

Hamburger Berichte 33

Abfallwirtschaft

Technische Universität Hamburg-Harburg

Ina Körner

Stickstoffhaushalt
bei der Kompostierung
Bilanzen, Gehalte,
Umsetzungs- und Austragsprozesse

Verlag Abfall *aktuell*

Körner

**Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung:
Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und Austragsprozesse**

Hamburger Berichte
Band 33

Herausgegeben von
Professor Dr.-Ing. R. Stegmann

Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung:
Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und
Austragsprozesse

Habilitationsschrift
Technische Universität Hamburg-Harburg

von
Ina Körner

Hamburg, 2008

1. Gutachter: Prof. Rainer Stegmann
2. Gutachter: Prof. Ralf Otterpohl
3. Gutachter: Prof. Wolfgang Calmano
4. Gutachter: Prof. Peter Lechner
5. Gutachter: Prof. Martin Kranert

Die Deutsche Bibliothek CIP- Einheitsaufnahme

Körner, Ina

Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung:
Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und Austragsprozesse
Stuttgart: Verlag Abfall *aktuell*, 2009
(Hamburger Berichte; Bd. 33)

ISBN 978-3-9812867-0-0

Alle Rechte vorbehalten.

Nachdruck, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Verlages gestattet.

© 2009 Verlag Abfall *aktuell*, Stuttgart

Druck: Buch- & Offsetdruckerei Stubbemann GmbH, Hamburg

Papier: hergestellt aus 100% chlorfrei gebleichten Faserstoffen

ISBN 978-3-9812867-0-0

VORWORT

Kompostierung ist ein natürlicher Vorgang, der im Stoffkreislauf organischer Stoffe von essentieller Bedeutung ist. So werden die Blätter, die im Herbst von den Bäumen fallen, einem natürlichen aeroben biologischen Abbau ausgesetzt. Es verbleiben humusartige Reststoffe und nicht abbaubare anorganische Stoffe wie u.a. Stickstoff und Phosphor. Die Huminstoffe sorgen u.a. für einen Rückhalt der Düngestoffe, so dass diese nicht in das Grundwasser sickern, was ansonsten zu einer signifikanten Verunreinigung führen würde. Durch diesen Kreislauf kann ein Wald über Jahrhunderte ohne Fremdeinfluss bestehen.

Dieser natürliche Vorgang muss Vorbild für einen Kompostierungsprozess sein, bei dem organische Abfälle unterschiedlichen Ursprungs so behandelt werden, dass die Düngestoffe, die im Substrat vorhanden waren, so weit wie möglich wieder genutzt werden können. Die Kompostierungsprozesse in der Natur und in einer Kompostanlage unterscheiden sich u.a. dadurch, dass in einer Kompostierungsanlage pro Fläche eine um ein Vielfaches höheres Substratangebot vorhanden ist, was sich u.a. auf die Rottetemperatur und den pH-Wert auswirkt. Durch diese und weitere Einflussgrößen kommt es zu signifikanten Stickstoffverlusten während der Kompostierung was darüber hinaus auch zu umweltschädlichen Emissionen führt. Darüber hinaus sind die natürlichen Phosphorvorkommen stark begrenzt, und die Erzeugung von Stickstoffdünger ist sehr energieintensiv.

Es muss also ein Ziel der Kompostierung sein, die Düngestoffe im Kompost zu erhalten und die Komposte auch wieder in der Landwirtschaft und im Garten- und Landschaftsbau einzusetzen. Neben der Problematik der Schadstoffe (z.B. Schwermetalle) muss sich die Forschung verstärkt der Stickstoffdynamik während der Kompostierung widmen, um die erzielten Ergebnisse dann in die Praxis umzusetzen.

