (a) es muss in der Praxis bewiesen werden, dass die Methode ein bestimmtes Minderungsziel für NH_3 -Emissionen erfüllen kann;
- (b) es ist genau zu definieren, was mit Referenzbedingungen gemeint ist (um eine korrekte Rapportierung der Ergebnisse zu gewährleisten);
- (c) es ist ein System zur Anwendung dieser Methode einzuführen, mit dem die Wirksamkeit und Anwendung überprüft werden kann; und
- (d) die Flexibilität ist eingeschränkt, wenn Hofdünger unter Berücksichtigung der Befahrbarkeit des Bodens, der Verfügbarkeit von Ausrüstung und Arbeitskräften sowie bei Beachtung anderer Vorschriften ausgebracht wird.

164. Diese Methode unterscheidet sich ziemlich von den technischen Methoden, die zur Kategorie 1 gerechnet werden, wie bandförmige Ausbringung und Einarbeitung des Hofdüngers. Die Wirksamkeit letzterer Methoden wird in den Tabellen 13 und 14 aufgeführt und basiert auf den durchschnittlichen Ergebnissen vieler Untersuchungen. Bei den Massnahmen zur zeitlichen Planung der Ausbringung basiert die Beurteilung auf Ergebnissen aus Berechnungen mit repräsentativen Modellen (gestützt auf zahlreiche Studien und unter Berücksichtigung der meteorologischen Bedingungen).

165. Damit die Vorteile der zeitlichen Planung der Ausbringung als Minderungsmaßnahme berücksichtigt werden können, müssen die oben erwähnten Einschränkungen beachtet werden. Dies kann durch *ein überprüfbares System für die Durchführung und Aufzeichnung der Ausbringung von Festmist und Gülle zu verschiedenen Zeitpunkten erreicht werden. Dabei muss nachgewiesen werden, dass dessen Anwendung quantifizierte Emissionsminderungen von NH_3 auf Betriebsebene bewirkt*. Der Einsatz dieses Systems muss das Erreichen eines spezifischen Emissionsminderungsziels für NH_3 im Vergleich zum Referenzsystem belegen, um als Teil internationaler Emissionsminderungsstrategien berücksichtigt zu werden.

166. Massnahmen zur zeitlichen Planung der Ausbringung können so gestaltet werden, dass verschiedene Grundsätze der Beeinflussung von NH_3 -Emissionen genutzt werden. Die daraus erwachsenden Vorteile können je nach lokalem Klima variieren, so dass auch die Umsetzung regional unterschiedlich sein wird. Die folgenden Grundsätze können genutzt werden:

(a) Wetterabhängige Schwankung der NH_3 -Emissionen. Die NH_3 -Emissionen sind tendenziell geringer bei kühlen und nassen Bedingungen sowie nach leichtem Niederschlag (obwohl Staunässe in Böden die Ausbringungsbedingungen verschlechtern kann). NH_3 -Emissionen können daher prognostiziert werden, indem NH_3 -Emissionsmodelle mit Wettervorhersagen gekoppelt werden. Dies wird schon in mehreren Ländern so praktiziert, indem der mögliche Zeitpunkt für die Ausbringung auf prognostizierte Perioden niedriger NH_3 -Emissionen beschränkt ist.

(b) Saisonale Schwankungen von NH_3 -Emissionen. NH_3 -Emissionen können saisonal geschätzt werden, indem Wetterbedingungen für verschiedene Jahreszeiten verallgemeinert werden. So führen saisonale Schwankungen zum Beispiel zu den höchsten NH_3 -Emissionen bei warmen Sommerbedingungen und zu geringeren Emissionen bei kühlen, nassen Winterbedingungen. Ein gezieltes saisonales Management in Bezug auf die Ausbringung von Mist und Gülle kann die jährlichen NH_3 -Emissionen insgesamt senken. Doch können dabei andere Einschränkungen auftreten, z. B. das Ziel, die Hofdüngerausbringung auf die zeitlichen Bedürfnisse der Kulturen abzustimmen, und die Notwendigkeit, eine Gewässerverschmutzung zu vermeiden.

(c) Schwankung der NH_3 -Emissionen im Tagesverlauf. Wegen geringerer Windgeschwindigkeiten, tieferer Temperaturen und höherer Feuchtigkeit sind NH_3 -Emissionen nachts meist geringer.

(d) Auswirkung der zeitlichen Planung der Stallhaltung gegenüber Weidehaltung auf die NH_3 -Emissionen. Die NH_3 -Emissionen von Tieren, die Auslauf mit genügend grosser Futterfläche haben (z. B. Weidehaltung von Rindern), sind tendenziell wesentlich geringer als bei der Stallhaltung, da so die NH_3 -Emissionen im Zusammenhang mit Stallungen, Hofdüngerlagerung und dem Ausbringen von Gülle und Festmist vermieden werden. Aus diesem Grund kann, unter Berücksichtigung anderer Einschränkungen

wie der Qualität von Wasser und Boden, die im Winter wegen der Weidehaltung entstehen, eine Verlängerung der Weidedauer die NH₃-Emissionen verringern (insbesondere wenn die Tiere rund um die Uhr auf der Weide sind). Dieser Ansatz kann bei der zeitlichen Planung der Ausbringung von Hofdünger berücksichtigt werden, da er die Gesamtmengen des auszubringenden Düngers beeinflusst.

167. Prüfverfahren für die zeitliche Planung der Ausbringung. Eine der grössten Herausforderungen besteht darin, eine geeignete Überprüfung der Methode durchzuführen, insbesondere im Hinblick auf die Anforderung, das Erreichen eines spezifischen Emissionsziels zu belegen. Das Emissionsminderungsziel sollte auf Jahresbasis beurteilt werden, da das Emissionsminderungspotenzial dieser Methode zeitabhängig ist.

168. Die Überprüfung der zeitlichen Planung der Ausbringung sollte die folgenden Schritte umfassen:

(a) Überprüfung des verwendeten biophysikalischen Modells. Es soll eine transparente Beschreibung des numerischen Modells vorgelegt werden, das mit einer geeigneten unabhängigen Überprüfung durch Feldmessungen untermauert ist.

(b) Überprüfung der Auswirkungen einer spezifischen zeitlichen Planung auf die NH₃-Emissionen. Für alle eingesetzten Massnahmen soll das Ausmass, in dem die zeitliche Planung im Vergleich zu den Referenzbedingungen für die betreffende Region zum geforderten Emissionsminderungsziel beiträgt, belegt werden.

(c) Überprüfung, dass die aktuellen Praktiken mit der Berichterstattung übereinstimmen. Ein System zur zeitlichen Planung der Ausbringung sollte zusammen mit einem geeigneten Aufzeichnungssystem eingeführt werden, um sicherzustellen und zu belegen, dass die vorgesehenen Massnahmen vollständig umgesetzt werden.

169. **Definition der Referenzbedingungen für die zeitliche Planung der Ausbringung.** Bei den meisten emissionsarmen Ausbringungstechniken kann die erreichte prozentuale Minderung für einen grossen Klimabereich generalisiert werden. Bei der zeitlichen Planung der Ausbringung von Hofdünger braucht es hingegen eine detailliertere Definition der Referenzbedingungen. Insgesamt gilt dieselbe *Referenztechnik* (breitflächige Ausbringung von Gülle und Mist), aber die Referenz muss auch auf Betriebsebene gemäss den bestehenden Praktiken definiert werden. Um die regionale Klimavariabilität und die jährliche Variabilität der meteorologischen Bedingungen zu berücksichtigen, werden die Referenzbedingungen der zeitlichen Planung der Ausbringung ausgeweitet und umfassen: «*die Kombination der Düngerausbringpraktiken und der Wahl des Zeitpunkts der Ausbringung auf Betriebsebene während einer bestimmten Referenzperiode, während der die Referenzmethode für die Ausbringung (breitflächige Ausbringung) eingesetzt wird, unter Berücksichtigung der Dreijahresvariabilität der meteorologischen Bedingungen.*»

170. Das Emissionsminderungspotenzial von Massnahmen zur zeitlichen Planung der Ausbringung sollte für die Region, in der sie übernommen werden, überprüft werden. Numerische Simulationsmodelle für NH₃-Emissionen werden im Allgemeinen als Teil der Überprüfung verwendet werden müssen.

171. Massnahmen zur zeitlichen Planung der Ausbringung können in Kombination mit anderen Massnahmen zur Minderung von NH₃-Emissionen nach der Hofdüngerausbringung eingesetzt werden, z. B. Gülleausbringtechniken oder die Einarbeitung von Hofdünger in den Boden. Die zusätzliche absolute NH₃-Emissionsminderung von Massnahmen zur zeitlichen Planung der Ausbringung wird jedoch je nach Emissionsminderungspotenzial der angewendeten Ausbringungsmethode variieren. Der gemeinsame Beitrag der emissionsarmen Ausbringungstechniken und von Massnahmen zur zeitlichen Planung der Ausbringung sollte evaluiert werden, um sicherzustellen, dass das NH₃-Minderungsziel auf Betriebsebene insgesamt erreicht wird.

172. Je nach Art der umzusetzenden Massnahmen werden die wichtigsten Zusatzkosten im Zusammenhang mit der geringeren Flexibilität bei der zeitlichen Planung der Düngerausbringung anfallen sowie in Bezug auf die administrativen Kosten, die durch die Überprüfung entstehen. Mögliche Kosteneinsparungen könnten resultieren, indem Massnahmen zur zeitlichen Planung der Ausbringung

kombiniert werden mit einer Beratung zum effektiveren Management von Stickstoffflüssen auf dem Betrieb, beispielsweise mit einem erprobten Expertensystem.

173. Das Ausbringen vor oder während Wetterbedingungen, die das Risiko von Nährstoffverlusten in Gewässer erhöhen, sollte vermieden werden. Die Sicherheitsaspekte im Zusammenhang mit dem Betrieb von Maschinen zu bestimmten Zeitpunkten, insbesondere in der Dunkelheit, sollten bei der Gestaltung von Massnahmen zur zeitlichen Planung der Ausbringung ebenfalls berücksichtigt werden. Die zur Minderung der NH_3 -Emissionen geeigneten Bedingungen (feucht und windstill) können unter Umständen zu Geruchbelästigungen führen, da sie die rasche Ausbreitung der Schadstoffe hemmen.

174. **Angesäuerte Gülle.** Das Gleichgewicht zwischen Ammonium-N und NH_3 in einer Lösung hängt vom pH-Wert ab (Säuregehalt). Ein hoher pH-Wert begünstigt NH_3 -Verluste, während ein niedriger pH-Wert das Vorliegen von Ammonium-N begünstigt. Eine Absenkung des pH-Werts von Gülle auf einen stabilen Wert von 6 ist in der Regel ausreichend, um die NH_3 -Emissionen um mindestens 50% zu reduzieren. In Dänemark wird momentan mit beträchtlichem Erfolg eine Technik angewendet, bei der Gülle mit Schwefelsäure versetzt wird. Bei der Säurezugabe ist die Pufferkapazität der Gülle zu berücksichtigen. Um das während der Ansäuerung der Gülle entstehende und ausgestossene CO_2 zu kompensieren, braucht es in der Regel eine zusätzliche Säurezugabe, und der pH-Wert muss sorgfältig überwacht werden. Die Säure sollte vorzugsweise während der Güllelagerung und während der Verteilung in speziell dafür vorgesehenen Tankwagen zugegeben werden. Diese Technik ist zwar wirksam, hat aber den grossen Nachteil, dass der Umgang mit starken Säuren auf landwirtschaftlichen Betrieben äusserst gefährlich ist.

175. Zur Herstellung von angesäuerter Gülle gibt es verschiedene Möglichkeiten: Zugabe von organischen Säuren (z. B. Milchsäure) oder anorganischen Säuren (z. B. Salpetersäure, Schwefelsäure, Phosphorsäure), Veränderungen bei der Fütterung oder Einsatz von Zusatzstoffen zum Futter (z. B. Benzoesäure) (siehe Kapitel IV) oder zur Gülle (z. B. Milchsäurebakterien), die die Senkung des pH-Werts bewirken. Organische Säuren haben den Nachteil, dass sie schnell abgebaut werden (und dabei CO_2 bilden und freisetzen). Da es sich normalerweise um schwache Säuren handelt, sind darüber hinaus grosse Mengen erforderlich, um den gewünschten pH-Wert zu erreichen. Salpetersäure hat den Vorteil, den N-Gehalt in der Gülle zu erhöhen und somit einen in Bezug auf NPK (Stickstoff-Phosphor-Kalium) ausgewogeneren Dünger zu liefern. Hingegen besteht möglicherweise ein grosser Nachteil bei der Nitrifikation, durch Denitrifikation geförderte Produktion von N_2O und einem damit verbundenen pH-Anstieg. Bei der Verwendung von Salpetersäure muss ein pH-Wert von ~ 4 erreicht werden, um die Nitrifikation und Denitrifikation zu verhindern, da sonst Nitrat verloren geht und nicht akzeptable Mengen N_2O entstehen. Bei der Verwendung von Schwefel- und Phosphorsäure werden der Gülle Nährstoffe hinzugefügt, die eine Überdüngung mit S und P verursachen könnten. Wird zu viel Säure hinzugefügt, könnte ausserdem Schwefelwasserstoff entstehen und die Geruchsbelästigung sowie Gesundheits- und Sicherheitsrisiken könnten zunehmen. Die Ansäuerung von Gülle zur Verringerung von NH_3 -Emissionen wird in Dänemark in 125 Betrieben operativ eingesetzt. Dabei wird der pH-Wert der Gülle von ca. 7,5 auf ca. 6,5 gesenkt. Dieses Vorgehen wird sowohl in den Stallungen (führt zu einer geschätzten Emissionsminderung um 70%) als auch bei der Ausbringung (mit einer geschätzten Emissionsminderung von 60%) angewandt. In der Nähe von Naturschutzgebieten ist eine flachgründige Injektion von Hofdünger gefragt. In Dänemark legt ein neues Gesetz jedoch fest, dass Schleppschuh- bzw. Schleppschlauchverfahren in Kombination mit einer Ansäuerung der Gülle auch den Anforderungen entsprechen.

176. **Zusatz von Superphosphat und Phosphorgips.** Langjährige Erfahrungen in der Russischen Föderation haben gezeigt, dass eine wirksame Methode zur Erzielung einer beträchtlichen Verringerung der NH_3 -Verluste aus der Lagerung und der Ausbringung von Gülle und Mist im Zusetzen von Superphosphat und Phosphorgips besteht. Hofdünger und Phosphorgips werden in einem Verhältnis von 20:1 verwendet, je nach den Haltungszeiträumen. Dies führt zu einer NH_3 -Emissionsminderung um 60%. Das Vorhandensein von Phosphorgips in Kompost, der auf Gülle und Mist basiert, kann die Wirksamkeit ihrer Nutzung um die Hälfte vergrössern, insbesondere wenn er für Kreuzblütler verwendet wird (Novikov et al., 1989; Eskov et al., 2001). Der wichtigste regulatorische Faktor zur intensiven Nutzung von Kompost mit Phosphorgips ist eine gefährlich grosse Ansammlung von zugehörigen Fluorid- und

Strontiumverbindungen im Boden. In der Russischen Föderation entspricht diese Praxis der landwirtschaftlichen Nutzung industrieller Phosphorgipsabfälle aus Schwefelsäurefabriken. Bei der Planung des Nährstoffmanagements unter Berücksichtigung der Bedarfsempfehlungen von N und P ist eine übermässige Bereitstellung von P zu vermeiden.

Techniken der Kategorie 3

177. **Andere Zusätze.** Kalzium- und Magnesiumsalze, saure Verbindungen (z. B. FeCl_3 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$) und Superphosphat haben sich als NH_3 -emissionsmindernd erwiesen, doch (ausser für die Ausnahme, die in Paragraf 169 beschrieben wird) sind dafür im Allgemeinen zu grosse Mengen erforderlich, um in der Praxis anwendbar zu sein. Absorbierende Materialien wie Torf und Zeolith sind auch bereits verwendet worden. Ferner sind im Handel Zusätze erhältlich, von denen die meisten jedoch nicht von unabhängigen Stellen geprüft wurden.

VIII. Ausbringung von Mineraldünger

A. Harnstoffbasierte Dünger

178. NH_3 -Emissionen bei der Ausbringung von Mineraldünger hängen von der Art des Düngers sowie von den Witterungs- und Bodenbedingungen ab. Emissionen aus harnstoffbasierten Düngern sind höher als bei anderen Düngerarten, da eine rasche Hydrolyse des Harnstoffs lokal einen pH-Anstieg bewirkt. Eine rasche Hydrolyse tritt häufig auf in Böden, in denen wegen grosser Mengen an Ernterückständen viel Urease vorhanden ist. Emissionen von wasserfreiem NH_3 können signifikant sein, wenn die Injektion in den Boden schlecht erfolgt und der Boden nach der Injektion nicht gut gedeckt ist. Der Erfolg hängt davon ab, dass der richtige Boden und die richtige Bodenfeuchtigkeit vorhanden sind, damit die Furche sich gut schliesst. Emissionen von Ammoniumsulfat und Diammoniumphosphat sind höher, wenn diese Düngerarten auf kalkhaltigen Böden (mit hohem pH-Wert) ausgebracht werden. Techniken zur Emissionsminderung konzentrieren sich daher auf die Ausbringung von harnstoffbasierten Düngemitteln auf allen Bodenarten sowie auf die Ausbringung von Ammoniumsulfat und Diammoniumphosphat auf kalkhaltigen Böden. Emissionsminderungstechniken basieren entweder darauf, die Hydrolyse von Harnstoff zu Ammoniumcarbonat zu verlangsamen oder den raschen Eintrag des Düngers in den Boden zu fördern (Sommer et al., 2004).

179. Der Einsatz von Methoden zur Verringerung der NH_3 -Emissionen aus harnstoffbasierten Verbindungen trägt wesentlich zur gesamten NH_3 -Emissionsminderung in der Landwirtschaft bei. Insbesondere ist zu beachten, dass NH_3 -Emissionen aus harnstoffbasierten Düngern (typischerweise 5 bis 40% N-Verlust als NH_3) viel höher sind als bei Düngemitteln, die auf Ammoniumnitrat basieren (typischerweise 0,5 bis 5% N-Verlust als NH_3). Obwohl Ammoniumnitrat der wichtigste in Europa verwendete Stickstoffdünger ist, bleibt weiterhin ein Risiko bestehen, dass sein Einsatz in gewissen Ländern aus Sicherheitsgründen künftig eingeschränkt oder verboten werden könnte. Schon aus Sicherheitsgründen und wegen höherer Kosten wurde Ammoniumnitrat in Nordamerika weitgehend durch Harnstoff ersetzt. Da die Massnahmen zur Minderung der NH_3 -Emissionen aus harnstoffbasierten Düngern bei bestimmten Pflanzen beschränkt bleiben, insbesondere bei Dauerkulturen, ist zu erwarten, dass eine solche Änderung die regionalen NH_3 -Emissionen signifikant steigern würde.

180. Falls die Ausbringung in Mengen und an Zeitpunkten erfolgt, die agronomisch sinnvoll sind, stellt die verbesserte N-Aufnahme durch die Pflanzen den Hauptnutzen bei der Verringerung der NH_3 -Emissionen dar, mit minimalen Zunahmen über die anderen Verlustpfade (z. B. Nitratauswaschung, Denitrifikation). Zudem wird durch eine Verringerung der NH_3 -Emissionen eine ähnliche Minderung bei den indirekten N-Verlusten erwartet (z. B. durch weniger Auswaschung und Denitrifikation von Waldböden). Bei der Betrachtung des ganzen Systems (Landwirtschaft, nichtlandwirtschaftliche Flächen und Verfrachtung durch Dispersion in der Atmosphäre) wird nicht erwartet, dass diese Massnahmen allgemein die Nitratauswaschung oder den Lachgasverlust erhöhen. Die Massnahmen fokussieren sich

auf die Erhaltung von N im Bewirtschaftungssystem, wobei die Produktivität maximiert wird (siehe auch Kapitel III).

181. *Referenzverfahren*. Die Referenztechnik ist die breitflächige Ausbringung des Stickstoffdüngers. Die Wirksamkeit, Beschränkungen und Kosten der emissionsarmen Ausbringungstechniken sind in Tabelle 15 zusammengefasst.

Techniken der Kategorie 1

182. Zu den Techniken der Kategorie 1 für harnstoffbasierte Dünger gehören: Ureasehemmer, beschichtete Langzeitdünger, Injektion in den Boden, rasche Einarbeitung in den Boden und Bewässerung direkt nach der Ausbringung. Von diesen Techniken können die Injektion in den Boden, die rasche Einarbeitung in den Boden und die Bewässerung direkt nach der Anwendung auch beim Ausbringen von Ammoniumsulfat (und Diammoniumphosphat) auf kalkhaltigen Böden angewandt werden.

183. **Ureasehemmer** verzögern die Umwandlung von Harnstoff in Ammoniumcarbonat, indem die Urease direkt gehemmt wird. Die verzögerte/langsamere Hydrolyse ist assoziiert mit einem viel geringeren pH-Anstieg um den Harnstoffprill herum und folglich mit einer signifikant geringeren NH₃-Emission (Chadwick et al., 2005; Watson et al., 1994). Die Verzögerung beim Einsetzen der Hydrolyse steigert auch die Möglichkeit, dass der Harnstoff in die Bodenmatrix eingetragen werden kann, was das Potenzial der NH₃-Emissionen weiter verringert. Die Europäische Union hat eine Liste der zulässigen Ureasehemmstoffe erstellt¹⁰.

184. **Polymerbeschichtetes Harnstoffgranulat** ist ein Düngemittel, das langsam freigesetzt wird und die NH₃-Emissionen verringern kann (z. B. Rochette et al., 2009). Das Ausmass der Emissionsverminderung hängt ab von der Art der Polymerbeschichtung und davon, ob der Dünger oberflächlich ausgebracht oder mit einer Harnstoffinjektion kombiniert wird.

185. **Die Einarbeitung von Dünger in den Boden**, sei es durch ein direktes Schlitzdrillverfahren mit geschlossenem Schlitz oder durch Bodenbearbeitung kann eine wirksame Minderungstechnik darstellen (Sommer et al., 2004). Bei Harnstoffprills kann die Kombination von Injektion oder Einarbeitung in den Boden mit Langzeitbeschichtung dafür sorgen, dass eine einzige Düngerausbringung vor dem Anbau von Nutzpflanzen ausreicht und keine Oberflächenausbringung zu einem späteren Zeitpunkt mehr nötig ist. Die Tiefe der Injektion und die Bodentextur wirken sich auf die Minderungseffizienz aus. Das Vermischen des Düngers mit dem Boden durch Bodenbearbeitung kann eine weniger grosse Minderungseffizienz aufweisen als eine Injektion in derselben Tiefe, weil ein Teil des vermischten Düngers nahe an der Oberfläche sein wird. Bei Kulturen, die nur eine kurze Wachstumszeit haben, kann die saisonale Stickstoffversorgung durch eine Injektion von Harnstoff beim Aussaatvorgang vorgenommen werden, was dem Landwirt Zeit und Geld spart. Diese Methode wird von Landwirten in Westkanada häufig angewendet.

186. **Die Bewässerung mit mindestens 5 mm Wasser** unverzüglich nach der Düngerausbringung hat die NH₃-Emissionen nachgewiesenermassen um bis zu 70% verringert (Oenema und Velthof, 1993; Sanz-Cobena, 2010). Wasser sollte nicht über die Feldkapazität hinaus auf nassen Böden ausgebracht werden. Dies wird nur als Verfahren der Kategorie 1 eingestuft, wenn Bewässerungsbedarf vorhanden ist, da die Methode sonst das Risiko von Nitratauswaschung steigern könnte.

187. **Der Wechsel von Düngemitteln mit Harnstoff zu solchen mit Ammoniumnitrat** ist eine ziemlich einfache Möglichkeit, die NH₃-Emissionen mit einer Wirksamkeit von rund 90% zu senken. Ein möglicher negativer Nebeneffekt ist die potenzielle Zunahme von Lachgas (N₂O), insbesondere wenn Ammoniumnitrat basierte Dünger auf feuchten oder nassen Böden ausgebracht werden. Die Kosten für diese Massnahme entsprechen der Preisdifferenz zwischen den beiden Düngerarten und den Mengen von Düngerstickstoff, der für eine optimale Stickstoffdüngung benötigt wird. Die Bruttokosten für

¹⁰ EG 1107/2008 (http://www.clrtap-tfrn.org/webfm_send/239)

Ammoniumnitratdünger sind höher als für harnstoffbasierte Dünger, je nach den Marktbedingungen (zwischen 10 und 30%). Die Nettokosten sind hingegen vernachlässigbar, oder es könnte infolge der geringeren N-Verluste sogar ein Nettogewinn resultieren.

188. **Mögliche Kostenauswirkungen.** Die höheren Kosten für die Einführung dieser Techniken werden bis zu einem gewissen Grad ausgeglichen (oder einen Nettogewinn abwerfen), indem Düngemittel eingespart werden können und trotzdem der gleiche Ertrag wie bei der Referenzmethode erreicht werden kann, oder es resultiert ein höherer Ertrag mit derselben Menge an ausgebrachtem Dünger.

189. **Auswirkungen auf den Stickstoffkreislauf.** Falls die Ausbringung zu agronomisch sinnvollen Mengen und Zeitpunkten und mit guter Ausbringtechnik erfolgt, stellt die verbesserte N-Aufnahme durch die Pflanzen den Hauptnutzen bei der Verringerung der NH₃-Emissionen dar, mit minimalen Zunahmen über die anderen Verlustpfade (z. B. Nitratauswaschung, Denitrifikation). Zudem wird durch eine Verringerung der NH₃-Emissionen eine ähnliche Minderung bei den indirekten N-Verlusten erwartet (z. B. durch weniger Auswaschung und Denitrifikation von Waldböden). Bei der Betrachtung des ganzen Systems (Landwirtschaft, nichtlandwirtschaftliche Flächen und Verfrachtung durch Dispersion in der Atmosphäre) wird nicht erwartet, dass diese Massnahmen generell die Nitratauswaschung oder die Lachgasverluste erhöhen. Die Massnahmen fokussieren auf die Erhaltung von N im Bewirtschaftungssystem, wobei die Produktivität maximiert wird.

Techniken der Kategorie 2

190. **Wahl des geeigneten Zeitpunkts bei der Düngieranwendung.** Dieser Ansatz stellt ein überprüfbares System dar, um die Schwankungen im NH₃-Emissionspotenzial basierend auf den Umweltbedingungen zu nutzen, sodass diese Massnahmen die Gesamtemissionen verringern können. Düngieranwendungen, die bei kühleren Bedingungen und vor Niederschlägen erfolgen, bewirken niedrigere NH₃-Emissionen (auch wenn auf das zugehörige Risiko von Abschwemmungen in Gewässer geachtet werden muss). Falls diese Strategie eingesetzt wird, müssen die Referenzbedingungen und die erzielten Emissionsminderungen verifiziert werden.

191. **Mischen von Harnstoff mit Ammoniumsulfat.** Eine Vermischung von Harnstoff- und Ammoniumsulfatgranulat kann die NH₃-Emissionen im Vergleich zur alleinigen Anwendung von Harnstoff bei bestimmten Bodentypen verringern (Oenema und Velthof, 1993). Es sind weitere Untersuchungen mit unterschiedlichen Bodenarten nötig, bevor Empfehlungen gemacht werden können.

Tabelle 15:

Minderungsoptionen (Kategorie 1) für die Senkung von Ammoniakemissionen aus harnstoffbasierten Düngemitteln.

<i>Minderungs- massnahme</i>	<i>Düngerart</i>	<i>Emissions- minderung (%)</i>	<i>Faktoren, die die Emissionsminderung beeinflussen</i>	<i>Anwendbarkeit</i>	<i>Kosten (€/kg NH₃- Minderung /Jahr)</i>
Breitflächige Verteilung	Harnstoff- basiert	Referenz			
Ureasehemmer	Harnstoff- basiert	70% für Harnstoff in fester Form, 40% für flüssigen Harnstoff bzw. Ammo- niumnitrat		generell	-0,5 bis 2,0

Langzeitdünger (Polymerbeschichtung)	Harnstoffbasiert	ca. 30%	Art und Integrität der Polymerbeschichtung; Technik der Düngereanwendung (oberflächlich oder Injektion)	generell	-0,5 bis 2,0
Schlitzdrillverfahren mit geschlossenem Schlitz	Harnstoffbasierte Dünger und Dünger mit wasserfreiem Ammoniak	80 bis 90%	Tiefe der Ausbringung; Bodentextur; Schliessen des Schlitzes (nicht richtig geschlossene Schlitzte können wegen einer hohen Harnstoffkonzentration im Schlitz, die den pH-Wert anhebt, zu hohen Emissionen führen)	Bearbeiteter oder reduziert bearbeiteter Boden vor oder während der Saat oder während der mechanischen Unkrautbekämpfung nach dem Auftreten von Unkraut	-0,5 bis 1,0
Einarbeitung	Harnstoffbasierte Dünger	50 bis 80%	Verzögerung nach der Düngereanwendung; Tiefe der Vermischung; Bodentextur	Bestelltes Land vor dem Anbau von Nutzpflanzen	-0,5 bis 2,0
Bewässerung	Alle	40 bis 70%	Bewässerungszeit und -volumen (sofort mit ca. 10 mm ist am wirksamsten); Bodenfeuchtigkeit; Bodentextur	Wo Pflanzenbewässerung üblich ist	-0,5 bis 1,0
Ersatz durch Ammoniumnitrat	Harnstoffbasierte Dünger und Dünger mit wasserfreiem Ammoniak	bis 90%	Unter Bedingungen, bei denen harnstoffbasierte Dünger mindestens 40% Emissionen aufweisen würden.	generell, insbesondere dort, wo nur eine Ausbringung von Dünger an der Oberfläche und keine Bewässerung möglich ist	-0,5 bis 1,0

Hinweis: Die lokalen Kosten/Nutzen schwanken, auch wenn Versuche gezeigt haben, dass der finanzielle Nutzen einer erhöhten Pflanzenproduktivität die Kosten für die Technik einiger Minderungsmaßnahmen mehr als aufwiegen kann.

Techniken der Kategorie 3

192. *Bandförmige Einarbeitung von Harnstoff.* Diese Technik wird bei Böden mit hoher Ureaseaktivität (z. B. mit Ernterückständen) und einer schwachen Fähigkeit, Harnstoff aufzunehmen, nicht empfohlen, da sie im Vergleich zur Referenztechnik zu höheren NH₃-Emissionen führen kann (z. B. Rochette et al., 2009).

B. Ammoniumsulfat-, phosphat- und nitratbasierte Dünger

193. *Referenzverfahren.* Die Referenztechnik für die Anwendung ist die oberflächliche Anwendung von Ammoniumsulfat- und Ammoniumphosphatdüngern.

Techniken der Kategorie 1

194. Einige der für Harnstoff beschriebenen Verfahren können auch verwendet werden, um die NH₃-Emissionen aus Ammoniumsulfat und Ammoniumphosphat basierten Düngern zu verringern. Das höchste Risiko besteht, wenn diese Düngemittel auf kalkhaltigen oder anderen Böden mit hohem pH-Wert ausgebracht werden. Techniken der Kategorie 1 für Ammoniumsulfat und Ammoniumphosphat basierte Dünger umfassen: Einarbeitung, Injektion, sofortige Bewässerung und Langzeitdünger mit Polymerbeschichtung bei Böden mit hohem pH-Wert (je nach Ergebnis der Versuche).

Techniken der Kategorie 2

195. Die Emissionen von anderen N-Düngern als Harnstoff, wie Ammoniumnitrat und Calcium-Ammoniumnitrat sind zwar gering, können aber im direkten Zusammenhang mit der Düngung oder von Pflanzen als indirekte Folge der Düngung auftreten. Auch das Mähen erzeugt NH_3 -Emissionen aus der nachwachsenden Grasnarbe, da es eine Stickstoffmobilisierung in der Vegetation bewirkt. Wird Grünland bereits wenige Tage nach dem Mähen gedüngt, entsteht durch die kombinierte Wirkung des Mähens und der Düngung ein N-Überschuss und damit höhere Emissionen. Eine Stickstoffdüngung zu einem späteren Zeitpunkt nach dem Schnitt erlaubt es dem Gras, sich zu erholen und somit die NH_3 -Emissionen zu verringern. Gemäss Modellrechnungen lassen sich die gesamten NH_3 -Emissionen (netto pro Jahr) aus dem Mähen und dem Düngen um 15% reduzieren, wenn erst zwei Wochen nach dem Schnitt gedüngt wird. Ähnliche Werte lassen sich möglicherweise je nach regionalen Gegebenheiten durch unterschiedliche Wahl des Zeitpunkts erzielen. Dieses Verfahren wird jedoch den Grünfütterertrag reduzieren. Angesichts der Wechselwirkungen mit der Witterung und des noch bestehenden Forschungsbedarfs zur Identifizierung des optimalen Zeitpunkts je nach Vorgehen wird diese Technik der Kategorie 2 zugeordnet. Der Ansatz kann in ein System zur zeitlichen Planung der Düngerausbringung integriert werden.

IX. Andere Massnahmen im Zusammenhang mit Stickstoff aus der Landwirtschaft

A. Weidehaltung

196. Der von Weidetieren ausgeschiedene Harn versickert meist im Boden, noch bevor bedeutende NH_3 -Emissionen entstehen können. Daher sind die NH_3 -Emissionen pro Tier bei der Weidehaltung weniger hoch als bei der Stallhaltung, wo die Ausscheidungen gesammelt, gelagert und ausgebracht werden. Die Emissionsminderung, die durch die Verlängerung der Weidedauer pro Jahr erzielt werden kann, hängt unter anderem von der Referenz (Emissionen von nicht weidenden Tieren), der Verweildauer auf der Weide und dem Grad der Stickstoffdüngung der Weide ab. Die Möglichkeit, die Weidedauer zu verlängern, ist manchmal durch Landverfügbarkeit, Bodenbeschaffenheit, Topografie, Betriebsgrösse und -struktur (Entfernungen), klimatische Verhältnisse, wirtschaftliche Überlegungen usw. eingeschränkt. Auch ist festzuhalten, dass andere Formen von N-Emissionen (z. B. N_2O oder NO_3^-) zunehmen können, wenn die Tiere mehr Zeit auf der Weide verbringen. Angesichts der eindeutigen und gut quantifizierten Auswirkungen auf die NH_3 -Emissionen kann Vollweide dennoch in die Kategorie 1 eingestuft werden. Die Emissionsminderung entspricht der Differenz zwischen den NH_3 -Emissionen bei Weidehaltung und Stallhaltung (siehe auch Abschnitt 40 und 52).

197. Bei einer Veränderung der Dauer der partiellen Stallhaltung (z. B. Weide nur tagsüber) sind die Auswirkungen weniger sicher, weshalb diese Technik in die Kategorie 2 eingestuft wird. Das Abwechseln zwischen reiner Stallhaltung und Weidegang während eines Teils des Tages trägt weniger zur Minderung der NH_3 -Emissionen bei als die Umstellung auf reine Weidehaltung (24 Stunden), da Ställe und Lager verunreinigt bleiben und weiterhin NH_3 emittieren (siehe auch Abschnitt 52 und 68).

B. Aufbereitung von Hofdünger

198. Es wurden Forschungsarbeiten über die verschiedenen Möglichkeiten zur Minderung von NH_3 -Emissionen durch Hofdüngeraufbereitung durchgeführt. Viel versprechende Ansätze sind:

(a) *Kompostierung von Mist oder Gülle unter Zugabe von Feststoffen*: Die Versuchsergebnisse sind sehr uneinheitlich und weisen häufig sogar erhöhte NH_3 -Emissionen auf; daher sollten Systeme zur Kompostierung von Hofdünger nach Möglichkeit weitere Methoden zur Minderung von NH_3 -Emissionen aus dieser Quelle umfassen wie Abdeckungen und Abluftwäscher.

(b) *Kontrollierte Denitrifikation der Gülle*: Experimente in Pilotanlagen haben gezeigt, dass sich NH_3 -Emissionen vermutlich verringern lassen, indem Ammonium durch kontrollierte Denitrifikation (d. h. Abwechseln zwischen aeroben und anaeroben Bedingungen) in molekularen Stickstoff (N_2) umgewandelt wird. Dazu ist ein spezieller Reaktor notwendig. Zur Klärung der Wirksamkeit und Verlässlichkeit des Systems sowie der Auswirkungen auf andere Emissionen sind weitere Forschungsarbeiten notwendig.

(c) *Separierung von Hofdünger zur Entfernung von P oder um Einstreumaterial bereitzustellen*: Die Emissionen aus diesen Systemen müssen untersucht werden.

199. Im Allgemeinen sollte der Wirkungsgrad der verschiedenen Aufbereitungsmöglichkeiten von Hofdünger unter länder- oder betriebsspezifischen Bedingungen untersucht werden. Neben den NH_3 -Emissionen sollten auch andere Emissionen, Nährstoffflüsse und die Anwendbarkeit des Systems unter Praxisbedingungen beurteilt werden. Aufgrund der genannten Ungewissheiten fallen diese Massnahmen generell in die Kategorien 2 oder 3. Eine Ausnahme ist der Einsatz von Abluftwäschern für Hofdüngerkompostierungsanlagen (Kategorie 1), die eingehend getestet wurden, aber mit erheblichen Kosten verbunden sind.

C. Nicht landwirtschaftliche Verwendung von Hofdünger

200. Die landwirtschaftlichen Emissionen lassen sich verringern, indem Hofdünger ausserhalb der Landwirtschaft eingesetzt wird. Beispiele für eine solche Verwendung, die in manchen Ländern bereits üblich ist, sind die Verbrennung von Geflügelmist und der Einsatz von Pferde- und Geflügelmist in der Pilzzucht. Wie hoch die Emissionsminderung ist, hängt davon ab, wie schnell der Hofdünger vom Betrieb entfernt und wie er weiterbehandelt wird. Eine Gesamtminderung der Emissionen kann nur erreicht werden, wenn der Einsatz des Hofdüngers selbst keine grossen Emissionen verursacht (einschliesslich anderer Emissionen als NH_3). Die Verwendung von Hofdünger im Gartenbau oder der Export ins Ausland beispielsweise wird keine Reduktion der Gesamtemissionen bewirken. Darüber hinaus sind auch andere Umweltaspekte zu berücksichtigen. So ist beispielsweise die Verbrennung von Geflügelmist eine erneuerbare Energiequelle, doch werden dann nicht alle im Geflügelmist enthaltenen Nährstoffe innerhalb der Landwirtschaft wiederverwertet.

X. Nicht landwirtschaftliche stationäre und mobile Quellen

201. Es gibt zahlreiche nicht landwirtschaftliche Quellen von NH_3 -Emissionen; dazu gehören Motorfahrzeuge, die Abfallentsorgung, die Verbrennung von festen Brennstoffen in Haushalten sowie verschiedene Industriezweige, von denen die Düngerherstellung europaweit vermutlich am meisten emittiert. Es gibt auch eine Reihe kleiner, aber zusammen genommen signifikanter Quellen wie menschlicher Atem und Schweiß sowie Emissionen von Wildtieren (Sutton et al. 2000). In den Leitlinien der UNECE über das Reporting von Emissionen wird jedoch gegenwärtig bei NH_3 nicht zwischen natürlichen und anthropogenen Quellen unterschieden, wie das bei den flüchtigen organischen Verbindungen (VOC) der Fall ist.

202. Für viele dieser Sektoren gilt, dass die NH_3 -Emissionen bislang kaum beachtet wurden. Dies gilt besonders für den Verkehr, wie weiter unten gezeigt wird. Eine erste Empfehlung im Hinblick auf eine Minderung der NH_3 -Emissionen aus nicht landwirtschaftlichen Quellen besteht also darin, sicherzustellen, dass NH_3 bei der Beurteilung von Industrieanlagen und anderen Quellen auch berücksichtigt wird. Wird festgestellt, dass NH_3 -Emissionen auftreten oder durch eine technische Entwicklung vermutlich zunehmen werden, müssen Betreiber und Planer nach Verbesserungsmöglichkeiten für die betreffenden Verfahren suchen, um die Emissionen zu vermeiden oder auf ein Mindestmass zu reduzieren.

A. Allgemeine Techniken

203. **Venturi-Wäscher** eignen sich für grosse Gasströme mit hohen NH_3 -Konzentrationen. Die Minderungskosten liegen bei rund € 3'500 pro Tonne NH_3 ohne Berücksichtigung der Kosten für die Abwasserbehandlung. Bei allen in diesem Abschnitt behandelten Verfahren hängt die genaue Kostenwirksamkeit von der Anlagengrösse, der NH_3 -Konzentration und von anderen Faktoren ab.

204. **Säurewäscher** bestehen aus einem mit einer losen Schüttung aus Granulat gefüllten Turm, in dem leicht angesäuertes Wasser zirkuliert, und eignen sich zur Behandlung von Massenströmen zwischen 50 und 500 Tonnen pro Jahr. Die Anwendung des Verfahrens ist jedoch eingeschränkt, da es nur begrenzt für grosse Gasstromvolumina geeignet ist, potenziell hohe Abwasserbehandlungskosten verursacht und Sicherheitsrisiken im Zusammenhang mit der Lagerung von Schwefelsäure bestehen. Sehr unterschiedliche Kosten zwischen € 180 und 26 000 pro Tonne NH_3 wurden berichtet. Auch hier hängen die Abweichungen vor allem von der Betriebsgrösse und vom NH_3 -Massenstrom ab.

205. Bei der regenerativen thermischen Oxidation wird Fremdenergie zugeführt (gewöhnlich Erdgas), um das im Abgasstrom vorhandene NH_3 zu verbrennen; Kostenangaben liegen zwischen € 1'900 und 9'100 pro Tonne NH_3 .

206. Biofilter eignen sich für geringe Abgasvolumenströme mit tiefen NH_3 -Konzentrationen und erlauben eine Emissionsminderung von rund 1 Tonne pro Jahr. Es ist das preisgünstigste System für kleine Quellen. Je nach Sektor wurden Minderungskosten von € 1'400 bis 4'300 pro Tonne NH_3 angegeben.

207. Der Minderungsgrad der in diesem Abschnitt behandelten Techniken liegt typischerweise bei rund 90%.

B. Techniken für ausgewählte Sektoren

208. **Die NH_3 -Emissionen aus dem Strassenverkehr** sind nach der Einführung von Fahrzeugen mit Katalysatoren in den 1990er-Jahren erheblich angestiegen (laut einer Schätzung aus dem Vereinigten Königreich um das 14-fache). Das Problem ist durch die Einführung von besseren Treibstoffzufuhrsystemen weitgehend gelöst worden, indem die Vergasertechnik durch elektronische Einspritzung ersetzt wurde, bei der das Treibstoff-Luft-Verhältnis wesentlich präziser geregelt wird. Ansätze zur Verringerung des Schwefelgehalts von Treibstoffen, Verfahren zur NO_x -Reduktion bei Dieselmotoren und der Einsatz alternativer Treibstoffe können unter Umständen einen erneuten Anstieg der Emissionen bewirken. Trotz der Auswirkungen dieser Massnahmen wurde NH_3 weder von Automobilherstellern noch von Gesetzgebern als vorrangiger Schadstoff betrachtet. Es ist daher wichtig, dass in diesem und anderen Sektoren die Auswirkungen von technologischen Veränderungen auf die NH_3 -Emissionen berücksichtigt werden. Damit lassen sich die notwendigen Massnahmen zur Vermeidung oder Minimierung von Emissionen bereits in der Entwicklungsphase treffen, wenn potenzielle Probleme identifiziert werden.

209. **Ammoniakschlupf aus stationären Anlagen zur katalytischen Reduktion.** In einer Reihe von Sektoren ist der NH_3 -Schlupf aus Anlagen zur NO_x -Minderung vermutlich die Hauptquelle für NH_3 -Emissionen. Hier gibt es zwei Arten von Techniken, nämlich den NH_3 -Schlupf durch Abgaswäsche zu entfernen, wodurch sich die Emissionen von rund 40 mg/m^3 um ca. 90% reduzieren lassen, oder eine wirksamere Steuerung der Anlage zur NO_x -Minderung. Das Potenzial für Minderungen der NH_3 -Emissionen aus diesen Quellen wird sorgfältig zu prüfen sein, da Systeme zur NO_x -Minderung mit vermehrtem Einsatz von BVT zunehmen werden.

210. **Kühlsysteme ohne Verdampfung** sind für den Einsatz in der Zuckerrübenindustrie geeignet. Diese Systeme weisen einen Emissionsminderungsgrad von über 95% auf. Die Kosten werden auf € 3'500 pro Tonne reduziertes NH_3 geschätzt.

211. **Die Emissionen aus Hausfeuerungsanlagen** lassen sich durch eine grosse Vielfalt an Techniken reduzieren – von Massnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz über den Einsatz von Brennstoffen

höherer Qualität bis hin zur Optimierung von Feuerungsanlagen. Zur Einführung einiger dieser Massnahmen sind jedoch beträchtliche, namentlich technische (z. B. fehlende Erdgasinfrastruktur) oder ästhetische Hindernisse (z. B. die Beliebtheit eines offenen Kaminfeuers) zu überwinden.

212. **Abdeckung von Deponiestandorten.** Die Abfallentsorgung auf Deponien oder durch Kompostierung kann potenziell zu grossen Mengen von NH_3 führen. Massnahmen zur Begrenzung der Methanemissionen aus Deponien, wie die Abdeckung der Deponie und das Abfackeln bzw. die Nutzung der Deponiegase sind auch wirksam zur NH_3 -Emissionsminderung.

213. **Biofilter** (siehe oben) haben sich in einer Reihe von zentralisierten Kompostierungsanlagen als wirksam erwiesen, obwohl sie häufig eher zur Verringerung der Geruchsbelastung als speziell gegen NH_3 -Emissionen eingesetzt werden. Ein allgemeineres, sowohl für die Heimkompostierung als auch für grössere Anlagen geeignetes Verfahren besteht darin, das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis zu kontrollieren, um ein optimales Masseverhältnis von 30:1 zu erreichen.