Frau Dr.-Ing. Ina Körner hat sich im Rahmen ihrer Habilitation dieses Themas angenommen. Auf Grund unserer langjährigen Erfahrungen auf dem Gebiet der Kompostierung (Frau Dr.-Ing. Uta Krogmann hat Ihre Dissertation zu diesem Thema 1994 abgeschlossen), und der vielen von Frau Dr.-Ing. Ina Körner durchgeführten Kompostierungsversuche mit unterschiedlichen Substraten und Kompostierungsbedingungen lag ein umfangreiches Datenmaterial und Erfahrungspotenzial vor. Frau Körner hat auf der Grundlage dieser einmaligen

Datenlage mit statistischen Methoden und hohem Sachverstand einen signifikanten Beitrag zur Aufklärung des Stickstoffhaushaltes während der Kompostierung geleistet. Allen, die sich für dieses Fachgebiet interessieren, sei diese Arbeit zum intensiven Studium sehr zu empfehlen.

Hamburg im Mai 2009

Rainer Stegmann

Für meine Eltern und Bodo

0. EINLEITUNG	1
1. DIE KOMPOSTIERUNG	3
1.1. Überblick: Abfälle, Verfahren, Komposte.....	3
1.2. Grundlagen: Phasen und Milieubedingungen.....	5
1.3. Prozesssteuerung.....	11
2. STICKSTOFFSTRÖME UND -UMSETZUNGEN....	15
2.1. Der globale Stickstoffkreislauf.....	15
2.1.1. Stickstoffverbindungen	15
2.1.2. Stickstoffpools der Erde	17
2.1.3. Stickstoffströme.....	19
2.1.4. Wert- und Schadstoffpotenzial von Stickstoff.....	21
2.1.4.1. Stickstoff als Nährstoff	21
2.1.4.2. Stickstoff als Schadstoff.....	23
2.2. N-Umsetzungsprozesse	25
2.2.1. Überblick	25
2.2.2. Ammonifikation	25
2.2.3. Nitrifikation	33
2.2.4. Denitrifikation	41
2.2.5. Stickstoff-Fixierung.....	45
2.2.6. N-Immobilisierung	47
2.2.7. Weitere N-Umsetzungsprozesse	55
3. DURCHFÜHRUNG DER UNTERSUCHUNGEN	59
3.1. Überblick.....	59
3.2. Kompostierungsversuche	65
3.2.1. Aufbau der Versuchsanlage	65
3.2.2. Prozesssteuerung	68
3.2.2.1. Messwerterfassung und Temperierung	68
3.2.2.2. Belüftung, Umsetzung, Befeuchtung und Kompostierungsdauer...	70
3.2.3. Substrate.....	72

Inhaltsverzeichnis

3.3. Mess- und Analysemethoden.....	76
3.3.1. Messungen an der Versuchsanlage.....	76
3.3.2. Chemische Analytik der Proben	78
3.3.2.1. Probenahme, -aufbereitung und -lagerung.....	78
3.3.2.2. Analysen.....	80
3.4. Berechnungen	82
3.4.1. Zuordnung der Proben zu den Bilanzteilbereichen.....	82
3.4.2. N-Verbindungen im Substrat	85
3.4.2.1. Ammonium-, Nitrat- und Nitrit-N	85
3.4.2.2. Organischer N	85
3.4.3. Ausgetragene N-Verbindungen	87
3.4.3.1. Sickerwasser-N	87
3.4.3.2. Ammoniak-N der Abluft.....	88
3.4.4. N- Bilanzen.....	89
3.5. Kategoriebildungen, Unsicherheitsanalyse und statistische Methoden	96
3.5.1. Kategoriebildungen	96
3.5.2. Unsicherheitsanalyse.....	101
3.5.3. Statistische Methoden	103
 4. ERGEBNISSE UND DISKUSSION.....	 109
 4.1. N-Bilanzen	 109
4.1.1. Überblick	109
4.1.2. Bilanzierbare N-Verbindungen.....	111
4.1.3. Bilanzanteile von N ₂ und N ₂ O	114
4.1.3.1. Nachweis der Generierung und Bilanzierbarkeit.....	114
4.1.3.2. Erhöhte N ₂ -Konzentrationen in der Abluft	124
4.1.3.3. N ₂ O-Konzentrationen in der Abluft.....	128
4.1.4. Vollständigkeit der Bilanzen und indirekte Bestimmung der N ₂ - Generierung.....	132
4.1.4.1. Beurteilung der Vollständigkeit der Bilanzen.....	132
4.1.4.2. Aufsummierung analytisch bedingter Unsicherheiten.....	137
4.1.4.3. Inhomogenität der Probe	141
4.1.4.4. Nicht gemessene bzw. nicht quantifizierte N-Verbindungen	145
4.1.4.5. Indirekte Bestimmung der N ₂ -Generierung über die Bilanzlücke	149
4.1.5. Bilanz-Grundtypen.....	152
4.1.5.1. Typenbildung	152
4.1.5.2. Kennparameter	155
4.1.5.3. Charakteristik der Grundtypen.....	158
4.1.5.4. Einflussfaktoren und Schematisierung.....	165