214. **Pferde.** Es ist zu prüfen, in welchem Masse die landwirtschaftlichen und nichtlandwirtschaftlichen Emissionsinventare auch die Emissionen von Pferden berücksichtigen. Viele Pferde werden ausserhalb von landwirtschaftlichen Betrieben gehalten und könnten somit von den landwirtschaftlichen Inventaren ausgeschlossen sein. Der wirksamste Ansatz zur Minderung der Emissionen aus diesen Quellen ist ein gutes Stallmanagement mit der Bereitstellung von ausreichend Stroh zur Harnabsorption und täglichem Ausmisten. Technisch aufwändigere Massnahmen zur Emissionsbegrenzung wie der Einsatz von Güllebehältern lassen sich bei kleinen Ställen kaum einsetzen; diese wurden allerdings bereits an anderer Stelle in diesem Dokument behandelt.

C. Herstellung von anorganischen Stickstoffdüngern, Harnstoff und Ammoniak

215. Die wichtigste industrielle Quelle für NH_3 -Emissionen sind gemischte Düngemittelfabriken, in denen Ammoniumphosphat, Nitrophosphate, Kali und Mischdünger hergestellt werden, sowie Stickstoffdünger-Fabriken, die unter anderem Harnstoff und NH_3 produzieren. In diesem Sektor verursacht die Herstellung von Ammoniumphosphat die höchsten NH_3 -Emissionen. Die NH_3 -Emissionen aus dieser Quellenkategorie liegen ohne Minderung zwischen 0,1 und 7,8 kg N/Tonne Produkt.

216. An der Herstellung stickstoffhaltiger Düngemittel sind Betriebe beteiligt, die NH_3 , Harnstoff, Ammoniumsulfat, Ammoniumnitrat und/oder Ammoniumsulfatnitrat produzieren. Die während des Herstellungsverfahrens verwendete Salpetersäure wird gewöhnlich auch vor Ort produziert. Besonders wahrscheinlich ist das Auftreten von NH_3 -Emissionen, wenn Salpetersäure mit wasserfreiem NH_3 neutralisiert wird. Mit Abluftwäschern können die Emissionen auf eine Konzentration von 35 mg NH_3/m^3 oder weniger reduziert werden. Für gut betriebene Anlagen liegen die Emissionswerte laut Berichten zwischen 0,25 und 0,5 kg NH_3 pro Tonne Produkt.

217. Bei gemischten Düngemittelfabriken sind neben Abluftwäschern, Zyklon-Abscheidern und Gewebefiltern, die integraler Bestandteil der Produktionsanlagen sind, keine weiteren Techniken zur Abluftreinigung erforderlich. Durch Maximierung der Produktrückgewinnung und Minimierung der Emissionen in die Luft mittels ordnungsgemäsem Betrieb und Unterhalt der Abluftreinigungsanlagen kann in der Regel ein NH_3 -Emissionsgrenzwert von 50 mg $\text{NH}_3\text{-N}/\text{m}^3$ eingehalten werden.

218. Bei der Herstellung von NPK-Dünger durch Nitrophosphat- oder Mischsäure-Prozesse in einer gut betriebenen Anlage liegen die Emissionen zwischen 0,3 kg und 0,01 kg pro Tonne NPK (als N). Die Emissionswerte sind aber je nach Düngemittelqualität starken Schwankungen unterworfen.

219. Die Harnstoffproduktion verursacht NH_3 -Emissionen bei der Rückgewinnung (0,1–0,5 kg NH_3 /Tonne Produkt) bei der Aufkonzentrierung (0,1–0,2 kg NH_3 /Tonne Produkt), beim Prilling (0,5–2,2 kg NH_3 /Tonne Produkt) und bei der Granulation (0,2–0,7 kg NH_3 /Tonne Produkt). Harnstoffstaub entsteht im Prillturm (0,5–2,2 kg NH_3 /Tonne Produkt) und im Granulator (0,1–0,5 kg/Tonne Produkt als Harnstoffstaub).

220. In Harnstoff-Anlagen werden Abluftwäscher oder Gewebefilter eingesetzt, um diffuse Emissionen aus den Prilltürmen und beim Abfüllen zu reduzieren. Diese Systeme sind vergleichbar mit den Minderungsanlagen in gemischten Düngemittelfabriken und sind integraler Bestandteil der Rückgewinnungsprozesse. In neuen Harnstoff-Anlagen lässt sich bei ordnungsgemäsem Betrieb sowohl für Harnstoff als auch für als NH_3 der Feinstaub-Emissionsgrenzwert von 0,5 kg pro Tonne Produkt unterschreiten.

Anhang I

Stickstoffmanagement unter Berücksichtigung des gesamten Stickstoffkreislaufs

1. Management wird im Allgemeinen definiert als «eine kohärente Reihe von Tätigkeiten, um Ziele zu erreichen». Diese Definition gilt für alle Wirtschaftssektoren, einschliesslich der Landwirtschaft. Stickstoffmanagement kann wie folgt definiert werden: «eine kohärente Reihe von Tätigkeiten im Zusammenhang mit der Stickstoffnutzung in der Landwirtschaft, um agronomische und umweltbezogene/ökologische Ziele zu erreichen» (z. B. Oenema und Pietrzak, 2002). Die agronomischen Ziele beziehen sich auf Ernteerträge und -qualität sowie auf tierische Leistung im Zusammenhang mit Tierschutz. Die umweltbezogenen/ökologischen Ziele beziehen sich auf die N-Verluste in der Landwirtschaft. «Unter Berücksichtigung des gesamten Stickstoffkreislaufs» betont die Notwendigkeit, alle Aspekte der Stickstoffkreisläufe in Betracht zu ziehen, auch bei der «NH₃-Emissionsminderung», um Verlagerungen von N in andere Umweltkompartimente zu verhindern.

2. Stickstoff ist ein Bestandteil aller pflanzlichen und tierischen Proteine (und Enzyme) und ist bei der Photosynthese, Eutrophierung, Versauerung und zahlreichen Oxidations-Reduktions-Prozessen beteiligt. Bei diesen Prozessen ändert N seine Form (Verbindungen), seine Reaktivität und seine Mobilität. Die wichtigsten mobilen Formen sind gasförmiger Stickstoff (N₂), Ammoniak (NH₃), Stickoxide (NO und NO₂) und Lachgas (N₂O) sowie die wasserlöslichen Verbindungen Nitrat (NO₃⁻), Ammonium (NH₄⁺) und gelöster organisch gebundener Stickstoff (DON). In organischer Materie liegt Stickstoff am häufigsten in Form von Amiden vor, gebunden an organischen Kohlenstoff (R-NH₂). Wegen seiner Mobilität sowohl in der Luft als auch im Wasser wird reaktiver Stickstoff auch «doppelt mobil» bezeichnet.

3. Der Stickstoffkreislauf hängt eng mit dem Kohlenstoffkreislauf zusammen, sowie mit anderen Nährstoffkreisläufen. Daher kann Stickstoffmanagement den Kohlenstoffkreislauf und die Nettofreisetzung von Kohlendioxid (CO₂) in die Atmosphäre sowie die Sequestrierung von Kohlenstoff in Böden beeinträchtigen. Im Allgemeinen ist ein undichtes System für Stickstoff auch ein undichtes System für Kohlenstoff und umgekehrt. Dies betont erneut die Wichtigkeit, Stickstoffmanagement aus Sicht des ganzen Betriebs zu betrachten.

4. Je nach Art der Bewirtschaftungssysteme umfasst Stickstoffmanagement auf integrierte Art und Weise eine Reihe von Managementaktivitäten, darunter:

- (a) Düngung von Nutzpflanzen;
- (b) Management von Pflanzenanbau, Ernte und Ernterückständen;
- (c) Anbau von Zwischenfrüchten oder Deckfrüchten;
- (d) Grünlandbewirtschaftung;
- (e) Bodenbearbeitung, Drainage und Bewässerung
- (f) Tierfütterung;
- (g) Tierhaltung (einschliesslich Tierschutzvorschriften), einschliesslich Stallungen;
- (h) Hofdüngermanagement, einschliesslich Hofdüngerlagerung und -anwendung;
- (i) Massnahmen zur Minderung von NH₃-Emissionen;
- (j) Massnahmen zur Minderung von Nitratauswaschung und Abschwemmung;
- (k) Massnahmen zur Minderung von Lachgasemissionen;
- (l) Massnahmen zur Minderung von Denitrifikation.

Um eine hohe Produktion bei Pflanzen und Tieren mit minimalen N-Verlusten und anderen unbeabsichtigten Umweltauswirkungen zu erreichen, müssen sämtliche Aktivitäten integriert und ausgewogen betrachtet werden.

5. Stickstoff ist unentbehrlich für das Pflanzenwachstum. Beim Pflanzenanbau stellt Stickstoff häufig der limitierende Nährstoff dar, der folglich in genügend grosser Menge und in einer für die Pflanzen zugänglichen Form im Boden vorhanden sein muss, um optimale Pflanzenerträge zu erzielen. Übermässige und/oder zeitlich unpassende N-Anwendungen stellen die Hauptquelle von N-Verlusten in der Umwelt dar, einschliesslich NH_3 -Emissionen in die Luft. Eine der besten Methoden um N-Verluste (und andere Umweltauswirkungen) zu minimieren, besteht darin, solche übermässigen und/oder zeitlich unpassenden N-Anwendungen zu vermeiden ohne die Pflanzen- und Tierproduktion zu beeinträchtigen. Richtlinien für standortspezifisch beste Praktiken für das Nährstoffmanagement sollten eingehalten werden, darunter:

- (a) Planung und Aufzeichnung des Nährstoffmanagements für alle wichtigen Nährstoffe;
- (b) Berechnung des gesamten N-Bedarfs der Pflanzen basierend auf realistischen Schätzungen von Ertragszielen, auf dem N-Gehalt in der Pflanze und der N-Aufnahmeeffizienz der Pflanze;
- (c) Schätzung der gesamten Stickstoffversorgung aus einheimischen Quellen unter Verwendung anerkannter Methoden:
 - (i) mineralischer Stickstoff in den oberen Bodenschichten bei Anbaubeginn in verschiedenen Entwicklungsstadien (durch Boden- und Pflanzenproben);
 - (ii) Mineralisierung von Ernterückständen früherer Kulturen;
 - (iii) Nettomineralisierung von organischem Bodenmaterial, einschliesslich der Nachwirkungen von Hofdünger, der während mehrerer Jahre ausgebracht wurde, und von Kot von Weidetieren auf Weideland;
 - (iv) Deposition von reaktivem N aus der Atmosphäre;
 - (v) biologische Stickstofffixierung durch Leguminosen;
- (d) Berechnung der erforderlichen N-Anwendung unter Berücksichtigung des N-Bedarfs der Pflanze und der Versorgung durch einheimische N-Quellen;
- (e) Berechnung der Menge an Nährstoffen in Hofdüngern, die von den Pflanzen aufgenommen werden können. Die Anwendungsrate von Hofdünger hängt ab von:
 - (i) dem Bedarf der Pflanzen an Stickstoff, Phosphor und Kalium;
 - (ii) der Versorgung mit Stickstoff, Phosphor und Kalium durch den Boden, basierend auf Bodenproben;
 - (iii) der Verfügbarkeit von Hofdünger aus der Tierhaltung,
 - (iv) dem sofort verfügbaren Gehalt an Stickstoff, Phosphor und Kalium im Hofdünger; und
 - (v) der Freisetzungsrates von sich langsam freisetzenden Nährstoffen aus dem Hofdünger, einschliesslich der Nachwirkungen.
- (f) Schätzung des erforderlichen Dünger-N und anderer Nährstoffe unter Berücksichtigung des N-Bedarfs der Pflanze und der Versorgung durch einheimische N-Quellen und Hofdünger aus der Tierhaltung;
- (g) Anwendung von Hofdünger und/oder Stickstoffdünger kurz vor dem Einsetzen von raschem Pflanzenwachstum unter der Verwendung von Methoden und Verfahren, die NH_3 -Emissionen verhindern;
- (h) Falls geeignet, Anwendung von Stickstoffdünger in mehreren Ausbringungen (Split Dressings), ggf. mit Pflanzenproben während der Anbauphase.

6. Bevorzugte Massnahmen zur Minderung der gesamten NH_3 -Emissionen sind solche, die gleichzeitig andere ungewollte N-Emissionen verringern, während die landwirtschaftliche Produktivität beibehalten oder gar verbessert wird (Massnahmen mit synergistischer Wirkung). Umgekehrt sollten Massnahmen, die zwar die NH_3 -Emissionen verringern, jedoch andere ungewollte Emissionen steigern (antagonistische Wirkung), so angepasst werden, dass die antagonistische Wirkung möglichst gering ist. Eine solche antagonistische Wirkung kann auch höhere CH_4 -Emissionen von Wiederkäuern umfassen.

Ähnlich sollten Minderungsmaßnahmen den Anstieg anderer Arten der Umweltbelastung (z. B. Phosphorverluste, Krankheitserreger, Bodenerosion) oder der Ressourcennutzung (z. B. Treibstoff), aber auch die Verschlechterung der Qualität von Nahrungsmitteln (z. B. vermehrter Einsatz von Antibiotika, Hormonen oder Pestiziden) oder eine Beeinträchtigung der Gesundheit und des Wohlergehens der Nutztiere vermeiden (z. B. durch die Beschränkung der Stallgrösse oder der Besatzdichte) (Jarvis et al., 2011).

7. Die Wirksamkeit des Stickstoffmanagements kann (a) in Bezug auf Zunahmen des N-Überschusses und (b) in Bezug auf Steigerungen der Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) beurteilt werden. Indikatoren für die NUE liefern eine Vorgabe für die Stickstoffmenge, die in pflanzlichen oder tierischen Erzeugnissen im Vergleich zur angewandten oder bereitgestellten Stickstoffmenge vorhanden ist. Der N-Überschuss ist ein Indikator für den N-Druck des Betriebs auf die umliegende Umwelt, der auch vom Pfad abhängig ist, über den ein N-Überschuss verloren geht, sei es NH_3 -Verflüchtigung, N-Auswaschung und/oder Nitrifikation/Denitrifikation. Das Management wirkt sich stark sowohl auf die NUE (Tamminga, 1996; Mosier et al., 2004) als auch auf den N-Überschuss aus.

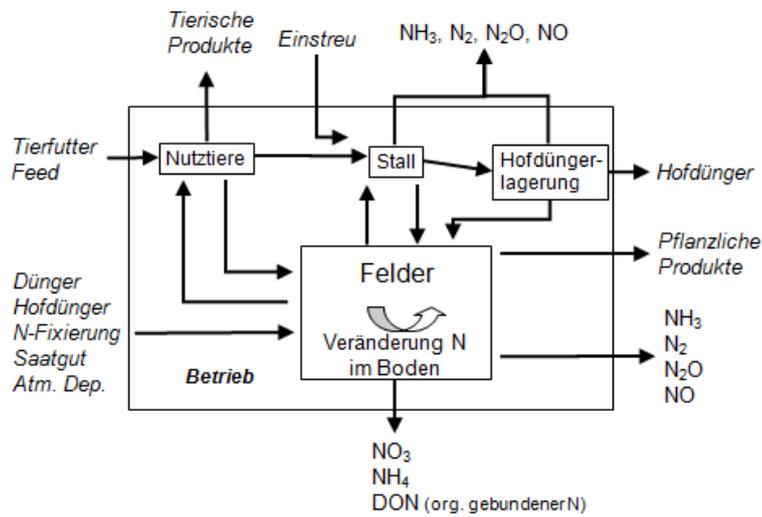
8. Während das Verhältnis des gesamten N-Outputs (über Produkte, die vom Betrieb weggeführt werden) und des gesamten N-Inputs (auf den Hof zugeführt, auch über biologische Stickstofffixierung) (Masse-Verhältnis) ein Indikator für die NUE auf Betriebsebene ist, dient der gesamte N-Input abzüglich des gesamten N-Outputs (Masse pro Flächeneinheit) als Indikator des N-Überschusses (oder -Defizits) auf Betriebsebene.

9. Im Allgemeinen wird unterschieden zwischen N-Input-Output-Bilanzen und N-Input-Output-Budgets (auch N-Haushalt). Bilanzen und Budgets wenden ähnliche Inputpositionen an. Der Hauptunterschied besteht darin, dass Bilanzen den N-Output nur in geernteten/marktfähigen Produkten angeben, während Budgets den N-Output über geerntete/marktfähige Produkte und Verluste aus dem System aufzeichnen. Folglich liefern Budgets ein vollständiges Bild und berücksichtigen alle N-Flüsse.

10. Es gibt zahlreiche Wege, N-Input-Output-Bilanzen zu erstellen, darunter die Brutto-N-Bilanz, die Bodenoberflächenbilanz (in der Schweiz auch Anfall/Bedarfsbilanz), die Hoftorbilanz (auch Import/Export-Bilanz) und die Betriebsbilanz (z. B. Watson et al., 1999; Schroder et al., 2003; Oenema et al., 2003; OECD, 2008). Grundsätzlich zeichnen die Brutto-N-Bilanz und die Bodenoberflächenbilanz alle N-Inputs für Landwirtschaftsland sowie alle N-Outputs in geernteten pflanzlichen Erzeugnissen von Landwirtschaftsland auf. Doch die Bilanzen unterscheiden sich bei der Art, in der sie den Stickstoff in tierischen Ausscheidungen berücksichtigen. Die Brutto-N-Bilanz bezieht den gesamten ausgeschiedenen N als N-Input-Position mit ein, während die Bodenoberflächenbilanz die Menge an ausgeschiedenem N um NH_3 -Verluste aus Hofdünger in Stallungen und Lagerungssystemen bereinigt. Die Hoftorbilanz und die Hofbilanz zeichnen alle N-Inputs und -Outputs des Betriebs auf; die Hofbilanz umfasst N-Inputs über atmosphärische Deposition (sowohl reduzierte als auch oxidierte Stickstoffverbindungen) und biologische N_2 -Fixierung. Auf Feld-, Hof-, regionaler und nationaler Ebene können zahlreiche Methoden eingesetzt werden. Es ist wichtig, standardisierte Formate für die Erstellung von Bilanzen zu verwenden und über die Methodologie Bericht zu erstatten, um so die Vergleichbarkeit zu verbessern.

11. Ein N-Budget auf Betriebsebene für einen gemischten Betrieb mit Pflanzen- und Tierproduktion stellt das komplexeste Budget dar (Abbildung AI.1). Die Hauptinputs sind mineralischer/anorganischer Dünger, importierter Hofdünger, Fixierung von atmosphärischem N_2 durch bestimmte Pflanzen (hauptsächlich Leguminosen), atmosphärische Deposition, Inputs aus Bewässerungswasser und Nutztierfutter. Die Inputs aus Saatgut und für die Tiere verwendeter Einstreu stellen in der Regel geringere Inputfaktoren dar, obwohl bei einigen herkömmlichen Tierhaltungssystemen die Einstreu signifikante Werte liefern kann. Die Hauptoutputs entfallen auf pflanzliche und tierische Erzeugnisse sowie auf exportierten Hofdünger. Gasförmige Verluste treten bei Hofdünger in Stallungen, in der Hofdüngerlagerung und nach der Ausbringung auf. Weitere gasförmige Verluste entstehen auf Feldern, aus dem ausgebrachten Dünger sowie bei Pflanzen, Boden und Ernterückständen. Verluste in Grund- und Oberflächenwasser entstehen über das Auswaschen oder Abfliessen von Nitraten, Ammonium und gelöstem organischem Stickstoff (DON). Auch ungelöster organischer Stickstoff kann abfliessen.

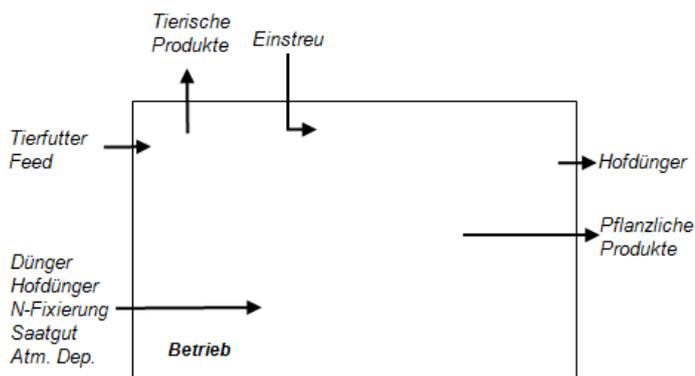
Abbildung AI.1:
N-Budget auf Betriebsebene für einen gemischten Betrieb mit Pflanzen- und Tierproduktion



Quelle: Jarvis et al., 2011

12. Die entsprechenden Komponenten einer N-Bilanz auf Betriebsebene bei einem Betrieb mit gemischter Tier-/Pflanzenproduktion werden in Abbildung AI.2 aufgezeigt. Offensichtlich ist eine N-Bilanz auf Betriebsebene viel einfacher als ein N-Budget auf Betriebsebene, da N-Verluste in die Luft, das Grundwasser und Oberflächengewässer nicht in die N-Bilanz einfließen. Eine N-Bilanz auf Betriebsebene für einen Betrieb mit Pflanzenanbau oder einem Betrieb mit Tierhaltung ist wesentlich einfacher als eine Hoftorbilanz eines Betriebs mit gemischter Tier-/Pflanzenproduktion, da weniger Arten von N-Inputs und -Outputs vorhanden sind.

Abbildung AI.2:
Komponenten einer N-Bilanz auf Betriebsebene bei einem gemischten Betrieb mit Pflanzen- und Tierproduktion.

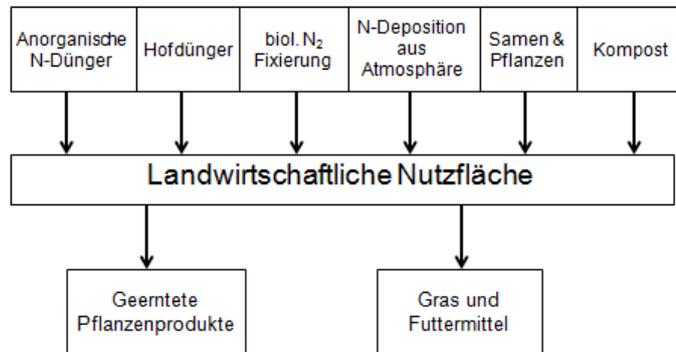


13. Abbildung AI.3 zeigt eine Bodenoberflächen-N-Bilanz von Landwirtschaftsland. Die Hauptinputs sind mineralischer/anorganischer Dünger, Hofdünger, die Fixierung von atmosphärischem N_2 durch bestimmte Pflanzen (hauptsächlich Leguminosen) und atmosphärische Deposition. Weitere N-Inputs können Biofeststoffe und organischen Dünger wie Kompost und Mulch umfassen. Die Inputs aus Saatgut

und Kompost stellen in der Regel geringere Inputfaktoren dar. Die Hauptoutputs resultieren aus geernteten pflanzlichen Erzeugnissen, die das Korn oder die ganze Pflanze sein können. Zu beachten ist, dass tierische Erzeugnisse anders als Hofdünger nicht in der Bodenoberflächenbilanz aufgeführt werden, da sie nicht auf der Bodenoberfläche abgelagert werden.

Abbildung AI.3:

Komponenten einer Bodenoberflächen-N-Bilanz von Landwirtschaftsland.



Quelle: OECD, 2008.

14. Wenn N-Bilanzen und die NUE auf Betriebsebene als Indikatoren verwendet werden, ist zwischen folgenden Betriebstypen zu unterscheiden:

- (a) spezialisierte Pflanzenbaubetriebe ;
- (b) Gemischte Betriebe mit Pflanzen- (Futter) und Tierproduktion; und
- (c) spezialisierte Tierhaltungsbetriebe.

15. Spezialisierte Pflanzenbaubetriebe haben relativ wenige NH₃-Emissionsquellen (mögliche Quellen sind importierter Hofdünger, Harnstoff und ammoniumbasierte Dünger, Pflanzen und Ernterückstände). Diese Betriebe können je nach Fruchtfolge unterteilt werden (z. B. Anteil an Getreide, Hülsenfrüchten, Gemüse und Hackfrüchten). Spezialisierte Tierhaltungsbetriebe erzeugen nur tierische Produkte (Milch, Fleisch, Eier, tierische Nebenprodukte und Hofdünger), und all diese Produkte werden vom Hof exportiert. Durch die Vergärung organischen Kohlenstoffs kann unter Umständen auch Energie produziert werden. Diese Betriebe können je nach Tierkategorien unterteilt werden (z. B. Schweine, Geflügel und Rindvieh). Bei gemischten Systemen sind sowohl Pflanzen als auch Tiere vorhanden; die produzierten Pflanzen werden normalerweise den Tieren verfüttert, während der Hofdünger im Pflanzenbau angewandt wird. Diese Betriebe können je nach Tierkategorien (z. B. Milchvieh, Mastrinder, Schweine) und Besatzdichte (oder Selbstversorgung mit Futtermitteln) unterteilt werden.

16. Die schwankenden NUE (Output/Input- bzw. Wegfuhr/Zufuhr-Verhältnis) und N-Überschüsse (Input minus Output) zwischen den Betrieben sind in der Praxis gross, weil es unterschiedliche Bewirtschaftungssysteme und Managementformen gibt (insbesondere hinsichtlich der Arten von Pflanzen und Tieren, der Besatzdichte und des Bewirtschaftungssystems). Indikative Spannen können für grosse Kategorien von Bewirtschaftungssystemen angegeben werden (siehe Tabelle AI.2).

17. N-Bilanzen und N-Output-Input-Verhältnisse können auch für Kompartimente innerhalb eines Betriebs erstellt werden, insbesondere für Betriebe mit gemischtem Bewirtschaftungssystem. Für die Schätzung der NUE können drei nützliche Kompartimente oder Niveaus in Betracht gezogen werden.

- (a) Umwandlung von N aus Futtermitteln in tierische Produkte (Futtermittel-NUE oder Tier-NUE);
- (b) Umwandlung von N aus Hofdünger und Düngemitteln in Pflanzen (Hofdünger-/Dünger-NUE); und

(c) NUE des ganzen Betriebs.

18. Diese NUE-Werte werden als Massegehalt von N-Output pro N-Input-Masse berechnet:

- (a) Futtermittel-NUE = $[(N \text{ in Milch, Tieren und Eiern}) / (N \text{ in Kraftfutter und Futterpflanzen})] \times 100\%$
- (b) Hofdünger-/Dünger-NUE = $[N\text{-Aufnahme durch Pflanzen} / N \text{ angewandt in Hofdünger/Dünger}] \times 100\%$
- (c) NUE des ganzen Betriebs = $[\Sigma(\text{weggeführter N}) / \Sigma(\text{zugeführter N})] \times 100\%$

Indikative Spannen von NUE-Werten für Milchviehbetriebe sind in Tabelle AI.1 aufgeführt.

Tabelle AI.1.

Indikative Werte für N-Input und NUE für Milchviehbetriebe

Input to output parameters	N input range	NUE range (%)	Source
Feed to milk (feed-NUE)	512–666 g cow ⁻¹ day ⁻¹	26–33	Powell et al. (2006a)
	289–628 g cow ⁻¹ day ⁻¹	22–29	Kebreab et al. (2001)
	200–750 g cow ⁻¹ day ⁻¹	21–32	Castillo et al. (2000)
	496–897 g cow ⁻¹ day ⁻¹	21–36	Chase (2004)
	838–1360 g cow ⁻¹ day ⁻¹	16–24	Aarts et al. (2000)
Manure and fertilizer to crops and pasture (manure/fertilizer-NUE)	359–749 kg ha ⁻¹	53–77	Aarts et al. (2000)
	Not available	16–57	Beegle et al. (2008)
Farm inputs to farm outputs (whole-farm NUE)	215–568 kg ha ⁻¹	14–55	Rotz et al. (2006)
	150–370 kg ha ⁻¹	39–47	Rotz et al. (2006)
	260–380 kg ha ⁻¹	23–36	Rotz et al. (2005)
	240–423 kg ha ⁻¹	34–46	Rotz et al. (1999)
	63–840 kg ha ⁻¹	8–55	Ovens et al. (2008)
Not available	25–64	Histov et al. (2006)	

Quelle: Powell, Rotz and Weaver, 2009

19. Um die Futtermittel-NUE oder die Tier-NUE zu beurteilen, müssen die Mengen an konsumierten Futtermitteln (Kraftfutter) und Futterpflanzen sowie die N-Gehalte dieser Produkte bekannt sein. Weiter müssen die Stickstoffmengen in tierischen Produkten (Protein in Milch, Fleisch und Eiern) bekannt sein. Für N in Milchprotein, Eiern sowie Lebendgewicht, Schlachtkörper und Fleisch für Rinder, Schweine und Geflügel können Standardwerte verwendet werden.

Tabelle AI.2.

Indikatoren für Stickstoffüberschuss und Stickstoffnutzungseffizienz von Bewirtschaftungssystemen, mit typischen Werten für spezialisierte Pflanzenbau- und Tierproduktionsbetriebe sowie für gemischte Betriebe mit Pflanzenanbau und Tierproduktion

Index	Berechnung	Interpretation	Typische Niveaus
N-Überschuss = Summe aller N-Inputs minus aller N-Outputs, die das Hoftor passieren, angegeben in kg/ha/Jahr	N-Überschuss = $\Sigma(\text{Inputs}_N) -$ $\Sigma(\text{Outputs}_N)$	Der N-Überschuss hängt ab von Betriebstyp, Pflanzen und Tieren sowie von der eigenen N- Versorgung, externen Inputs (über Düngemittel und Tierfutter), dem Management und der Umwelt. N-Überschuss ist ein Mass für den gesamten N- Verlust in die Umwelt. N-Defizit [$\Sigma(\text{Inputs}_N) < \Sigma(\text{Outputs}_N)$] ist ein Mass für die Abnahme von Boden-N Bei spezialisierten Betrieben mit Tierhaltung (flächenlos) kann der N-Überschuss sehr hoch sein; das hängt auch vom möglichen N-Output über die Verarbeitung und den Export von Hofdünger ab.	Hängt ab von Betriebstyp, Pflanzen und Tieren: Pflanzenbau: 0–50 kg/ha Gemischt: 0–200 kg/ha Tiere: 0–1000 kg/ha

<i>Index</i>	<i>Berechnung</i>	<i>Interpretation</i>	<i>Typische Niveaus</i>
NUE = N-Nutzungseffizienz, d. h. N-Wegfuhr in genutzten Produkten geteilt durch die gesamte N-Zufuhr	$NUE = \frac{\Sigma (\text{Outputs}_N)}{\Sigma (\text{Inputs}_N)}$	Die N-Nutzungseffizienz hängt von Betriebstyp, Pflanzen und Tieren sowie von der eigenen N-Versorgung, externen Inputs (über Düngemittel und Tierfutter), dem Management und der Umwelt. Bei spezialisierten Betrieben mit Tierhaltung (flächenlos) kann N-Output über die Verarbeitung und den Export von Hofdünger auftreten.	Hängt von den Arten des Bewirtschaftungssystems, der Pflanzen und Tiere ab: Pflanzen: 0,6–1,0 Gemischt: 0,5–0,6 Tiere: 0,2–0,6* Tiere: 0,8–0,95**

* kein Hofdüngerexport

** flächenlose Betriebe; sämtlicher Hofdünger wird exportiert

20. Bei der Beurteilung der Hofdünger-/Dünger-NUE ist es sinnvoll, zwischen den verschiedenen N-Inputquellen zu unterscheiden. Der «Stickstoff-Düngeräquivalentwert» gibt an, wie gut N aus Hofdünger, Kompost und Ernterückständen im Vergleich zum Referenzdünger verwendet wird (im Allgemeinen NH_4NO_3 -basierte Dünger), der als 1 gesetzt ist (100 %). Ein hoher Wert zeigt eine hohe N-Nutzungseffizienz an. Der Stickstoff-Düngeräquivalentwert hängt von der Art (Mist, Gülle oder flüssiger Dünger), der Herkunft (Rindvieh, Schweine, Geflügel) des Hofdüngers und dem Zeitrahmen ab (Anwendungsjahr versus langfristige Auswirkungen). Auch ausschlaggebend sind Pflanzenart und Umweltbedingungen (Bodenart, Temperatur, Niederschlag). Einer der wichtigsten Faktoren für einen höheren Stickstoff-Düngeräquivalentwert ist das Management, d. h. der Zeitpunkt und die Methode der Anwendung. Tabelle AI.3 zeigt die Spannen der Stickstoff-Düngeräquivalentwerte für Rindvieh-, Schweine- und Geflügelmist, Gülle und flüssige Dünger gemäss Literaturrecherchen an. Quellen von organischem Stickstoff enthalten normalerweise eine signifikante Fraktion an organisch gebundenem N, der den Pflanzen erst nach der Mineralisierung zur Verfügung steht. Daher wird zwischen kurzfristigen (d. h. während der Anbauperiode direkt nach dem Ausbringen der Quelle von organischem Stickstoff) und langfristigen Stickstoff-Düngeräquivalentwerten unterschieden; letztere sind höher als die ersteren. Einige Quellen organischen Stickstoffs enthalten nur mineralischen Stickstoff sowie leicht mineralisierbaren Stickstoff. Folglich gibt es in diesem Fall im Wesentlichen keinen Unterschied zwischen den kurzfristigen und langfristigen Werten.

Tabelle AI.3:

Spannen von kurzfristigen und langfristigen Stickstoff-Düngeräquivalentwerten von ausgebrachtem Hofdünger und Ernterückständen, angegeben als Prozentsatz des Referenzdüngers Ammoniumnitrat.

<i>Stickstoffquellen</i>	<i>Stickstoff-Düngeräquivalentwerte, %</i>	
	<i>Kurzfristig</i>	<i>Langfristig</i>
Separierte Rindvieh- und Schweinegülle	70–100	70–100
Vergärte Rindvieh- und Schweinegülle	40–60	50–80
Rindviehgülle	30–50	50–80
Schweinegülle	30–65	50–80
Geflügelgülle	30–65	50–80
Festmist von Rindvieh, Schweinen und Geflügel	20–40	40–60
Kompost von Rindvieh-, Schweine- und Geflügelmist	20–40	40–60
Harn und Kot von Weidetieren	10–20	20–40
Ernterückstände mit mehr als 2,5 % N	10–40	30–50
Ernterückstände mit 1,5 bis 2,5 % N	0–30	20–40
Ernterückstände mit weniger als 1,5 % N	0	0–20

Literaturhinweise: Berntsen et al., 2007; Bittman et al., 2007; Burton und Turner, 2003; Chadwick et al., 2000; Gutser et al., 2005; Hadas et al., 2002; Hart et al., 1993; Hatch et al., 2004; Janssen, 1984; Jenkinson und Smith, 1988; Kolenbrander und De La Lande Cremer, 1967; Langmeier et al., 2002; MacDonald et al., 1997; Mosier et al., 2004; Nevens und Reheul, 2005; Rufino et al., 2006; Rufino et al., 2007; Schils und Kok, 2003; Schroder et al., 2000; Schroder und Stevens, 2004; Schroder 2005; Schroder et al., 2005; Schroder et al., 2007; Sommerfeldt et al., 1988; Sorensen, 2004; Sorensen und Amato, 2002; Sorensen et al., 2003; Sorensen and Thomsen, 2005; Van der Meer et al., 1987; Velthof et al., 1998.

Anm.: Die Hofdüngeranwendung erfolgt mit üblichen emissionsarmen Ausbringungstechniken. Die kurzfristigen Stickstoff-Düngeräquivalentwerte beziehen sich auf den Stickstoff-Düngeräquivalentwert einer zeitgerechten Anwendung während des Anwendungsjahrs. Die langfristigen Stickstoff-Düngeräquivalentwerte umfassen Nachwirkungen und gehen von wiederholten Anwendungen über mehrere Jahre aus.

21. Für ganze Betriebe werden der N-Überschuss und die NUE von spezialisierten Pflanzenbaubetrieben wie folgt geschätzt:

$$\text{ÜberschussN} = [\text{DüngerN} + \text{HofdüngerN} + \text{KompostN} + \text{BNF} + \text{Atm.N} + \text{SaatgutN}] - [\text{PflanzenN}] \quad [1]$$

$$\text{NUEPflanzen} = [\text{PflanzenN}] / [\text{DüngerN} + \text{HofdüngerN} + \text{KompostN} + \text{BNF} + \text{Atm.N} + \text{SaatgutN}] \quad [2]$$

Hierbei sind:

ÜberschussN = N-Überschuss auf Betriebsebene, kg/ha

NUE-Pflanzen = N-Nutzungseffizienz auf Betriebsebene, Masse-Masse-Verhältnis (dimensionslos)

DüngerN = N-Menge in zugeführtem Mineraldünger, kg/ha

HofdüngerN = N-Menge in zugeführtem Hofdünger, kg/ha

KompostN = N-Menge in zugeführtem Kompost, kg/ha

BNF = N-Menge aus biologischer N₂-Fixierung durch Leguminosen, kg/ha

Atm.N = N-Menge aus atmosphärischer Deposition, kg/ha

SaatgutN = N-Menge in via Saatgut und Pflanzen importiertem N, kg/ha

PflanzenN = Nettomenge an N in geernteten Pflanzen, die vom Hof weggeführt werden, einschliesslich Rückständen, kg/ha

22. Es kann zusätzliche N-Inputs auf dem Hof geben, z. B. über autotrophe N₂-Fixierung, Pflanzenschutzmittel, Bewässerungswasser, Biofeststoffe und Mulche. Diese Inputs sind im Vergleich zu den vorherigen Positionen relativ gering und auch schwierig zu steuern. Aus diesem Grund werden diese zusätzlichen N-Inputs häufig vernachlässigt. Doch wenn diese Inputs einen signifikanten Prozentanteil des gesamten Inputs ausmachen (> 10 %), sollten sie in die Bilanzberechnungen einbezogen werden. Dies kann bei Betrieben auf organischen Böden der Fall sein, wo die Nettomineralisierung von organisch gebundenem N 20 bis 200 kg N pro ha pro Jahr freisetzen könnte, je nach dem trophischen Status des Torfs und den Entwässerungsbedingungen.

23. Eine genauere Abschätzung von NUE und N-Überschuss für spezialisierte Pflanzenbaubetriebe berücksichtigt die Differenzen bei den N-Düngeräquivalentwerten von Hofdünger, Kompost und BNF und wird wie folgt geschätzt:

$$\text{NUE-Pflanzen} = [\text{PflanzenN}] / [\text{DüngerN} + (\text{HofdüngerN} \times \text{MDÄ-H}) + (\text{KompostN} \times \text{MDÄ-K}) + (\text{BNF}) + \text{Atm.N} + \text{SaatgutN}] \quad [7]$$

Hierbei sind:

MDÄ-H = Stickstoff-Düngeräquivalentwert von Hofdünger, kg/kg

MDÄ-K = Stickstoff-Düngeräquivalentwert von Kompost, kg/kg

24. Für spezialisierte flächenlose Tierhaltungsbetriebe wird der N-Überschuss und die NUE von spezialisierten Betrieben mit Pflanzenanbau wie folgt geschätzt:

$$\text{ÜberschussN} = [\text{FutterN}] - [\text{TierN} + \text{HofdüngerN}] \quad [3]$$

$$\text{NUE}_{\text{Tier}} = [\text{TierN} + \text{HofdüngerN}] / [\text{FutterN}] \quad [4]$$

Hierbei sind:

ÜberschussN = N-Überschuss auf Betriebsebene, kg/kg

NUE_{Tier} = N-Nutzungseffizienz auf Betriebsebene, Masse-Verhältnis (dimensionslos)

FutterN = Nettomenge N in zugeführtem Futter, kg

TierN = Nettomenge N in weggeführten Tieren (d. h. einschliesslich toter Tiere und bereinigt um importierte Tiere), kg

HofdüngerN = Nettomenge N in vom Betrieb weggeführtem Hofdünger (einschliesslich Futterresten), kg

Es wird geringe zusätzliche N-Inputs auf dem Hof geben, z. B. über Trink- und Reinigungswasser, Einstreu und Medikamente. Doch da diese Mengen normalerweise gering sind (< 5 %) im Vergleich zu den vorher genannten Positionen, können sie hier vernachlässigt werden.

25. Für gemischte Betriebe mit Tier- und Pflanzenproduktion werden der N-Überschuss und die NUE wie folgt geschätzt:

$$\text{ÜberschussN} = [\text{DüngerN} + \text{FutterN} + \text{HofdüngerN}_i + \text{KompostN} + \text{BNF} + \text{Atm.N} + \text{SaatgutN}] - [\text{TierN} + \text{PflanzenN} + \text{HofdüngerN}_e] \quad [5]$$

$$\text{NUE-gemischt} = [\text{TierN} + \text{PflanzenN} + \text{HofdüngerN}_e] / [\text{DüngerN} + \text{FutterN} + \text{HofdüngerN}_i + \text{KompostN} + \text{BNF} + \text{Atm.N} + \text{SaatgutN}] \quad [6]$$

Hierbei sind:

ÜberschussN = N-Überschuss auf Betriebsebene, kg/ha

DüngerN = N-Menge in zugeführtem Dünger, kg/ha

FutterN = N-Menge in zugeführtem Futter, kg/ha

HofdüngerN_i = N-Menge in zugeführtem Hofdünger, kg/ha

KompostN = N-Menge in zugeführtem Kompost, kg/ha

BNF = N-Menge aus biologischer N-Fixierung durch Leguminosen, kg/ha

Atm.N = N-Menge aus atmosphärischer Deposition, kg/ha

SaatgutN = N-Menge in zugeführtem Saatgut, kg/ha

PflanzenN = N-Menge in geernteten und weggeführten Pflanzen, einschliesslich Rückständen, kg/ha

TierN = N-Menge in weggeführten Tieren (d. h. einschliesslich toter Tiere und bereinigt um importierte Tiere), kg

HofdüngerN_e = N-Menge in weggeführtem Hofdünger-N, kg/ha

26. Verbesserungen beim Stickstoffmanagement (und damit Verringerungen der N-Verluste) resultieren aus Verringerungen von N-Überschüssen und Steigerungen der NUE-Werte im Laufe der Zeit. Fortschritte beim Stickstoffmanagement können folglich über die Überwachung des jährlichen N-Überschusses und der jährlichen NUE auf Betriebsebene beurteilt werden. Um jährliche Schwankungen bei den Witterungsbedingungen und gelegentliche Ereignisse zu berücksichtigen, wird empfohlen, für den N-Überschuss und die NUE Fünfjahres-Durchschnittswerte zu berechnen.

27. Die relative Leistung des Stickstoffmanagements von Betrieben kann auf der Grundlage von Vergleichen mit anderen Betrieben, Modellbetrieben oder Versuchsbetrieben beurteilt werden. Zielwerte

für N-Überschüsse und NUE von spezialisierten Pflanzenanbausystemen können auf der Leistung von optimal geführten Pflanzenanbausystemen (Versuchs-/Modellbetriebe) in der Praxis basieren, wobei auch Bodenfaktoren berücksichtigt werden sollten.

28. Kulturen verfügen über unterschiedliche Fähigkeiten, N aus dem Boden aufzunehmen, und zwar wegen unterschiedlicher Wurzellänge- und -verteilung und unterschiedlicher Länge der Wachstumsperiode. Gramineen (Getreide und Grünland) verfügen über eine hohe Aufnahmefähigkeit; Blattgemüse (Salat, Spinat) haben nur eine geringe Aufnahmefähigkeit. Indikative Zielwerte für den N-Überschuss und die NUE sollten gemäss dem Flächenanteil von Getreide und Grünland auf dem Betrieb spezifiziert werden (z. B. fünf Klassen: < 25 %; 25–50, 50–75, 75–90 und > 90 %) (Tabelle AI.4).

29. Für spezialisierte Pflanzenbaubetriebe, die auf > 90 % der Fläche Getreide anbauen, sowie bei Verwendung der Inputpositionen von Gleichung [7] und der N-Düngeräquivalentwerte (MDÄ) aus Tabelle AI.3 entspricht der geerntete N in etwa dem gesamten effektiven N-Input, und die NUE-Pflanzen könnte bis zu 100 % betragen. Allerdings nimmt die NUE-Pflanzen mit zunehmendem N-Input, den Auswirkungen von Schädlingen oder einer Beschränkung anderer Nährstoffe ab. Die Herausforderung besteht darin, das optimale Stickstoffdüngungsniveau zu finden, bei dem Pflanzenertrag, Pflanzenqualität und NUE hoch ist und der N-Überschuss tief ist. Nimmt die relative Getreidefläche in der Fruchtfolge ab, wird die angestrebte NUE sinken und die N-Überschüsse steigen, auch abhängig vom effektiven N-Input (Tabelle AI.4). N-Überschuss und NUE hängen auch davon ab, was mit den Ernterückständen passiert. Werden die Pflanzen geerntet und die Ernterückstände entfernt, steigt die NUE und sinkt der N-Überschuss, insbesondere kurzfristig. Doch das Entfernen der Ernterückstände kann dazu führen, dass der Bodenvorrat an organischer Substanz und N sinken. Zu beachten ist, dass NUE und N-Überschuss sich umgekehrt proportional verhalten (Tabelle AI.4). Dies ist jedoch nicht immer der Fall; es gibt Situationen, in denen eine steigende NUE mit leicht zunehmendem N-Überschuss zusammenhängt.

Tabelle AI.4:

Indikative Werte für die Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) und die N-Überschüsse auf spezialisierten Pflanzenbaubetrieben bei mässigen und hohen N-Inputs und im Zusammenhang mit dem Anteil von Getreide in der Fruchtfolge

Getreide, %	Mässige N-Inputs				Hohe N-Inputs		
	NUE, %	N-Überschüsse, kg/ha/Jahr		NUE, %	N-Überschüsse, kg/ha/Jahr		
		50 kg/ha/Jahr	100 kg/ha/Jahr		150 kg/ha/Jahr	200 kg/ha/Jahr	
90–100	100	0	0	80	30	40	
75–90	95	2,5	5	75	37,5	50	
50–75	90	5	10	70	45	60	
25–50	80	10	20	60	60	80	
<25	70	15	30	50	75	100	

30. Die NUE von spezialisierten Tierhaltungsbetrieben und gemischten Betrieben hängen zum Teil von den «unvermeidbaren» gasförmigen N-Verlusten aus tierischem Hofdünger in Stallungen und Hofdüngerlagerstätten ab infolge der Verflüchtigung von NH₃ und infolge von Nitrifikations-Denitrifikations-Prozessen. Unvermeidbare N-Verluste sind solche, die bei der Anwendung von besten verfügbaren Techniken (BVT) auftreten. Zielwerte für NUE-Tier sollten auf der folgenden Gleichung basieren:

$$\text{ZielNUE-Tier} = [\text{TierN} + (\text{AusgeschiedenN} - \text{HofdüngerNVerlust})] / [\text{FutterN}] \quad [8]$$

Hierbei sind:

$$\text{ZielNUE-Tier} = \text{N-Nutzungseffizienz auf Betriebsebene, Masse-Verhältnis (dimensionslos)}$$

TierN = Nettomenge N in weggeführten Tieren (d. h. einschliesslich toter Tiere und bereinigt um importierte Tiere), kg

FutterN = Nettomenge N in zugeführtem Futter , kg

AusgeschiedenN = N-Ausscheidung der Tiere im Stall, kg

HofdüngerNVerlust = unvermeidbare N-Verluste aus Hofdünger im Stallbereich und bei der Hofdüngerlagerungen infolge der Verflüchtigung von NH₃ und infolge von Nitrifikations-Denitrifikations-Prozessen, kg

AusgeschiedenN – HofdüngerNVerlust = Menge an Hofdünger-N, das vom Betrieb weggeführt wird.