4.2. Stickstoffverbindungen und -austräge	173
4.2.1. Überblick	173
4.2.2. Organischer Stickstoff	176
4.2.2.1. Gehalte im Substrat	176
4.2.2.2. Schematisierung	180
4.2.3. Ammonium und Ammoniak	184
4.2.3.1. Gehalte im Substrat	184
4.2.3.2. NH ₃ -Austräge in die Gasphase	191
4.2.3.3. Einflussfaktoren, Modelle, allgemeine Schemen	202
4.2.4. Nitrat und Nitrit	218
4.2.4.1. Gehalte im Substrat	218
4.2.4.2. Nitratakkumulation: Einflussfaktoren und Schematisierung	225
4.2.4.3. Nitratverbrauch und N ₂ -Generierung	231
4.2.4.4. Bildung, Verbrauch und Akkumulation von NO ₃ ⁻ -N und Bildung von N ₂ : Einflussgrößen und Schematisierung	240
4.2.5. N-Austräge über das Sickerwasser	247
4.2.5.1. Sickerwasserbildung	247
4.2.5.2. Gehalte der ausgetragenen N-Verbindungen	249
4.2.5.3. Allgemeingültige Modelle	256
 5. SCHLUSSFOLGERUNGEN	 261
5.1. Übersicht	261
5.2. Grundprozesse der N-Dynamik bei der Kompostierung	262
5.2.1. Ammonifikation	262
5.2.1.1. Nachweismethoden	262
5.2.1.2. Verlauf	265
5.2.2. Nitrifikation	267
5.2.2.1. Nachweismethoden	267
5.2.2.2. Verlauf	270
5.2.3. Denitrifikation	273
5.2.3.1. Nachweismethoden	273
5.2.3.2. Verlauf	277
5.2.4. N-Immobilisierung	280
5.2.4.1. Nachweismethoden	280
5.2.4.2. Verlauf	284
5.2.5. N ₂ -Fixierung	287
5.2.5.1. Nachweismethoden	287
5.2.5.2. Vorkommen	288

5.3.	Der N-Haushalt bei der Kompostierung.....	289
5.4.	Die Kompostierung im Kontext des globalen N-Haushaltes.....	299
5.5.	Möglichkeiten zur Erhöhung der N-Effizienz bei der Kompostierung	303

6.	ZUSAMMENFASSUNG.....	313

LITERATURVERZEICHNIS.....	I

ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS.....	XXIII

(1) Bei Berechnungen verwendete Formelzeichen.....	XXIII
(2) Bei Formelzeichen häufig verwendete Indizes.....	XXXII
(3) Konstanten.....	XXXIII
(4) Einheiten, chemische Formeln und sonstige Abkürzungen.....	XXIX

ABBILDUNGSVERZEICHNIS.....	XXXIX

TABELLENVERZEICHNIS.....	XLIII

ANLAGENVERZEICHNIS.....	XLV

ANLAGEN

Literaturangaben zur N-Immobilisierung.....	Anlagen Ia-Id
Charakteristik der Versuche.....	Anlagen IIa-IId
On-line-Messungen an der Versuchsanlage.....	Anlagen IIIa-IIIc
Off-line Messungen an der Versuchsanlage.....	Anlagen IVa-IVb
Probenahme und Probenvorbereitung.....	Anlagen Va-Vc
Mess- und Analysemethoden.....	Anlagen VIa-VIj
N-Bilanzen.....	Anlagen VIIa-VIIh
Ergebnisse der Versuche.....	Anlagen VIIa-VIIIf
Zusammenstellung ausgewählter Literatur.....	Anlagen IXa-IXe