31. Die N-Verluste aus Hofdünger hängen ab vom Tierhaltungssystem, vom Hofdünger-managementsystem und von der Produktionstechnik. Bei Rindvieh und Schweinen, die das ganze Jahr in güllebasierten Systemen mit geschlossenen Hofdüngerlagerstätten gehalten werden, wird sich der N-Verlust aus Hofdünger zwischen 5 und 20% des Hofdünger-N, das von Tieren in Stallungen ausgeschieden wird, bewegen. Dabei ergibt sich ein tieferer Wert bei emissionsarmen Haltungssystemen (und Ställen mit Anbindehaltung) und ein höherer bei Ställen mit Teilspaltenböden. Der Wert hängt auch von den klimatischen Bedingungen ab (Amon et al., 2001; Monteny und Erisman, 1998; Oenema et al., 2008). Wenn Tiere nur während des Winters in Ställen gehalten werden, wird während dieser Zeit weniger N ausgeschieden, und der N-Verlust pro Tier aus Hofdünger wird geringer ausfallen. Der N-Verlust aus Hofdünger aus Stallungen mit Mist ist tendenziell höher (20–40% bei ganzjähriger Stallhaltung), wegen grösseren Verlusten bei der Nitrifikation/Denitrifikation während der Hofdünger-lagerung.

32. Für Geflügel liegt der N-Verlust aus Hofdünger zwischen 10 und 50% des ausgeschiedenen N mit einem tieferen Wert bei emissionsarmen Haltungssystemen und einem höheren Wert für Kotgruben und bodenbasierte Einstreusysteme ohne Auswaschen bzw. Abscheidung von NH₃ aus der Abluft (Groot Koerkamp und Groenestein, 2008).

33. Die NUE von spezialisierten Tierhaltungsbetrieben steigt mit einer zunehmenden Futtermittel-N-Retention und mit sinkenden unvermeidbaren Verlusten von gasförmigem Stickstoff (Tabelle AI.5; Abbildung AI.4). Die Retention von Futtermittel-N hängt von der Tierart, der Tierproduktivität und der Tierfütterung ab. Die «unvermeidbaren» gasförmigen N-Verluste hängen vom Haltungssystem und vom Management des Hofdüngers ab, einschliesslich emissionsarmer Managementsysteme. Daher reagiert die NUE spezialisierter Tierhaltungsbetriebe sehr sensibel auf Verluste von gasförmigem Stickstoff, einschliesslich der Verluste durch NH₃-Verflüchtigung; sie ist in diesem Fall ein integrierter Indikator für das Stickstoffmanagement.

Tabelle AI.5:

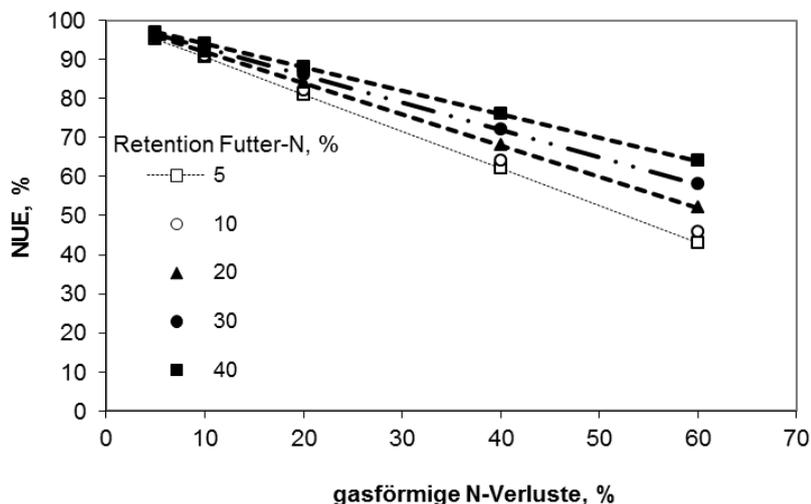
Berechnete NUE spezialisierter Tierhaltungsbetriebe als Funktion des Anteils der Retention von Futtermittel-N und des Anteils der «unvermeidbaren N-Verluste» aus Stallungen und aus der Lagerung von Hofdünger (gemäss Gleichung [8])

<i>«unvermeidbare N-Verluste», in % des ausgeschiedenen N</i>					
<i>Retention Futtermittel-N, %</i>	5	10	20	40	60
5	95	91	81	62	43
10	96	91	82	64	46
20	96	92	84	68	52
30	97	93	86	72	58
40	97	94	88	76	64

Anm.: Es wird davon ausgegangen, dass alle tierischen Erzeugnisse, einschliesslich Hofdünger, vom Hof weggeführt werden.

Abbildung AI.4:

Berechnete NUE spezialisierter Tierhaltungsbetriebe als Funktion des Anteils der Retention von Futtermittel-N und des Anteils der «unvermeidbaren N-Verluste» aus der Lagerung von Hofdünger; gemäss Gleichung [8]



Anm.: Es wird davon ausgegangen, dass alle tierischen Erzeugnisse, einschliesslich Hofdünger, vom Hof weggeführt werden.

34. Die N-Bilanz und die NUE für den ganzen Betrieb sind Indikatoren für die Schätzung der Umweltbelastung durch Stickstoffverbindungen bzw. die N-Ressourcennutzungseffizienz. Einige Länder (z. B. Dänemark und die Niederlande) setzen N-Bilanzen und den N-Überschuss als integrative Regulierungsinstrumente zur Verringerung von N-Verlusten in die Umwelt ein. Es liegen jedoch noch keine Erfahrungen mit der Verwendung des N-Überschusses und der NUE als spezifische Indikatoren zur Minderung der NH_3 -Emissionen vor. Es gibt jedoch solide theoretische und empirische Belege dafür, dass eine höhere NUE mit geringeren N-Verlusten pro Produktionseinheit korreliert ist. Analog geht eine Erhöhung der NUE in Tierhaltungssystemen und Systemen mit gemischter Produktion typischerweise mit abnehmenden NH_3 -Verlusten pro Produktionseinheit einher, wie das Beispiel Dänemark zeigt (Mikkelsen et al., 2010; Nørregaard Hansen et al., 2008; Anonymous, 2008).

35. Erfahrungen in Dänemark und den Niederlanden zeigen, dass die meisten Landwirte die N-Bilanz und die NUE-Indikatoren leicht verstehen können und auch in der Lage sind, N-Bilanzen und NUE-Indikatoren auf der Grundlage von Buchhaltungsunterlagen und Standardwerten für N-Gehalte in verschiedenen Produkten zu erstellen. Schulungen und die Teilnahme an Diskussionsgruppen für Landwirte sind jedoch hilfreich. Alternativ können N-Bilanzen und NUE-Indikatoren auf der Grundlage von Buchhaltungsunterlagen und Standardwerten für N-Gehalte in verschiedenen Produkten auch von Buchprüfern erstellt werden. Die jährlichen Kosten für die Erstellung von N-Bilanzen und NUE-Indikatoren belaufen sich auf 200 bis 500 Euro pro Betrieb.

36. Grob gesehen können drei Strategien/Technologien zur Steigerung der NUE und zur Verringerung des N-Überschusses unterschieden werden: (a) N-Outputs durch die Steigerung von Pflanzen- und Tiererträgen erhöhen, während die N-Inputs mehr oder weniger konstant gehalten werden, (b) Inputs über Stickstoffdünger und gekauftes Tierfutter verringern, während die Pflanzen- und Tiererträge sowie die N-Inputs mehr oder weniger konstant gehalten werden, und (c) die N-Verluste durch stickstoffsparende Technologien (emissionsarme Verfahren, Deckfrüchte, besseres Timing bei der Stickstoffanwendung usw.) verringern und dabei N-Inputs senken, während die N-Outputs mehr oder weniger konstant gehalten werden. Diese letzte Strategie bezieht sich zum Teil auf die anderen Massnahmen in Anhang IX des Protokolls von Göteborg. Der Fokus liegt hierbei darauf, den eingesparten Stickstoff zu kompensieren,

indem dieser Stickstoff wiederverwendet und der N-Input gleichzeitig gesenkt wird. Die besten Ergebnisse resultieren, wenn geringere Verluste mit geringeren Inputs kombiniert werden, die die Betriebskosten senken und die Outputs, die für eine Rentabilität erforderlich sind, steigern. Daher ist der Ansatz, den N-Überschuss zu verringern und die NUE zu erhöhen, hofspezifisch. Es gibt keinen einheitlichen Ansatz, der auf alle Bewirtschaftungssysteme angewandt werden kann.

37. Es gibt eine grosse Fülle an Informationen über die Steigerung der NUE und die Verringerung des N-Überschusses in Pflanzenanbausystemen. Verschiedene Institutionen und Düngemittelhersteller verfügen über klare Richtlinien. Das International Plant Nutrition Institute (IPNI) stellt leicht verständliche und gut zugängliche Richtlinien und Videos zur effizienten und wirksamen Verwendung von Mineraldünger auf ihrer Website bereit (<http://www.ipni.net/4r>). Die Best Management Practice für Dünger ist bekannt als das «4R nutrient stewardship concept», d. h. die richtige Quelle, die richtige Rate, der richtige Zeitpunkt und der richtige Ort. Es kann eingesetzt werden, um entweder Pflanzennährstoffe im Allgemeinen (einschliesslich organischer Quellen) oder Düngemittel im Besonderen zu managen. Dieses Konzept kann Landwirte und die Öffentlichkeit dabei unterstützen, zu verstehen, wie die richtige Management Practice für Düngemittel einen Beitrag zu den Nachhaltigkeitszielen in der Landwirtschaft leistet. Kurz zusammengefasst, soll das «4R nutrient Stewardship concept» helfen, dass Pflanzenbauer und ihre Berater die richtige Kombination von Quelle, Rate, Zeitpunkt und Ort von Praktiken wählen, die von Agronomen wissenschaftlich validiert wurden. Die Ziele für den wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Fortschritt werden von den Anspruchsgruppen bezüglich Pflanzenanbausystemen gesteckt und spiegeln sich wider in Leistungsindikatoren, die ebenfalls von diesen Interessensvertretern gewählt werden. Diese Verfahren werden alle in die Kategorie 1 eingestuft. Das grösste Hindernis bei der Verbesserung der Pflanzen-NUE bleiben die Unsicherheiten bei den Wetterprognosen. Weitere Faktoren sind Pflanzenschädlinge, schlechte Böden usw.

38. Eine steigende NUE und ein sinkender N-Überschuss in gemischten Produktionssystemen erfordert Massnahmen und Tätigkeiten im Zusammenhang mit dem Pflanzenanbau (z. B. das oben erwähnte 4R-Konzept), im Zusammenhang mit der Tierhaltung (Tierfütterung, Unterbringung und Management) sowie im Zusammenhang mit der Lagerung und dem Management von Hofdünger.

39. Zu den wirtschaftlichen Kosten für die Steigerung der NUE und für die Verringerung des N-Überschusses gibt es nur wenige empirische Informationen. Es ist auch nicht einfach, die direkten wirtschaftlichen Kosten abzuschätzen, da dies eine genaue Definition der Aktivitäten im Rahmen eines Stickstoffmanagements, das den gesamten Stickstoffkreislauf berücksichtigt, voraussetzt. Zudem sollte zwischen direkten und indirekten Kosten unterschieden werden. Direkte Kosten beziehen sich auf die Tätigkeiten zur Steigerung der NUE und zur Senkung des N-Überschusses, z. B. die Wahl von höchst ertragreichen Pflanzen- und Tierarten sowie eine bessere Abstimmung der Stickstoffversorgung auf den N-Bedarf. Diese Kosten werden auf -1 bis +1 € pro kg Stickstoffminderung geschätzt. Die indirekten Kosten beziehen sich auf eine bessere Ausbildung der Landwirte, eine höhere Verfügbarkeit von Daten und Informationen dank Probenahmen und Analysen sowie durch Aufzeichnungen. Die indirekten Kosten übersteigen die direkten Kosten, obwohl ein Teil dieser Kosten in Form von höheren Erträgen und gesteigerter Qualität kompensiert wird.

Anhang II

Tierfütterungsstrategien

1. Allgemeine Erwägungen

1. In der Praxis ist der Proteingehalt in Tierfuttermitteln häufig höher als eigentlich nötig. Sicherheitsmargen beim Proteingehalt der Fütterung werden verwendet, um folgenden Punkten Rechnung zu tragen: (a) suboptimale Kombination von Aminosäuren; (b) Unterschiede beim Bedarf von Tieren mit unterschiedlichen Genotypen; (c) Schwankungen beim Bedarf infolge unterschiedlichen Alters oder unterschiedlicher Produktionsstadien; und (d) Schwankungen beim Gehalt und der Verdaulichkeit der essenziellen Aminosäuren in der Fütterung. Der Proteingehalt des Futters und die resultierende N-Ausscheidung können verringert werden, indem der Gehalt an Proteinen bzw. Aminosäuren so gut wie möglich auf den Bedarf des Tiers abgestimmt wird.

2. Der Anteil der Nahrung, die vom Tier nicht verdaut, absorbiert und zurückbehalten wird, wird über Kot und Harn ausgeschieden. Der N-Überschuss im Futtermittel wird in Form von Protein (organisch gebundener N), Harnstoff, Harnsäure und Ammonium ausgeschieden. Die Verteilung von N auf diese Verbindungen zusammen mit dem pH-Wert von Kot und Harn beeinflussen das Potenzial für NH₃-Verlust.

3. Es bestehen infolge der Schwankungen beim Futtermittel grosse Schwankungen in der Zusammensetzung von Kot und Harn von Milchvieh, Mastschweinen und Hühnern. Tabelle AII.1 führt die Bandbreiten von Werten auf, die in der Fachliteratur gefunden wurden (Canh et al., 1998a; 1998b; Bussink und Oenema, 1998; Whitehead, 2000).

Tabelle AII.1:

Gehalte von Stickstoffkomponenten in Dung und Urin verschiedener Tierarten.

<i>Tier Kategorie</i>	<i>Trocken- substanz g pro kg</i>	<i>Gesamt-N g pro kg Kot/Harn</i>	<i>Harnstoff-N % von Gesamt-N</i>	<i>Harnsäure-N % von Gesamt-N</i>	<i>Protein-N % von Gesamt-N</i>	<i>Ammonium-N % von Gesamt-N</i>
Milchvieh						
– Kot	100–175	10–17	0	0	90–95	1–4
– Harn	30–40	4–10	60–95	0–2	0	1
Mastschweine						
– Kot	200–340	8–10	0		86–92	8–14
– Harn	30–36	4–7	70–90		10–20	2–10
Hühner	200–300	10–20	5–8	35–50	30–50	6–8

4. Da die NH₃-Verluste mit den Gehalten an Ammonium, Harnstoff und Harnsäure zusammenhängen, bestehen folgende Hauptoptionen zur Beeinflussung des NH₃-Emissionspotenzials durch die Fütterung (Abbildung AII.1; Aarnink und Verstegen, 2007):

- (a) Verringerung des Gehalts an Ammonium, Harnstoff und Harnsäure von Harn und Kot durch:
 - (i) Reduzierung der Rohproteinaufnahme;
 - (ii) Steigerung der Aufnahme von Nicht-Stärke-Polysacchariden (was die N-Ausscheidung von Harnstoff/Harnsäure im Harn zu Protein im Kot verlagert);
- (b) Senkung des pH-Werts des Hofdüngers durch:

- (i) Senkung des pH-Werts von Kot;
- (ii) Senkung des pH-Werts von Harn;
- (c) Verringerung der Urease-Aktivität und damit der Ammoniumkonzentration im Hofdünger.

5. Der Ammoniumgehalt von Hofdünger (Kot und Harn) nach der Hydrolyse von Harnstoff und der anaeroben Vergärung von Protein in Hofdünger kann wie folgt berechnet werden (Aarnink et al., 1992):

$$[\text{NH}_4^+] = (\text{dc} \cdot \text{P}_f - \text{P}_r + \text{adc} \cdot (1 - \text{dc}) \cdot \text{P}_f) / (\text{HD}_m)$$

Dabei ist:

dc = scheinbarer Verdaulichkeitskoeffizient des Proteins

P_f = Protein im Futtermittel

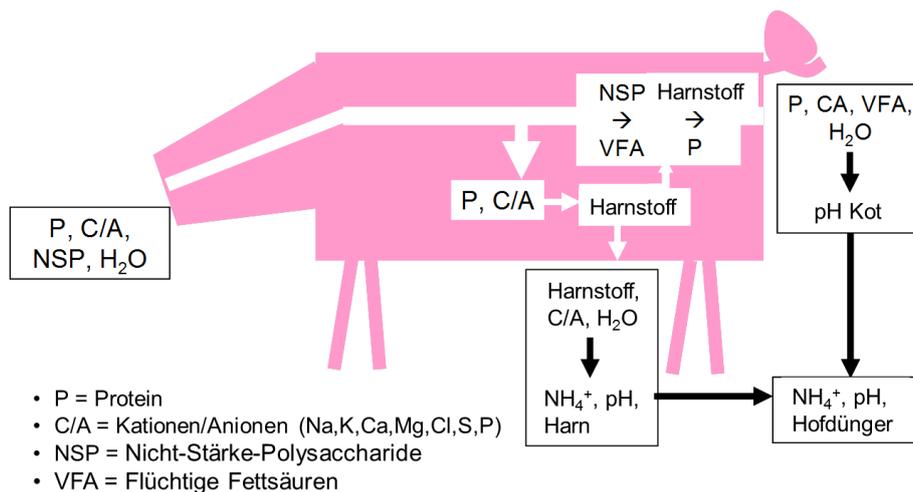
P_r = Proteinretention

adc = Koeffizient für die anaerobe Vergärung von Protein in Hofdünger

HD_m = Hofdüngermasse

Abbildung AII.1:

Schematische Darstellung der Hauptfaktoren der tierischen Ration (Proteingehalt, Kationen-Anionen-Verhältnis und Gehalt an Nicht-Stärke-Polysacchariden), die sich auf den Harnstoff- und Ammoniumgehalt sowie auf den pH-Wert von Harn und Kot der Tiere auswirken.



Quelle: Aarnink and Verstegen, 2007

6. Der pH-Wert von Harn und Hofdünger kann anhand der Erstellung einer vollständigen Kationen-Anionen-Bilanz abgeschätzt werden. In diese Abschätzung muss auch die Ammonium- und Carbonatkonzentration einfließen.

7. Tierfütterungsstrategien können den pH-Wert von Kot und Harn beeinflussen. Durch eine gesteigerte Fermentierung im Dickdarm kann der pH-Wert von Kot verringert werden. Dadurch steigt der Gehalt an flüchtigen Fettsäuren (VFA) des Kots und, was einen tieferen pH-Wert bewirkt. Der pH-Wert des Harns kann gesenkt werden, indem die Elektrolytbilanz (Na + K - Cl) des Futters verringert wird (Patience et al., 1987). Weiter kann der pH-Wert des Harns gesenkt werden, indem dem Futter ansäuernde Komponenten beigemischt werden, z. B. CaSO₄, Calciumbenzoat, Benzoesäure. Ein niedriger pH-Wert des ausgeschiedenen Kot und Harn bewirkt ausserdem einen tiefen pH-Wert der Gülle bzw. des Hofdüngers bei der Lagerung, auch nach einer gewissen Lagerdauer. Dieser pH-Wert kann die NH₃-Emissionen aus der Gülle während der Lagerung und auch nach der Ausbringung signifikant verringern. Diese Auswirkungen wurden insbesondere bei Schweinen nachgewiesen (Aarnink and Verstegen, 2007; Canh et al., 1998a; Canh et al., 1998c; Canh et al., 1998d; Canh et al., 1998e).

8. Je nach Enzymaktivität werden Harnstoff und Harnsäure in der Regel innerhalb weniger Stunden bis wenigen Tagen zu Ammonium hydrolysiert. Die Mineralisierung von organischem N (scheinbar unverdautes Protein) im Kot ist ein langsamer Prozess. Bei einer Temperatur von 18°C braucht die Mineralisierung von 43% des organischen N in Schweinegülle zu NH₃ 70 Tage (Spoelstra, 1979). Wird die N-Ausscheidung bei Rindvieh und Schweinen vom Harn in den Kot verlagert, steigt die N-Ausscheidung über Protein (organisch gebundener N), während diejenige über Harnstoff, Harnsäure und Ammonium sinkt. Folglich sinken die NH₃-Emissionen aus Harn (wobei die NH₃-Emissionen aus Kot nicht zunehmen).

9. Es gibt zwei Schlüsselindikatoren zur Angabe der Effizienz der Umwandlung von Futter in ein tierisches Erzeugnis. Sie werden wie folgt definiert:

(a) Der Bedarf an Rohprotein (RP; häufig geschätzt als N-Gehalt multipliziert mit 6,25) als Anteil an der aufgenommenen Futter-Trockensubstanz (TS). Er ist abhängig von der Tierart, der Produktionsart, der Verdaulichkeit der TS des Futters und der Qualität (Aminosäureverhältnis) im RP. Für Kraftfutter stellt der Futtermittelhersteller normalerweise Angaben zu diesem Indikator bereit. Für Raufutter, insbesondere geweidetes Grünfutter, kann dies schwieriger sein, doch die Wuchshöhe des Bestandes kann ein hilfreiches Instrument sein. Je höher die Wuchshöhe, desto tiefer der Proteingehalt. Doch mit einer Zunahme der Wuchshöhe kann die Verdaulichkeit des Grünfutters abnehmen.

(b) Stickstoffnutzungseffizienz (NUE = AY_N/F_N), wobei AY_N die Stickstoffmasse in tierischen Erzeugnissen (in kg) und F_N die Stickstoffmasse im verwendeten Futtermittel darstellt (kg). Dieser Indikator erfordert Angaben zum N-Gehalt von tierischen Erzeugnissen und Futtermitteln. Solche Zahlen wurden in den letzten Jahren in zahlreichen Statistiken zusammengetragen.

10. Die Herstellung tierischer Erzeugnisse (Milch, Fleisch, Eier) ist nicht möglich, wenn der Erhaltungsbedarf der Tiere nicht zuerst gedeckt wird. Die für die Erhaltung erforderlichen Proteingehalte in Futtermitteln sind viel tiefer als diejenigen die für den Aufbau tierischer Produkte benötigt werden. Daher variieren die optimalen Werte für RP/TS je nach Anteil der konsumierten Nährstoffe, die für die Erhaltung nötig sind. Dieser Anteil ist bei langsam wachsenden Tieren, wie Aufzuchtrinder, am höchsten und bei rasch wachsenden Tieren wie Mastpoulets am tiefsten.

Fütterungsstrategien für Wiederkäuer (insbesondere für Milchvieh und Mastrinder)

11. Letztlich ist die Stickstoffnutzungseffizienz (NUE) in der gesamten Milchviehhaltung beschränkt durch das biologische Potenzial von Kühen, Futtermittelstickstoff in Milch umzuwandeln, und von Pflanzen und Weiden, den in Hof- und Mineraldünger eingesetzten Stickstoff in Getreide, Futterpflanzen und andere agronomische Produkte zu verwandeln. Die Diskrepanz zwischen der heute von den Produzenten erreichten NUE und der theoretischen NUE zeigt, dass auf vielen kommerziellen Milchwirtschaftsbetrieben wesentliche NUE-Verbesserungen erzielt werden könnten (z. B. Van Vuuren und Meijs, 1987). Obwohl Milchproduzenten die biologischen Beschränkungen der Stickstoffnutzung nur wenig beeinflussen können, können Praktiken wie geeignete Besatzdichten, Berücksichtigen von Hofdüngerstickstoff und die Einhaltung von Empfehlungen zur Vermeidung von Verschwendung die NUE, den Ertrag des Betriebs sowie die Umweltauswirkungen der Milchproduktion wesentlich verbessern (Powell et al., 2009).

12. Die Senkung des Rohproteins bei den Futtermitteln für Wiederkäuer ist eine effektive Strategie der Kategorie 1 zur Minderung von NH₃-Verlusten. Es gelten die folgenden Leitlinien (Tabelle AII.2):

(a) Der durchschnittliche RP-Gehalt von Futtermitteln für Milchvieh sollte 150 bis 160 g/kg in der Trockensubstanz (TS) nicht überschreiten (Broderick, 2003; Svenson, 2003). Für Mastrinder älter als 6 Monate könnte der Gehalt weiter auf 120 g/kg gesenkt werden;

(b) Die Phasenfütterung kann so angewendet werden, dass der RP-Gehalt der Futtermittel für Milchvieh von 160 g/kg Trockensubstanz direkt vor dem Abkalben und in der frühen Laktation auf unter 140 g/kg in der späten Laktation und dem Hauptteil der Trockenperiode gesenkt wird;

(c) Die Phasenfütterung kann auch bei Mastrindern so angewendet werden, dass der RP-Gehalt der Ration schrittweise von 160 auf 120 g/kg reduziert wird.

Tabelle AII.2:

Indikative Zielwerte für den Rohproteingehalt (RP), in Gramm pro kg der Trockensubstanz der Ration, und resultierende Stickstoffnutzungseffizienz (NUE), als Massenanteil (kg/kg) für Rindvieh

<i>Rindviehkategorie</i>	<i>RP, g/kg</i>	<i>NUE, kg/kg</i>
Milch + Erhaltungsbedarf, frühe Laktation	150–160	0,30
Milch + Erhaltungsbedarf, späte Laktation	120–140	0,25
Aufzucht	130–150	0,10
Kälber	170–190	0,45
Rinder <3 Monate	150–160	0,30
Rinder 3–18 Monate	130–150	0,15
Rinder >18 Monate	120	0,05

13. In vielen Teilen der Welt erfolgt die Rindviehproduktion vollständig oder teilweise landbasiert. In solchen Systemen bilden proteinreiches Gras und proteinreiche Grasprodukte einen signifikanten Anteil der Fütterung, und die in Tabelle AII.2 aufgeführten Zielwerte für Rohprotein können daher infolge des hohen RP-Gehalts des Grases nur schwer zu erreichen sein. Der RP-Gehalt von frischem Gras im Weidestadium (2000–2500 kg TS pro ha) bewegt sich häufig zwischen 180 und 200 g/kg, der RP-Gehalt von Grassilage liegt oft zwischen 160 und 180 g/kg und von Heu zwischen 120 und 150 g/kg (z. B. Whitehead, 2000). Der RP-Gehalt von Silomais liegt nur bei rund 70 bis 80 g/kg. Daher enthalten grasbasierte Rationen häufig einen Proteinüberschuss, und das Ausmass der resultierenden hohen N-Ausscheidung hängt stark von den Anteilen von Gras, Grassilage und Heu der Ration und dem Proteingehalt dieser Futtermittel ab. Der Proteinüberschuss und die resultierende N-Ausscheidung sowie die NH₃-Verluste sind am höchsten bei nur Gras enthaltenden Sommerrationen, besonders beim Weiden auf jungen, intensiv gedüngten Gras- oder Gras-/Leguminosenbeständen. Weil von Weidetieren ausgeschiedener Urin typischerweise im Boden versickert, bevor wesentliche NH₃-Emissionen auftreten können, sind die gesamten NH₃-Emissionen pro Tier bei der Weidehaltung weniger hoch als bei der Stallhaltung, wo die Ausscheidungen gesammelt, gelagert und ausgebracht werden.

14. Die NH₃-Emissionsminderung, die durch die Verlängerung der Weidezeit pro Jahr erzielt werden kann, hängt unter anderem von der Referenz (Emissionen von nicht weidenden Tieren), der Verweildauer auf der Weide und dem Ausmass der Stickstoffdüngung der Weide ab. Die Möglichkeit vermehrt zu weiden ist häufig durch die Bodenbeschaffenheit, die Topografie, die Betriebsgrösse und -struktur (Entfernungen), die klimatischen Verhältnisse usw. eingeschränkt. Auch ist festzuhalten, dass andere Formen von N-Emissionen (z. B. N₂O oder NO₃) zunehmen können, wenn die Tiere mehr Zeit auf der Weide verbringen. Wegen des klaren und gut quantifizierten Einflusses auf die NH₃-Emissionen kann die Ausdehnung der Weidedauer als Emissionsminderungsstrategie der Kategorie 1 eingestuft werden. Das tatsächliche Minderungspotenzial hängt von der Ausgangslage der Tierhaltungssysteme in jedem Land ab. Bei einer Veränderung der Dauer der partiellen Stallhaltung (z. B. Weideaufenthalt nur tagsüber) sind die Auswirkungen weniger gewiss, weshalb diese Strategie in die Kategorie 2 eingestuft wird. Das Abwechseln zwischen reiner Stallhaltung und Weidegang während eines Teils des Tages trägt weniger zur Minderung der NH₃-Emissionen bei als die Umstellung auf reine Weidehaltung (24 Stunden), da Ställe und Lager verunreinigt bleiben und weiterhin NH₃ emittieren. Es wird davon ausgegangen, dass die Weidebewirtschaftung (Koppelweide, Umtriebsweide, Kurzrasenweide) sich nur wenig zusätzlich auf die NH₃-Verlust auswirkt; daher wird diese Strategie in die Kategorie 3 eingeordnet.

15. Im Allgemeinen wird die Erhöhung des Energie-Protein-Verhältnisses bei der Fütterung durch die Verwendung «älteren» Grases (höhere Wuchshöhe des Bestands) und/oder die Ergänzung von Gras durch hochenergetische Futtermittel (z. B. Silomais) der Kategorie 1 zugeordnet. Doch für grünlandbasierte Wiederkäuerhaltungssysteme kann die Umsetzbarkeit dieser Strategien beschränkt sein, da älteres Gras

die Futterqualität verschlechtern kann, insbesondere wenn die Bedingungen für die Erzeugung von hochenergetischen Futtermitteln ungünstig sind und diese daher zugekauft werden müssen. So wäre die vollständige Nutzung der Grasproduktion nicht mehr gewährleistet (falls einschränkende Bedingungen für die Produktion gelten, z. B. Milchkontingentierung oder Beschränkungen der Besatzdichte). Daher wird die Verbesserung des Energie-Protein-Gleichgewichts bei grünlandbasierten Betrieben ohne Möglichkeit, hochenergetische Futtermittel anzubauen, als Strategie der Kategorie 2 betrachtet.

16. Der Einsatz moderner Proteinbewertungssysteme wird empfohlen (z. B. PDI in Frankreich, MP im Vereinigten Königreich, DVE/OEB in den Niederlanden, AAT/PBV in skandinavischen Ländern)¹¹ (z. B. Van Duinkerken et al., 2011). Bei Milchvieh kann die Verwendung von pansengeschützten limitierenden Aminosäuren wie Lysin und Methionin helfen, die Aminosäurezusammensetzung von Protein, das im Dünndarm abgebaut wird, besser auszugleichen. Da für eine erfolgreiche Einführung dieser Methode detaillierte Zusatzinformationen zum Verhalten des Futtermittels im Verdauungstrakt erforderlich sind, wird diese Technik in die Kategorie 2 eingestuft.

17. Die Verlagerung der N-Ausscheidung von Harnstoff im Urin zu Protein im Kot ist ebenfalls eine wirksame Massnahme zur Minderung der NH₃-Verluste. Die Futtermittelzusammensetzung sollte einen gewissen Grad an Dickdarmfermentierung stimulieren, ohne die Fermentierung im Pansen zu stören. Dadurch wird die N-Ausscheidung von Urin zum Kot verlagert. Die Dickdarmfermentierung kann durch einen Einbezug von pansenresistenter Stärke oder von fermentierbaren Ballaststoffen, die im Pansen nicht fermentiert werden, stimuliert werden. Da im Dickdarm eher acetogene als methanogene Bakterien vorhanden sind, besteht nur ein geringes Risiko von höheren Methanverlusten. Es gibt noch nicht genügend Erkenntnisse über die Faktoren, die für die Verlagerung der N-Ausscheidung vom Harnstoff im Urin zu Protein im Kot verantwortlich sind. Dieses Vorgehen wird daher in die Kategorie 3 eingestuft.

18. Der pH-Wert von frisch ausgeschiedenem Urin liegt bei 5,5 bis 8,5 und ist insbesondere abhängig vom Elektrolytgehalt des Futters. Obwohl der pH-Wert unabhängig vom ursprünglichen Wert infolge der Hydrolyse von Harnstoff letztendlich gegen den alkalischen Bereich ansteigt, bestimmen der ursprüngliche pH-Wert und die pH-Pufferfähigkeit des Urins die Verflüchtigungsrate des NH₃ aus dem Urin direkt nach dem Urinieren. Es ist theoretisch möglich, den pH-Wert des Urins von Wiederkäuern zu senken. Doch es bestehen Interaktionen mit dem Urinvolumen, der Wiederkäuerleistung und den Tierschutzvorschriften; daher wird diese Technik der Kategorie 2 zugeordnet. Ähnlich ist auch eine Senkung des pH-Werts von Kot theoretisch möglich, doch dadurch kann die Pansenfermentierung gestört werden, weshalb dies nicht empfohlen wird. Wegen der möglichen Nebenwirkungen wird dieses Verfahren in die Kategorie 3 eingestuft. Die Konsistenz des Kots könnte zur Überwachung der Zulänglichkeit der Pansenfermentierung genutzt werden.

19. Der Proteinstatus kann anhand der (berechneten) Bilanz des im Pansen abbaubarem Proteins überwacht werden (z. B. PBV in skandinavischen Ländern, OEB in den Niederlanden) und/oder unter Verwendung des Milchwahnhstoff-N (MUN) (z. B. Van Duinkerken et al., 2011b). Der MUN sollte idealerweise 10 mg/dl (Milchwahnhstoff unter 22 mg/dl) nicht überschreiten. Es gibt noch nicht genügend Erkenntnisse über die Faktoren, die für die MUN-Schwankungen verantwortlich sind. Dieses Vorgehen wird daher in die Kategorie 2 eingestuft.

20. Es gibt auch Möglichkeiten, die NH₃-Emissionen über die Bestandsführung zu verringern. Erstens durch die Steigerung des genetischen Potenzials der Kühe (mehr Milch pro Kuh). Dies steigert die NUE auf Bestandsebene wegen des geringeren Anteils an Leistungsenergie. Beim gleichen Gesamtmilchoutput pro Jahr pro Land wird die Zahl der Milchkühe und Aufzuchttrinder folglich sinken. Zweitens durch die Steigerung der Anzahl Laktationen pro Kuh. Dadurch sinkt die Anzahl Aufzuchttrinder. Schliesslich sollte der aktuelle Bestand an Aufzuchttrindern pro Milchkuh optimiert werden. Alle drei Optionen stellen einen langfristigen Ansatz dar, fallen aber dennoch in die Kategorie 1 in Bezug auf die Minderung der gesamten NH₃-Emissionen. Auch können sie sich positiv auf den Tierschutz auswirken und wahrscheinlich zudem

¹¹ Annähernd übersetzt bedeuten diese Abkürzungen: abbaubares Protein im Verdauungstrakt (PDI); metabolisierbares Protein (MP); verdautes Protein im Dünndarm/Bilanz des abgebauten Proteins (DVE/OEB); im Darm adsorbierte Aminosäuren/ Bilanz des abgebauten Proteins (AAT/PBV).

zu einer Minderung der CH₄-Emissionen aus der enterischen Fermentierung führen, insbesondere wenn diese in Emissionen pro Einheit erzeugter Milch ausgedrückt werden (Tamminga, 1996; Kreab et al., 2001; Powell et al., 2009).

21. Die rotationsweise Haltung von Wiederkäuern auf Ackerflächen kann die NH₃-Emissionen senken und die Wiederverwertung von N aus den tierischen Ausscheidungen im Vergleich zur herkömmlichen Sammlung der Hofdünger im Stall und dem Ausbringen auf dem Feld steigern (Powell and Russelle, 2009). Die Ergebnisse haben insgesamt gezeigt, dass die Haltung von Milchvieh auf Ackerland das Auffangen von Stickstoff aus Urin verbessert, die NH₃-Verluste reduziert und die Wiederverwertung von Hofdüngerstickstoff durch die Pflanzen steigert. Dies wird daher als eine Technik der Kategorie 2 betrachtet.

22. Verschiedene Fütterungsstrategien können das Ausscheiden von N im Urin bei eingestalltem Milchvieh reduzieren. Durch die optimale Abstimmung der Ration auf den Nährstoffbedarf der Tiere, die Verfütterung von nur so viel Protein, wie die Kühe umsetzen können, und durch Verringerung der Partikelgrösse des Futters, um die Pansenverdauung von Getreidestärke zu verbessern und die mikrobielle Proteinbildung zu steigern, kann die mikrobielle Proteinsynthese optimiert, die Umwandlung von Futterstickstoff in Milch maximiert und die Ausscheidung von N im Urin minimiert werden. Diese Ansätze werden als Strategien der Kategorie 2 betrachtet.

Fütterungsstrategien für Schweine

23. Zu den Fütterungsmassnahmen in der Schweineproduktion gehören die Phasenfütterung, die Formulierung von Rationen basierend auf verdaulichen/verfügbaren Nährstoffen, der Einsatz proteinreduzierter Rationen mit Zusatz reiner Aminosäuren sowie Futtermittelzusätze/Ergänzungstoffe. Diese Verfahren werden alle in die Kategorie 1 eingestuft. Weitere Techniken werden derzeit untersucht, z. B. die spezifische Fütterung von männlichen (Eber und kastrierte männliche Tiere) und weiblichen Tieren; diese könnten in Zukunft zusätzlich verfügbar sein.

24. Die Phasenfütterung (d. h. eine dem Alter oder der Phase des Produktionszyklus angepasste Futterzusammensetzung) ist eine kostenwirksame Massnahme zur Reduktion der N-Ausscheidungen bei Schweinen und kann kurzfristig umgesetzt werden. Die Mehrphasenfütterung erfordert eine computergestützte automatische Fütterungseinrichtung.

25. Der Rohproteingehalt in einer Schweineration lässt sich reduzieren, indem die Versorgung mit durch den Zusatz von reinen Aminosäuren (z. B. Lysin, Methionin, Threonin, Tryptophan) oder speziellen Futtermittelkomponenten optimiert wird, unter Berücksichtigung der besten verfügbaren Informationen über «ideales Protein», kombiniert mit Futterergänzungsmitteln.

26. Je nach Schweineproduktionskategorie und ursprünglichem Ausgangswert kann eine Verringerung des Rohproteingehalts um 2 bis 3% (20 bis 30 g/kg Futtermittel) erreicht werden. Die daraus resultierende Spanne an Rohproteingehalten ist Tabelle AII.3 zu entnehmen. Die in der Tabelle aufgeführten Werte sind indikative Zielwerte und müssen eventuell den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten angepasst werden.

Tabelle AII.3:

Indikative Zielwerte für Rohprotein in Schweinerationen

<i>Art</i>	<i>Phasen</i>	<i>Rohproteingehalt, % *</i>
Absetzferkel	<10 kg	19–21
Ferkel	< 25 kg	17–19
Mastschwein	25–50 kg	15–17
	50–110 kg	14–15
	>110 kg	12–13
Sauen	Trächtigkeit	13–15
	Laktation	15–17

Quelle: European Commission, 2003

* Mit ausgewogener und optimaler Aminosäureergänzung.

27. In der Mastschweinproduktion kann durch jede Verringerung des Rohproteingehalts im Futter von 10 g/kg ein um 10% tieferer TAN-Gehalt in der Schweinegülle und 10% tiefere NH₃-Emissionen erzielt werden (Canh et al., (1998b). Momentan liegt der Rohproteingehalt im Futter für Mastschweine in der Regel bei rund 170 g/kg. Versuche haben gezeigt, dass eine Verringerung des Gehalts auf 120 g Protein pro kg Futtermittel ohne Auswirkungen auf die Wachstumsrate oder die Futtereffizienz erreicht werden kann, wenn limitierende Aminosäuren zugefügt werden (= 50 % weniger NH₃-Emissionen). In der Praxis ist ein Proteingehalt von 140 g pro kg Futter wirtschaftlich vertretbar (= 30 % weniger NH₃-Emissionen im Vergleich zum Bezugswert von 170 g/kg). Erreicht werden kann dies durch Phasenfütterung und das Zusetzen der am meisten limitierenden Aminosäuren (Canh et al., 1998b; Dourmad et al., 1993; Lenis und Schutte, 1990). Wirtschaftlich vertretbar bedeutet, dass die Kosten für die Senkung des Proteingehalts auf 140 g/kg (zuzüglich der Ergänzung mit synthetischen Aminosäuren) den Nutzen der verbesserten tierischen Leistung mehr oder weniger ausgleichen. Auch wenn die praktische Umsetzung noch etwas Arbeit erfordert, wird diese Technik für Mastschweine in die Kategorie 1 eingestuft. Für Sauen und Aufzuchtferkel sind weitere Studien durchzuführen. Daher wird die Technik für diese Schweinekategorien der Kategorie 2 zugeteilt.

28. Durch die Zugabe bestimmter Komponenten mit einem hohen Gehalt an Nicht-Stärke-Polysacchariden (NSP) (z. B. Zuckerrübenschnitzel, Sojabohnenschalen) lassen sich der pH-Wert der Schweineausscheidungen und damit die NH₃-Emissionen verringern. Durch die Erhöhung des Gehalts an Nicht-Stärke-Polysacchariden (NSP) im Futter steigt die bakterielle Fermentation im Dickdarm, was zu einer Immobilisierung von Harnstoffstickstoff aus dem Blut in bakterielles Protein führt. Die NH₃-Emissionen sinken um rund 16 bzw. 25%, wenn der NSP-Gehalt des Futters von 200 auf 300 und weiter auf 400 g/kg Futter steigt. Doch der Einfluss auf die NH₃-Emissionen hängt bis zu einem gewissen Grad auch von der Art der NSP im Futter ab. Die Erhöhung des NSP-Gehalts im Futter kann sich auch negativ auswirken. Bei hohen NSP-Gehalten sinkt die Verdaulichkeit der Nährstoffe, was eine Zunahme der Hofdüngerproduktion bewirkt, die in Gebieten mit hoher Tierdichte unerwünscht ist. Ausserdem steigen mit zunehmenden NSP-Gehalten im Futter die Konzentrationen an flüchtigen Fettsäuren (VFA) im Hofdünger. Zwar sind VFA nicht die wichtigsten geruchsrelevanten Verbindungen, doch können erhöhte VFA-Werte die Geruchsfreisetzung aus Hofdünger steigern. Bei steigenden NSP-Gehalten im Futter kann auch die Methanproduktion von Tieren und Hofdünger zunehmen (Kirchgeßner et al., 1991; Jarret et al., 2011). In Anbetracht dieser Gründe wird die Erhöhung des NSP-Gehalts im Futtermittel zur Senkung der NH₃-Emissionen in Gebieten mit hoher Tierdichte in die Kategorie 3 und in den anderen Gebieten in die Kategorie 2 eingeteilt. Zu hohe NSP-Gehalte im Schweinefutter können die Schweineproduktivität und die Futtermittelverwertungseffizienz beeinträchtigen.

29. Wird Calciumcarbonat (CaCO₃) im Tierfutter durch Calciumsulfat (CaSO₄), Calciumchlorid (CaCl₂) oder Calciumbenzoat ersetzt, sinken der pH-Wert von Harn und Gülle sowie die NH₃-Emissionen aus Urin und Gülle. Wird Calcium (6 g/kg) im Futter in Form von CaCO₃ durch Calciumbenzoat ersetzt,

kann der pH-Wert von Harn und Gülle um über zwei Einheiten gesenkt werden. In diesem Fall kann eine Minderung der NH₃-Emissionen von bis zu 60% erzielt werden. Benzoesäure wird bei Schweinen zu Hippursäure abgebaut, die den pH-Wert des Harns und demzufolge den pH-Wert der im Schweinstall gelagerten Gülle absenkt. Benzoesäure ist in der EU offiziell als Säureregulator (E210) zugelassen, ebenso als Futterzusatz für Mastschweine (1% Dosierung) und Ferkel (0,5% Dosierung) (eingetragener Markenname: VevoVital). Bei einer Zugabe von 1% Benzoesäure zum Futter für Mastschweine werden die NH₃-Emissionen um rund 20% gesenkt (Aarnink et al., 2008; Guingand et al., 2005). Wird ähnlich CaCO₃ durch CaSO₄ oder CaCl₂ ersetzt, sinken der pH-Wert von Gülle um 1,2 Einheiten und die NH₃-Emissionen um rund 35% (Canh et al., 1998a; Mroz et al., 1996). Das Zugeben von Benzoesäure wird für Mastschweine als Technik der Kategorie 1 eingestuft und für andere Schweinekategorien als Kategorie 2. Das Ersetzen von CaCO₃ durch CaSO₄, CaCl₂ oder Calciumbenzoat wird für alle Schweinekategorien als Kategorie-2-Technik betrachtet.

30. Die Auswirkungen der verschiedenen Fütterungsmassnahmen beeinflussen die NH₃-Emissionen unabhängig voneinander. Das bedeutet, dass sich diese Effekte additiv verhalten (Bakker and Smits, 2002). Kombinierte Fütterungsmassnahmen werden für alle Schweinekategorien als Techniken der Kategorie 2 betrachtet.

Fütterungsstrategien für Geflügel

31. Das Minderungspotenzial für N-Ausscheidungen durch Fütterungsmassnahmen ist bei Geflügel geringer als bei Schweinen, da die durchschnittliche Futtermittelverwertung bereits sehr effizient ist und innerhalb eines Geflügelbestandes eine grössere Variabilität auftritt. Je nach Rasse und ursprünglichem Ausgangswert kann eine Verringerung des Rohproteingehalts um 1 bis 2% (10–20 g/kg Futtermittel) erreicht werden. Die daraus resultierende Spanne an Rohproteingehalten ist Tabelle AII.4 zu entnehmen. Die in der Tabelle aufgeführten Werte sind indikative Zielwerte, die eventuell den jeweiligen örtlichen Gegebenheiten angepasst werden müssen. Derzeit werden in verschiedenen EU-Mitgliedstaaten und in Nordamerika Forschungsvorhaben zu weitergehender angepasster Fütterung durchgeführt, die in Zukunft eine weitere Verringerung ermöglichen könnten. Eine Verringerung des Rohproteingehalts um 1 bis 2% gilt als Massnahme der Kategorie 1 für Vormast und Endmast.

Tabelle AII.4:

Indikative Zielwerte für Rohprotein in Geflügelfuttermitteln

<i>Art</i>	<i>Phasen</i>	<i>Rohproteingehalt, % *</i>
Hühner, Mastpoulets	Küken	20–22
	Vormast	19–21
	Endmast	18–20
Hühner, Legehennen	18–40 Wochen	15,5–16,5
	über 40 Wochen	14,5–15,5
Truten	<4 Wochen	24–27
	5–8 Wochen	22–24
	9–12 Wochen	19–21
	über 13 Wochen	16–19
	über 16 Wochen	14–17

* Mit ausgewogener und optimaler Aminosäureergänzung.

Zusammenfassung der Fütterungsstrategien

32. Die proteinreduzierte Fütterung ist eine der kosteneffizientesten und strategisch sinnvollsten Methoden zur Verringerung der NH₃-Emissionen. Bei jeder Senkung des Proteingehalts des Futtermittels um 1% (absoluter Wert) sinken die NH₃-Emissionen aus Stallungen, Hofdüngerlagerung und der

Ausbringung von Hofdünger um 5 bis 15%, unter anderem abhängig vom pH-Wert von Harn und Kot. Bei einer proteinreduzierten Fütterung gehen auch die N₂O-Emissionen zurück, und die NUE der Tierhaltung steigt. Ausserdem werden die Tiergesundheit und der Tierschutz nicht tangiert, solange der Bedarf an Aminosäuren abgedeckt ist.

33. Eine proteinreduzierte Fütterung ist insbesondere anwendbar für eingestellte Tiere und weniger für grünlandbasierte Systeme mit geweideten Tieren, da Gras in einem frühen physiologischen Wachstumsstadium und Grünland mit Leguminosen (z. B. Klee und Luzerne) einen relativ hohen Proteingehalt aufweisen. Es gibt zwar Strategien zur Senkung des Proteingehalts in Grünfütter (ausgewogene Stickstoffdüngung, Weiden/Ernten des Grünlands in einem späteren Nutzungsstadium usw.) und auch bei der Bewirtschaftung von grünlandbasierten Systemen (proteinarmes Ergänzungsfutter), doch diese können nicht immer voll umgesetzt werden.

34. Tabelle AII.5 veranschaulicht den Bereich der anzustrebenden Rohproteingehalte für verschiedene Tierkategorien und für drei Anspruchsniveaus der NH₃-Emissionsminderung. Die «hohen Anspruchswerte» beziehen sich auf die tiefsten Bereiche der Rohproteingehalte bzw. auf die besten Fütterungsmanagementpraktiken und proteinreduzierte Fütterung. Diese Werte wurden in der Forschung mehrfach getestet und haben sich in der Praxis bewährt. Die Rohproteinzielwerte mit mittlerem und tiefem Anspruchsniveau wurden von den Zielwerten des hohen Anspruchsniveaus abgeleitet, indem der Rohproteinzielgehalt einfach um einen Prozentpunkt erhöht wurde. Die erreichbaren Anspruchsniveaus für eingestellte Tiere sind abhängig vom Fachkönnen des Landwirts und der Verfügbarkeit der proteinarmen Futtermittel, einschliesslich synthetischer Aminosäuren.

35. Bei einer tiefen Futtermittelqualität (hoher Fasergehalt und geringe Verdaulichkeit des Futters) kann es schwierig sein, die in Tabelle AII.5 angegebenen hohen Zielwerte zu erreichen. Unter diesen Bedingungen könnten spezifische Futtermittelzusatzstoffe helfen, die Verdaulichkeit zu steigern. Wiederkäuer und auch Schweine (insbesondere Sauen) benötigen einen Mindestgehalt an Fasern in ihrem Futter, damit der Pansen richtig funktioniert, sowie auch aus Tierschutzgründen.

36. Zur Erzeugung spezieller Fleisch- (und Milch-)Produkte kann der empfohlene Proteingehalt des Futters für eine bestimmte Tierkategorie leicht über dem oberen Wert der in Tabelle AII.5 angegebenen Spannen liegen.

Tabelle AII.5:

Mögliche Zielproteinwerte (% von Trockenfutter mit einem Standardtrockensubstanzgehalt von 88%) für eingestellte Tiere, für verschiedene Tierkategorien und Anspruchsniveaus

<i>Tierart</i>	<i>Mittlerer Rohproteingehalt des Tierfutters, %</i>		
	<i>Niedriger Zielwert</i>	<i>Mittlerer Zielwert</i>	<i>Hoher Zielwert*</i>
Milchvieh, frühe Laktation (>30 kg/Tag)	17–18	16–17	15–16
Milchvieh, frühe Laktation (<30 kg/Tag)	16–17	15–16	14–15
Milchvieh, späte Laktation	15–16	14–15	12–14
Aufzuchtrinder (Jungtiere)	14–16	13–14	12–13
Kälber	20–22	19–20	17–19
Mastrinder <3 Monate	17–18	16–17	15–16
Mastrinder >6 Monate	14–15	13–14	12–13
Sauen, trächtig	15–16	14–15	13–14
Sauen, laktierend	17–18	16–17	15–16
Absetzferkel, <10 kg	21–22	20–21	19–20
Ferkel, 10–25 kg	19–20	18–19	17–18
Mastschweine, 25–50 kg	17–18	16–17	15–16

<i>Tierart</i>	<i>Mittlerer Rohproteingehalt des Tierfutters, %</i>		
Mastschweine, 50–110 kg	15–16	14–15	13–14
Mastschweine >110 kg	13–14	12–13	11–12
Hühner, Mastpoulets, Küken	22–23	21–22	20–21
Hühner, Mastpoulets, Vormast	21–22	20–21	19–20
Hühner, Mastpoulets, Endmast	20–21	19–20	18–19
Hühner, Legehennen, 18–40 Wochen	17–18	16–17	15–16
Hühner, Legehennen, >40 Wochen	16–17	15–16	14–15
Truten, <4 Wochen	26–27	25–26	24–25
Truten, 5–8 Wochen	24–25	23–24	22–23
Truten, 9–12 Wochen	21–22	20–21	19–20
Truten, 13–16 Wochen	18–19	17–18	16–17
Truten, >16 Wochen	16–17	15–16	14–15

Anm.: Die hohen Zielwerte können als jährliche Durchschnittszielwerte in proteinreduzierten Tierfütterungsstrategien verwendet werden.

* Mit ausgewogener und optimal verdaulicher Aminosäureergänzung.

37. Die Kosten von Fütterungsstrategien zur Verringerung des NH₃-Verflüchtigungspotenzials der tierischen Ausscheidungen durch Anpassung des Rohproteingehalts, des Kationen-Anionen-Gleichgewichts und des Gehalts an Nicht-Stärke-Polysacchariden (NSP) (z. B. Zuckerrübenschnitzel, Sojabohnenschalen) hängen von der ursprünglichen Zusammensetzung des Futtermittels sowie von den Preisen der Futtermittelbestandteile auf dem Markt ab. Im Allgemeinen liegen die Kosten zwischen –2 und +2 € pro kg Stickstoffminderung, d. h. es gibt potenzielle Nettogewinne und potenzielle Nettokosten. Üblicherweise steigen die Kosten, wenn der Zielwert zur Senkung des NH₃-Verflüchtigungspotenzials steigt. Die steigenden Grenzkosten sind teilweise auf die Kosten für den Zusatz von synthetischen Aminosäuren im Vergleich zum Einsatz von Soja zurückzuführen. Die Kosten hängen von den Weltmarktpreisen dieser Aminosäuren und Sojabohnen ab, aber die Kosten für Aminosäurezusätze gehen tendenziell zurück. Die Kosten für den Zusatz von Aminosäuren steigen, wenn der Zielproteingehalt im Futtermittel gesenkt wird. Dies wird unten für Mastschweinefutter gezeigt (persönliche Mitteilung von Dr. Andre Aarnink, Oktober 2009). Weitere Angaben enthält eine Publikation von Reis (im Erscheinen), basierend auf dem Workshop «Economic Cost of Ammonia Emission Abatement», der am 25./26. Oktober 2011 in Paris stattfand.

Tabelle AII.6:

Kosten für die Herabsetzung des Zielwertes für den Rohproteingehalt von Schweinemastfutter

<i>Zielproteingehalt, %</i>	<i>Zusatzkosten, € pro 100 kg Futtermittel</i>
15,0	0,00
13,5	0,90
12,7	3,10

Literaturverzeichnis¹²

- Aaes, O., and others (2008). Evaluering af det generelle ammoniakkrav. April 2008 Report from the Ministry of the Environment in Denmark. Aarhus, Denmark: Aarhus University. Available from <http://www.mim.dk/NR/rdonlyres/00287B6C-9C67-49CF-9394-73F2739051F0/0/Ammoniaevalueringrapport.pdf>.
- Aarnink, A. J. A., and A. Elzing (1998). Dynamic model for ammonia volatilization in housing with partially slatted floors, for fattening pigs. *Livestock Production Science*, vol. 53, No. 2 (February), pp. 153–169.
- Aarnink, A. J. A., J. M. G. Hol and G. M. Nijeboer (2008). Het effect van toevoeging van benzoëzuur (1% VevoVital®) aan vleesvarkensvoer op de ammoniakemissiereductie is bepaald en bedroeg gemiddeld 15,8% ten opzichte van voer zonder VevoVital® (Ammonia emission factor for using benzoic acid (1% vevovital) in the diet of growing-finishing pigs). Animal Sciences Group report 133. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Available from <http://edepot.wur.nl/107952>.
- Aarnink, A. J. A., E. N. J. van Ouwerkerk, and M. W. A. Verstegen (1992). A mathematical model for estimating the amount and composition of slurry from fattening pigs. *Livestock Production Science*, vol. 31, pp. 133–147.
- Aarnink, A. J. A., and M. W. A. Verstegen (2007). Nutrition, key factor to reduce environmental load from pig production. *Livestock Science*, vol. 109, pp. 194–203.
- Aarnink, A. J. A., and others. (1996). Effect of slatted floor area on ammonia emission and on the excretory and lying behaviour of growing pigs. *Journal of Agriculture Engineering Research*, vol. 64, pp. 299–310.
- _____ (2007). Kempfarm vleesvarkensstal: milieu emissies en investeringskosten. Kempfarm vleesvarkensstal: milieu-emissies en investeringskosten (Kempfarm housing system for growing-finishing pigs: environmental emissions and investment costs) Animal Sciences Group Report 67. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Available from <http://edepot.wur.nl/16883>.
- Aarts, H. F. M., B. Habekotté and H. van Keulen (2000). Nitrogen (N) management in the ‘De Marke’ dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 56, pp. 231–240.
- Amon, B. Th., and others (2001). Emissions of NH₃, N₂O and CH₄ from dairy cows housed in a farmyard manure tying stall (housing, manure storage, manure spreading). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 60, pp. 103–113.
- Atapattu, N. S. B. M., D. Senaratna and U. D. Belpagodagamage (2008). Comparison of Ammonia Emission Rates from Three Types of Broiler Litters. *Poultry Science*, vol. 87, No. 12 (December), pp. 2436-2440.
- Aubert, C., and others (2011). Utilisation d’un complexe de microorganismes pour réduire les émissions d’ammoniac en élevage de poulets (Using a complex of microorganisms to reduce the ammonia emissions from poultry farming). Conference paper for *les 9èmes Journées de la Recherche Avicole*, Tours, France, 29 et 30 March 2011, pp. 116–120.

¹² Alle für Publikationen und andere Referenzen angegebenen Internetadressen wurden zuletzt im September 2012 abgerufen.

- Bakker, G. C. M., and M. C. J. Smits (2002). Dietary factors are additive in reducing in vitro ammonia emission from pig manure. *Journal of Animal Science*, vol. 79, Suppl. 1, Abstract 757.
- Baltussen, W. H. M., and others (2010). Economische gevolgen van bestaande regelgeving voor de Nederlandse varkenshouderij (Economic impacts of governmental policy measures for the pig industry in the Netherlands). Landbouw-Economisch Instituut (LEI) Rapport 2010–010. The Hague, the Netherlands.
- Bannink, A., H. Valk and A. M. Van Vuuren (1999). Intake and Excretion of Sodium, Potassium, and Nitrogen and the Effects on Urine Production by Lactating Dairy Cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 82, No. 5 (May), pp. 1008–1018.
- Berntsen, J., and others (2007). Simulating residual effects of animal manures using ¹⁵N isotopes. *Plant and Soil*, vol. 290 (January), No. 1–2, pp. 173–187.
- Bittman, S., and others (2007). Agronomic effects of multi-year surface-banding of dairy slurry on grass. *Bioresource Technology*, vol. 98, No. 17 (December), pp. 3249–3258.
- Bouwman, A. F., and others (1997). A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 11, No. 4 (December), pp. 561–587.
- Braam, C. R., J. Ketelaars and M. C. J. Smits (1997). Effects of floor design and floor cleaning on ammonia emission from cubicle houses for dairy cows. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 45, pp. 49–64.
- Braam, C. R., and others (1997). Ammonia Emission from a Double-Sloped Solid Floor in a Cubicle House for Dairy Cows. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 68, No. 4 (December), pp. 375–386.
- Bracher, A., and others (forthcoming). Feeding measures to reduce ammonia emissions. In *Procedures of the International Symposium on Emissions of Gas and Dust from Livestock, Saint-Malo, France, 10–13 June 2012*, M. Hassouna and others, eds.
- Broderick, G. A. (2003). Effects of Varying Dietary Protein and Energy Levels on the Production of Lactating Dairy Cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 86, pp. 1370–1381.
- Burton, C. H., and C. Turner (2003). *Manure management — treatment strategies for sustainable agriculture*, 2nd ed. Silsoe, United Kingdom: Silsoe Research Institute.
- Burton, C. H. (2007). The potential contribution of separation technologies to the management of livestock manure, *Livestock Science*, vol. 112, pp. 208–216.
- Bussink, D. W., and O. Oenema (1998). Ammonia volatilization from dairy farming systems in temperate areas; a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 51, pp. 19–33.
- Canh, T. T., and others (1998a). Influence of electrolyte balance and acidifying calcium salts in the diet of growing-finishing pigs on urinary pH, slurry pH and ammonia volatilisation from slurry. *Livestock Production Science*, vol. 56, No. 1 (October), pp. 1–13.
- _____ (1998b). Dietary protein affects nitrogen excretion and ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Livestock Production Science*, vol. 56, No. 5 (December), pp. 181–191.
- _____ (1998c). Influence of dietary factors on the pH and ammonia emission of slurry from growing-finishing pigs. *Journal of Animal Science*, vol. 76, No. 4 (April), pp. 1123–1130.
- _____ (1998d). Effect of dietary fermentable fibre from pressed sugar-beet pulp silage on ammonia emission from slurry of growing-finishing pigs. *Animal Science*, vol. 67, No. 3 (December), pp. 583–590.
- _____ (1998e). Dietary carbohydrates alter the fecal composition and pH and ammonia emission from slurry of growing pigs. *Journal of Animal Science*, vol. 76, No. 7 (July), pp. 1887–1895.

- Castillo, A. R., and others (2000). A review of efficiency of nitrogen utilisation in dairy cows and its relationship with the environmental pollution. *Journal of Animal and Feed Sciences*, vol. 9, pp. 1-32.
- Chadwick, D. R. (2005). Emissions of ammonia, nitrous oxide and methane from cattle manure heaps: effect of compaction and covering. *Atmospheric Environment*, vol. 39, No. 4 (February): pp. 787–799.
- Chadwick, D. R., and others (2000). Plant uptake of nitrogen from the organic nitrogen fraction of animal manures: A laboratory experiment. *Journal of Agricultural Science*, vol. 134, No. 2 (March), pp.159–168.
- _____ (2005) Ammonia emissions from nitrogen fertiliser applications to grassland and tillage land. In WP1B Ammonia emissions and crop N use efficiency. United Kingdom Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), component report for Defra Project NT2605 (CSA 6579), November 2005. Available from <http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=11983>.
- Chambers, B. J., and K. A. Smith (1995). Management of farm manures: economic and environmental considerations. *Soil Use and Management*, vol. 11, No. 3 (September) pp. 150–151.
- Doberman, A. (2007). Nutrient use efficiency — measurement and management. In *Fertilizer Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs. Regulations*. Paris: International Fertilizer Industry Association.
- Dourmad, J. Y., and others (1993). Effect of growth potential and dietary protein input on growth performance, carcass characteristics and nitrogen output in growing-finishing pigs. In Proceedings of the Congress on Nitrogen Flow in Pig Production and Environmental Consequences, Wageningen, the Netherlands, 8–11 June, p. 206–211.
- Ellen, H. H., and N. W. M. Ogink (2009). Emissie-afleiding Kleinvoliere. Animal Sciences Group Report 234. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Available from <http://edepot.wur.nl/14940>.
- Ellen, H. H., and others (2008). Ammoniakemissie en kosten van chemische luchtwasser met bypassventilatoren bij vleesvarkens (Ammonia emission and costs of a chemical air scrubber with bypass ventilation at a pig house). Animal Sciences Group Report 151. Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre. Available from <http://edepot.wur.nl/35138>.
- Eskov, A. I., and others (2001). *Spravochnaya kniga po proizvodstvu i primeneniju organicheskikh udobrenij* (Handbook for the production and use of organic fertilizers). Vladimir, Russian Federation: VNIPTIOU “All-Russia Scientific Research Institute of Organic Fertilizers and Peat”.
- European Commission, 1999. Council Directive 1999/74/EC of 19 July 1999 laying down minimum standards for the protection of laying hens. Official Journal L 203 of 3 August 1999, pp. 53–57.
- _____, 2003. Reference Document on Best Available Techniques for Intensive Rearing of Poultry and Pigs. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC). July 2003. Available from <http://eippcb.jrc.es/reference/irpp.html>.
- Fangueiro, D., and others (2008a). Effect of cattle slurry separation on greenhouse gas and ammonia emissions during storage. *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, No. 6 (November) pp. 2322–2331.
- _____ (2008b). Laboratory assessment of the effect of cattle slurry pre-treatment on organic N degradation after soil application and N₂O and N₂ emissions, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 80, pp. 107–120.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2009). *The State of Food and Agriculture 2009: Livestock in the balance*. Rome.
- Galloway, J. N., and others (2003). The Nitrogen Cascade. *BioScience*, vol. 53, pp. 341–356.

- Geers, R., and F. Madec, eds. (2006). *Livestock production and society*. Wageningen, the Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Gilhespy, S. L., and others (2009). Will additional straw bedding in buildings housing cattle and pigs reduce ammonia emissions? *Biosystems Engineering*, vol. 102, pp. 180–189.
- Groenestein, C. M., and H. G. van Faassen (1996). Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 65, No. 4 (December), pp. 269–274.
- Groenestein, C. M., and others (2001). Ammonia emission from individual- and group-housing systems for sows. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 49, pp. 313–322.
- Groot Koerkamp, P. W. G., and C. M. Groenestein (2008). Ammonia and odour emission from a broiler house with a litter drying ventilation system. In *AgEng2008: Agricultural and Biosystems Engineering for a Sustainable World*. Report of the International Conference on Agricultural Engineering and Industry Exhibition, Crete, Greece, 23–25 June 2008.
- Guinand N. (2009). Wet scrubber: one way to reduce ammonia and odours emitted by pig units. Paper presented at the sixtieth meeting of the European Association for Animal Production, Barcelona, Spain, 24–27 August 2009.
- Guinand, N., and V. Courboulay (2007). Reduction of the number of slots for concrete slatted floor in fattening buildings: consequences for pigs and environment. In G. J. Monteny and E. Hartung, eds., *Proceedings of the International Conference on Ammonia in Agriculture: Policy, Science, Control and Implementation, 19–21 March 2007, Ede, Netherlands*, pp. 147–148. Wageningen, the Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Guinand, N., L. Demerson and J. Broz (2005). Incidence de l'incorporation d'acide benzoïque dans l'alimentation des porcs charcutiers sur les performances zootechniques et l'émission d'ammoniac. *Journées Recherche Porcine*, vol. 37, pp. 1–6.
- Gutser, R., and others (2005). Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, vol. 168, pp. 439–446.
- Hadas, A., and others (2002). Modelling the turnover of ¹⁵N-labelled fertilizer and cover crop in soil and its recovery by maize. *European Journal of Soil Science*, vol. 53, No. 4 (December), pp. 541–552.
- Hart, P. B. S., and others (1993). The availability of the nitrogen in the crop residues of winter wheat to subsequent crops. *The Journal of Agricultural Science*, vol. 121, No. 3 (December), pp. 355–362.
- Hansen, M. N., K. Henriksen and S. G. Sommer (2006). Observations of production and emission of greenhouse gases and ammonia during storage of solids separated from pig slurry: Effects of covering. *Atmospheric Environment*, vol. 40, pp. 4172–4181.
- Hatch, D. J., and others, eds. (2004). *Controlling nitrogen flows and Losses*. Wageningen, the Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Histov, A. N., W. Hazen and J. W. Ellsworth (2006). Efficiency of use of imported nitrogen, phosphorus and potassium and potential for reducing phosphorus imports on Idaho dairy farms. *Journal of Dairy Science*, vol. 89, No. 9 (September), pp. 3702–3712.
- Huynh, T. T. T., and others (2004). Effects of floor cooling during high ambient temperatures on the lying behavior and productivity of growing finishing pigs. *Transactions of the ASAE*,¹³ vol. 47, No. 5, pp. 1773–1782.

¹³ American Society of Agricultural Engineers; später: American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE).

- International Fertilizer Industry Association (2007). *Fertilizer Best Management Practices: General Principles, Strategy for their Adoption and Voluntary Initiatives vs Regulations*. Paris, France.
- Janssen, B. H. (1984). A simple method for calculating decomposition and accumulation of 'young' soil organic matter. *Plant and Soil*, vol. 76, pp. 297–304.
- Jarret G., J. Martinez and J.-Y. Dourmad (2011). Effect of biofuel co-products in pig diets on the excretory patterns of N and C and on the subsequent ammonia and methane emissions from pig effluent. *Animal*, vol. 5, No. 4 (February), pp. 622–631.
- Jarvis, S. C., and B. F. Pain, eds. (1997). *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*. Wallingford, United Kingdom: CAB International.
- Jarvis, S., and others (2011). Nitrogen flows in farming systems across Europe. In *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*, M. A. Sutton and others, eds. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, pp. 211–228.
- Jenkinson, D. S., and K. A. Smith, eds. (1988). *Nitrogen Efficiency in Agricultural Soils*. London: Elsevier Applied Science.
- Kebreab, E., and others (2001). Nitrogen pollution by dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 60, Nos. 1–3 (July), pp. 275–285.
- Kirchgessner, M., and others (1991). Bestimmungsfaktoren der Güllecharakteristik beim Schwein. 2. Einfluss von Fütterungsintensität und den Anteilen an unverdaulichen sowie an bakteriell fermentierbaren Substanzen (BFS) im Futter. *Agribiological Research*, vol. 44, pp. 325–344.
- Kolenbrander, G. J., and L. C. N. De La Lande Cremer (1967). *Stalmest en gier: Waarde en mogelijkheden* (Manure and slurry: Value and opportunities). Wageningen, the Netherlands: H. Veenman & Zonen NV.
- Langmeier M., and others (2002). Nitrogen fertilizer value of cattle manure applied on soils originating from organic and conventional farming systems. *Agronomie*, vol. 22, pp. 789–800.
- Lenis, N. P., and J. B. Schutte (1990). Amino zuurvoorziening van biggen en vleesvarkens in relatie tot de stikstofuitscheiding (Amino acid supply of piglets and fattening pigs in relation to nitrogen excretion). In A. W. Jongbloed and J. Coppoolse, eds., *Mestproblematiek: aanpak via de voeding van varkens en pluimvee. Onderzoek inzake de mest en ammoniakproblematiek in de veehouderij 4* (Manure Issues: Approach via the diet of pigs and poultry. Research on manure and ammonia in livestock No. 4), Wageningen, the Netherlands: Wageningen University and Research Centre.
- MacDonald, A., and others (1997). Effects of season, soil type and cropping on recoveries, residues and losses of ¹⁵N-labelled fertilizer applied to arable crops in spring. *Journal of Agricultural Science*, vol. 129, No. 2 (September), pp. 125–154.
- McCrary, D. F., and P. J. Hobbs (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: a review. *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, No. 2 (March-April), pp. 345–355.
- Melse, R. W., P. Hofschreuder and N. W. M. Ogink (2012). Removal of Particulate Matter (PM₁₀) by Air Scrubbers at Livestock Facilities: Results of an On-Farm Monitoring Program. *Transactions of the ASABE*,¹⁴ vol. 55, pp. 689–698.
- Melse, R. W., and N. W. M. Ogink (2005). Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: Review of on-farm research in the Netherlands. *Transactions of the ASAE*, vol. 48, pp. 2303–2313.
- Melse, R. W., N. W. M. Ogink and B. J. J. Bosma (2008). Multi-pollutant scrubbers for removal of ammonia, odor, and particulate matter from animal house exhaust air. In Proceedings of the Mitigating

¹⁴ American Society of Agricultural and Biological Engineers.

- Air Emissions from Animal Feeding Operations Conference, 19–21 May 2008, Des Moines, Iowa, United States of America.
- Menzi, H., and others (2010). Impacts of intensive livestock production and manure management on the environment. In *Livestock in a changing landscape*, vol.1, *Drivers, Consequences and Responses*, H. Steinfeld, and others, eds. Washington, D.C.: Island Press.
- Mikkelsen, S. A., and others (2010). Denmark-EU: the regulation of nutrient losses from intensive livestock operations. In *Livestock in a changing landscape*, vol. 2, *Experiences and regional perspectives*, P. Gerber and others, eds. Washington, D.C.: Island Press.
- Misselbrook, T. H., F. A. Nicholson and B. J. Chambers (2005). Predicting ammonia losses following the application of livestock manure to land. *Bioresource Technology*, vol. 96, pp. 159–168.
- Misselbrook, T. H., and J. M. Powell (2005). Influence of Bedding Material on Ammonia Emissions from Cattle Excreta. *Journal of Dairy Science*, vol. 88, pp. 4304–4312.
- Misselbrook, T. H., and others (2004). Ammonia Emissions from Irrigation of Dilute Pig Slurries. *Biosystems Engineering*, vol. 89, No. 4 (August), pp. 473–484.
- _____ (2005a). Crusting of Stored Dairy Slurry to Abate Ammonia Emissions: Pilot-scale studies. *Journal of Environmental Quality*, vol. 34, No. 2 (June) pp. 411–419.
- _____ (2005b). Dietary manipulation in dairy cattle: laboratory experiments to assess the influence on ammonia emissions. *Journal of Dairy Science*, vol. 88, pp. 1765–1777.
- Moal, J. F., and others (1995). Ammonia volatilization following surface-applied pig and cattle slurry in France. *Journal of Agricultural Science*, vol. 125, No. 2 (October) pp. 245–252.
- Møller, H. B., J. D. Hansen and C. A. G. Sørensen (2007). Nutrient recovery by solid–liquid separation and methane productivity of solids. *Transactions of the ASABE*, vol. 50, pp. 193–200.
- Monteny, G. J. (2000). Modelling of ammonia emissions from dairy cow houses. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, the Netherlands (with summaries in English and Dutch).
- Monteny, G. J., and J. W. Erisman (1998). Ammonia emission from dairy cow buildings: a review of measurement techniques, influencing factors, and possibilities for reduction. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 46, pp. 225–247.
- Mosier, A. R., J. K. Syers and J. R. Freney, eds. (2004). *Agriculture and the Nitrogen Cycle: Assessing the Impacts of Fertilizer Use on Food Production and the Environment*. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) series, vol. 65. Washington, D.C.: Island Press.
- Mroz, Z., and others (1996). Lowering ammonia volatilization from pig excreta by manipulating dietary acid-base difference. Proceedings of the 8th Animal Science Congress of AAAP, Tokyo, 13–18 October 1996, vol. 2, pp. 762–763. Tokyo: Japanese Society of Zootechnical Science.
- Nevens, F., D. Reheul (2005). Agronomical and environmental evaluation of a long-term experiment with cattle slurry and supplemental inorganic N applications in silage maize. *European Journal of Agronomy*, vol. 22, pp. 349–361.
- Nicholson, F. A., B. J. Chambers, A. W. Walker (2004). Ammonia emissions from broiler litter and laying hen manure management systems. *Biosystems Engineering*, vol. 89, No. 2 (October), pp. 175–185.
- Nørregaard Hansen, M., and others (2008). *Emissionsfaktorer til beregning af ammoniakfordampning ved lagring og udbringning af husdyrgødning* (Emission factors for calculation of ammonia volatilization

- by storage and application of animal manure). *DJF*¹⁵ *Husdyrbrug* series, No. 84 (December). Aarhus: Denmark, Aarhus University.
- Novikov, M. N., and others (1989). *Pometnie komposty s fosfogipsom. Rekomendzii* (Treating compost with phosphogypsum). Moscow: VO “Agropromizdat”.
- Oenema, J., and others (2011). Participatory farm management adaptations to reduce environmental impact on commercial pilot dairy farms in the Netherlands. *NJAS-Wageningen Journal of Life Sciences*, vol. 58, pp. 39–48.
- Oenema, O., H. Kros and W. de Vries (2003). Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *European Journal of Agronomy*, vol. 20, Nos. 1–2 (December), pp. 3–16.
- Oenema, O., and S. Pietrzak (2002). Nutrient Management in Food Production: Achieving Agronomic and Environmental Targets. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 31, No. 2 (March), pp. 159–168.
- Oenema, O., and G. L. Velthof (1993) Ammonia volatilization from compound nitrogen-sulfur fertilizers. In *Optimization of Plant Nutrition*, M. A. C. Fragaso and M. L. van Beusichem, eds., pp. 341–349. Amsterdam: Kluwer Academic Publishers.
- Oenema, O., and others (2008). Gaseous Nitrogen Emissions from Livestock Farming Systems. In *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management*, 2nd ed., J. L. Hatfield and R. F. Follett, eds., pp. 395–441. Amsterdam: Academic Press/Elsevier.
- _____ (2009). Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, vol. 133, Nos. 3–4 (October), pp. 280–288.
- Ogink, Nico W. M., and Bert J. J. Bosma (2007). Multi-phase air scrubbers for the combined abatement of ammonia, odor and particulate matter emissions. In *Proceedings of the International Symposium on Air Quality and Waste Management for Agriculture, Broomfield, Colorado, 16–19 September 2007*. ASABE. Available from <http://elibrary.asabe.org/conference.asp?confid=aqwm2007>.
- Organization for Economic Cooperation and Development (2008). *Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries Since 1990*. Paris: France.
- Pain, B., and H. Menzi, eds. (2003). *Glossary of terms on livestock manure management 2003. Recycling Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture Network (RAMIRAN)*. Available from WWW.RAMIRAN.NET.
- Patterson, P. H., and Adrizal (2005). Management Strategies to Reduce Air Emissions: Emphasis — Dust and Ammonia. *Journal of Applied Poultry Research*, vol. 14, No. 3 (Fall), pp. 638–650.
- Patience, J. F., R. E. Austic and R. D. Boyd (1987). Effect of dietary electrolyte balance on growth and acid-base status in swine. *Journal of Animal Science*, vol. 64, No. 2 (February), pp. 457–466.
- Paul, J. W., and others (1998). Protein content in dairy cattle diets affects ammonia losses and fertilizer nitrogen value. *Journal of Environmental Quality*, vol. 27, No. 3 (May), pp. 528–534.
- Portejoie, S., and others (2004). Effect of lowering dietary crude protein on nitrogen excretion, manure composition and ammonia emission from fattening pigs. *Livestock Production Science*, vol. 91, No. 1 (December), pp. 45–55.
- Powell, J. M., and G. A. Broderick (2009). Ammonia emissions from dairy barns: What have we learned? *2009 Proceedings of the Cornell Nutrition Conference for Feed Manufacturers, 20–22 October 2009, East Syracuse, New York*. Ithaca, New York: Cornell University.

¹⁵ Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (Faculty of Agricultural Sciences) (DJF).

- Powell, J. M., G. A. Broderick and T. H. Misselbrook (2008). Seasonal diet affects ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Dairy Science*, vol. 91, No. 2 (February), pp. 857–869.
- Powell, J. M., T. H. Misselbrook and M. D. Casler (2008). Season and bedding impacts on ammonia emissions from tie-stall dairy barns. *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, pp. 7–15.
- Powell, J. M., C. A. Rotz and D. M. Weaver (2009). Nitrogen use efficiency in dairy production. In C. Grignani and others, eds., *Proceedings of the 16th Nitrogen Workshop — Connecting different scales of nitrogen use in agriculture, 28 June–1 July 2009, Turin, Italy*, pp. 241–242.
- Powell, J. M., and M. P. Russelle (2009). Dairy heifer management impacts manure N collection and cycling through crops in Wisconsin, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 131, pp. 170–177.
- Powell, J. M., and others (2006). Dairy diet impacts on fecal properties and nitrogen cycling in soils. *Science Society of America Journal*, vol. 70, No. 3 (May), pp. 786–794.
- Reidy, B., and H. Menzi (2007). Assessment of the ammonia abatement potential of different geographical regions and altitudinal zones based on a large-scale farm and manure management survey. *Biosystems Engineering*, vol. 97, No. 4 (August), pp. 520–531.
- Reis, S., ed. (im Erscheinen). *Overview of the economic cost of ammonia abatement techniques in the UNECE region*. Dordrecht, the Netherlands: Springer Verlag.
- Ritz, C. W., and others (2006). Improving In-House Air Quality in Broiler Production Facilities Using an Electrostatic Space Charge System. *Journal of Applied Poultry Research*, vol. 15, No. 2 (summer), pp. 333–340.
- Rochette P., and others (2009). Banding of urea increased ammonia volatilization in a dry acidic soil. *Journal of Environmental Quality*, vol. 38, No. 4 (July), pp. 1383–1390.
- Rotz, C. A. (2004). Management to reduce nitrogen losses in animal production. *Journal of Animal Science*, vol. 82, No. 13 (January) (supplement): pp. E119–E137.
- Rotz, C. A., J. Oenema and H. van Keulen (2006). Whole farm management to reduce nutrient losses from dairy farms: a simulation study. *Applied Engineering in Agriculture*, vol. 22, pp. 773–784.
- Rotz, C. A., and others (2005). Whole-farm perspectives of nutrient flows in grassland agriculture. *Crop Science*, vol. 45, No. 6 (November): pp. 2139–2159.
- Rufino, M. C., and others (2006). Nitrogen cycling efficiencies through resource-poor African crop-livestock systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 116, pp. 261–282.
- _____ (2007). Manure as a key resource within smallholder farming systems: analysing farm-scale nutrient cycling efficiencies with the NUANCES framework. *Livestock Science*, vol. 112, No. 3 (December), pp. 273–287.
- Sanz-Cobeña, A. (2010). Ammonia emissions from fertiliser application: Quantification techniques and mitigation strategies. PhD thesis, Universidad Politécnica de Madrid.
- Schils, R. L. M., and I. Kok (2003). Effects of cattle slurry manure management on grass yield. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 51, pp. 41–65.
- Schlegel, P., S. Durosoy and A. W. Jongbloed, eds. (2008). *Trace elements in animal production systems*. Wageningen, Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Schröder, J. J. (2005). Revisiting the agronomic benefits of manure: a correct assessment and exploitation of its fertilizer value spares the environment. *Bioresource Technology*, vol. 96, No. 2 (January), pp. 253–261.
- Schröder J. J., A. G. Jansen and G. J. Hilhorst (2005). Long-term nitrogen supply from cattle slurry. *Soil Use and Management*, vol. 21, pp. 196–204.

- Schröder, J. J., and R. J. Stevens (2004). Optimizing N additions: can we integrate fertilizer and manure use? In *Controlling nitrogen flows and losses: 12th Nitrogen Workshop, University of Exeter, United Kingdom, 21–24 September 2003*, D. J. Hatch, and others, eds., pp. 586–593. Wageningen, Netherlands: Wageningen Academic Publishers.
- Schröder J. J., D. Uenk and G. J. Hilhorst (2007). Long-term nitrogen fertilizer replacement value of cattle manures applied to cut grassland. *Plant Soil*, vol. 299, pp. 83–99.
- Schröder J. J., and others (2000). Does the crop or the soil indicate how to save nitrogen in maize production? — Reviewing the state of the art. *Field Crops Research*, vol. 66, No. 2 (May), pp. 151–164.
- _____ (2003). An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal of Agronomy*, vol. 20, No. 1 (December) pp. 33–44.
- Seré, C., H. Steinfeld and J. Groenewold, (1996). World livestock production systems: current status, issues and trends. In *FAO Animal Production and Health Paper No. 127*, Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Smil, V. (2001). *Enriching the Earth: Fritz Haber, Carl Bosch and the Transformation of World Food Production*. Cambridge, Massachusetts: MIT Press.
- _____ (2002). Eating Meat: Evolution, Patterns, and Consequences. *Population and Development Review*, vol. 28, No. 4 (December): pp. 599–639.
- Smith, K. A., and others (2000). PA — Precision Agriculture: Reduction of Ammonia Emission by Slurry Application Techniques. *Journal of Agricultural Engineering Research*, vol. 77, No. 3 (November), pp. 277–287.
- Smith, K., and others (2007). Natural crusting of slurry storage as an abatement measure for ammonia emissions on dairy farms. *Biosystems Engineering*, vol. 97, pp. 464–471.
- Smits, M. C. J. (1998). Groeven maken in een dichte V-vormige vloer: enkele observaties naar loopgedrag en ammoniakemissies (Grooving a solid V-shaped floor: some observations on walking behaviour and ammonia emission). DLO¹⁶-IMAG¹⁷ Report P 98–60. Wageningen, the Netherlands.
- Søgaard, H. T., and others (2002). Ammonia volatilization from field-applied animal slurry — the ALFAM model. *Atmospheric Environment*, vol. 36, pp. 3309–3319.
- Sommer, S. G., and J. E. Olesen (1991). Effects of dry matter content and temperature on ammonia loss from surface-applied cattle slurry. *Journal of Environmental Quality*, vol. 20, No. 3 (July), pp. 679–683.
- Sommer S. G., J. K. Schjoerring and O. T. Denmead (2004). Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. *Advances in Agronomy*, vol. 82, pp. 557–622.
- Sommer, S. G., and others (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, vol. 19, No. 4 (August) pp. 465–486.
- _____ (2006). Algorithms determining ammonia emission from buildings housing cattle and pigs and from manure stores. *Advances in Agronomy*, vol. 89, pp. 261–335.
- Sommerfeldt, T. G., C. Chang and T. Entz (1988). Long-term annual manure applications increase soil organic matter and nitrogen, and decrease carbon to nitrogen ratio. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 52, No. 6 (November), pp. 1668–1672.

¹⁶ Dienst Landbouwkundig Onderzoek (DLO) = Agricultural Research Service.

¹⁷ Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG) = Institute of Environmental and Agricultural Engineering.

- Sørensen, P. (2004). Immobilisation, remineralisation and residual effects in subsequent crops of dairy cattle slurry nitrogen compared to mineral fertiliser nitrogen. *Plant and Soil*, vol. 267, pp. 285–296.
- Sørensen, P., and M. Amato (2002). Remineralisation and residual effects of N after application of pig slurry to soil. *European Journal of Agronomy*, vol. 16, No. 2 (March), pp. 81–95.
- Sørensen, P., and I. K. Thomsen (2005). Separation of Pig Slurry and Plant Utilization and Loss of Nitrogen-15-labeled Slurry Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, vol. 69, No. 5 (September), pp. 1644–1651.
- Sørensen, P., M. R. Weisbjerg and P. Lund (2003). Dietary effects on the composition and plant utilization of nitrogen in dairy cattle manure. *Journal of Agricultural Science*, vol. 141, No. 1 (August), pp. 79–91.
- Spoelstra, S. F. (1979). Volatile fatty acids in anaerobically stored piggery wastes. *Netherlands Journal of Agricultural Science*, vol. 27, pp. 60–66.
- Steinfeld, H., and others (2006). *Livestock's long shadow: environmental issues and options*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- _____, eds. (2010). In *Livestock in a changing landscape*, vol.1, *Drivers, Consequences and Responses*. Washington, D.C.: Island Press.
- Stevens, R. J. and R. J. Laughlin (1997). The impact of cattle slurries and their management on ammonia and nitrous oxide emissions from grassland. In *Gaseous Nitrogen Emissions from Grasslands*, S. C. Jarvis and B. F. Pain, eds. Wallingford, United Kingdom: CAB International.
- Sutton, M. A. and others (2000). Ammonia emissions from non-agricultural sources in the United Kingdom. *Atmospheric Environment*, vol. 34, No. 6 (January), pp. 855–869.
- _____, eds. (2011). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge: United Kingdom, Cambridge University Press.
- Swensson, C. (2003). Relationship between content of crude protein in rations for dairy cows, N in urine and ammonia release. *Livestock Production Science*, vol. 84, No. 2 (December), pp. 125–133.
- Swierstra, D., C. R. Braam and M. C. J. Smits (2001). Grooved floor systems for cattle housing: ammonia emission reduction and good slip resistance. *Applied Engineering in Agriculture*, vol. 17, pp. 85–90.
- Tamminga, S. (1996). A review on environmental impacts of nutritional strategies in ruminants. *Journal of Animal Science*, vol. 74, No. 12 (December), pp. 3112–3124.
- Van der Meer, H. G., and others, eds. (1987). *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops: Fertilizer Or Waste?* Dordrecht, Netherlands: Martinus Nijhoff Publishers.
- Van der Zaag A., and others (forthcoming). Manure storage techniques and costs for abating ammonia. In *Overview of the economic cost of ammonia abatement techniques in the UNECE region*, S. Reis, ed. Dordrecht, Netherlands: Springer Verlag.
- Van Duinkerken, G. M. C. and others (2011a). Update of the Dutch protein evaluation systems for ruminants: the DVE/OEB₂₀₁₀ system. *Journal of Agricultural Science*, vol. 149, No. 3 (June), pp. 351–367.
- _____, (2011b). Milk urea concentration as an indicator of ammonia emission from dairy cow barn under restricted grazing. *Journal of Dairy Science*, vol. 94, No. 1 (January), pp. 321–335.
- Van Vuuren, A. M. and J. A. C. Meijs (1987). Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing cows. In *Animal Manure on Grassland and Fodder Crops: Fertilizer Or Waste?*, Van der Meer, H. G., and others, eds., pp. 17–25. Dordrecht, Netherlands: Martinus Nijhoff Publishers.

- Van Vuuren, A. M. and others (1993). Effect of partial replacement of ryegrass by low protein feeds on rumen fermentation and nitrogen loss by dairy cows. *Journal of Dairy Science*, vol. 76, No. 10 (October), pp. 2982–2993.
- Velthof, G. L., and others (1998). Relationship between availability indices and plant uptake of nitrogen and phosphorus from organic products. *Plant and Soil*, vol. 200, No. 2 (March), pp. 215–226.
- Watson, C. A., and D. Atkinson (1999). Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm systems: a comparison of three methodological approaches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 53, No. 3 (March), pp. 259–267.
- Watson, C. J., and others (1994). Soil properties and the ability of the urease inhibitor N-(n-BUTYL) thiophosphoric triamide (nBTPT) to reduce ammonia volatilization from surface-applied urea. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 26, No. 9 (September), pp. 1165–1171.
- Webb, J., S. Anthony and S. Yamulki (2006). Validating the MAVIS Model for Optimizing Incorporation of Litter-Based Manures to Reduce Ammonia Emissions. *Transactions of the ASABE*, vol. 49, pp. 1905–1913.
- Webb, J., D. Chadwick and S. Ellis (2004). Emissions of ammonia and nitrous oxide following rapid incorporation of farmyard manures stored at different densities. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, vol. 70, No. 1 (September), pp. 67–76.
- Webb, J. and T. H. Misselbrook (2004). A mass-flow model of ammonia emissions from UK livestock production. *Atmospheric Environment*, vol. 38, No. 14 (May), pp. 2163–2176.
- Webb, J., and others (2005a). Managing ammonia emissions from livestock production in Europe. *Environmental Pollution*, vol. 135, No. 3 (June), pp. 399–406.
- _____ (2005b). The impact of increasing the length of the cattle grazing season on emissions of ammonia and nitrous oxide and on nitrate leaching in England and Wales. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 105, Nos. 1–2 (January) pp. 307–321.
- _____ (2010). The impacts of manure application methods on emissions of ammonia, nitrous oxide and on crop response — A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 137, Nos. 1–2 (April), pp. 39–46.
- Webb, M., and others (2006). Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES model. *Atmospheric Environment*, vol. 40, pp. 7222–7233.
- Whitehead, D. C. (2000). *Nutrient Elements in Grassland: Soil-Plant-Animal Relationships*. Wallingford, United Kingdom: CABI Publishing.
- Ye, Z. Y., and others (2008a). Influence of airflow and liquid properties on the mass transfer coefficient of ammonia in aqueous solutions. *Biosystems Engineering*, vol. 100, No. 3 (July), pp. 422–434.
- Ye, Z. Y., and others (2008b). Ammonia emissions affected by airflow in a model pig house: effects of ventilation rate, floor slat opening and headspace height in a manure storage pit. *Transactions of the ASABE*, vol. 51, pp. 2113–2122.
- Zhao, Y., and others (2011). Effectiveness of multi-stage scrubbers in reducing emissions of air pollutants from pig houses. *Transactions of the ASABE*, vol. 54, pp. 285–293.