0. Einleitung

Stickstoff (N) ist ein Element, das in zahlreichen Verbindungen enthalten ist. Einige N-Verbindungen stellen als Düngemittel ein großes Ressourcenpotenzial dar. N-Verbindungen können aber auch zu Umweltbelastungen führen. So können Ammoniakemissionen toxisch und sehr geruchsintensiv sein. N-Verbindungen im Abwasser können zur Eutrophierung von Gewässern führen, Stickoxide können Photosmog verursachen und Distickstoffoxid hat eine klimaschädigende Wirkung.

N-Verbindungen sind in der Natur einer ständigen Transformation unterworfen, welche hauptsächlich durch die biologischen Prozesse der Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation und N_2 -Fixierung verursacht wird. Zudem kann N durch Immobilisationsprozesse kurz-, mittel- oder langfristig aus dem N-Kreislauf entzogen werden. Der natürliche N-Kreislauf ist labil und wird zusätzlich stark durch anthropogene Einflüsse beeinträchtigt.

Die Biosphäre ist der N-Pool mit der größten globalen Bedeutung. Einen wesentlichen Beitrag zu diesem Pool leisten kommunale und landwirtschaftliche Abfälle. So können typische N-Gehalte von Bioabfällen aus Haushalten zwischen 0,5 und 3,0 % und die N-Gehalte von Hühnerexkrementen bis zu 6 % der Trockensubstanz betragen. Die Kompostierung ist eine Behandlungsmethode, die ermöglicht, dass organische Abfälle biologisch stabilisiert und als Kompost verwertet werden können. In Deutschland und vielen anderen EU-Ländern ist sie bereits ein integraler Bestandteil der Abfallwirtschaft. Während eines Kompostierungsprozesses sind die in den Abfällen enthaltenen N-Verbindungen vielfältigen Umsetzungsprozessen unterzogen. Dabei bleibt ein Teil des N im Kompost enthalten. Aufgrund einer undefinierten N-Immobilisierung ist er jedoch nur begrenzt als Düngemittelkomponente anrechenbar. N-Verbindungen können während der Kompostierung auch ausgetragen werden. Hierdurch gehen sie einerseits als Nährstoffkomponente verloren, andererseits können sie zu Umweltbelastungen führen.

Die Bedeutung der N-Dynamik bei der Kompostierung widerspiegelt sich in einer Vielzahl an Publikationen, die einzelne Aspekte des N-Haushaltes dokumentierten. So wurden die Veränderungen von organischen bzw. anorganischen N-Verbindungen in verschiedenen Substraten, die Emissionen von Ammoniak bzw. Distickstoffoxid oder die N-Elution mit dem Sickerwasser beschrieben. Da die zur Kompostierung eingesetzten Abfälle in ihrer Zusammensetzung sehr variabel sind und sich die

Kompostierungsprozesse zudem hinsichtlich der Prozesssteuerung und der Milieuparameter stark unterscheiden können, ist jedoch eine allgemeingültige Datengrundlage zur Beurteilung des N-Haushaltes bei der Kompostierung bislang nicht vorhanden. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Arbeit der N-Haushalt bei der Kompostierung im Komplex und unter Berücksichtigung der möglichen Spannbreite betrachtet. Es wurden alle relevanten N-Komponenten des Substrates und alle relevanten N-Emissionen zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung erfasst und bilanziert. Dabei wurde das weite Spektrum an Abfallarten sowie an Prozesssteuerungs- und Milieuparametern berücksichtigt. Eine statistische Auswertung ermöglichte die Erfassung von typischen Merkmalen und die Dokumentation von Sonderfällen.

Mit der vorliegenden Arbeit wurde eine umfassende Wissensbasis geschaffen, die die relevanten N-Verbindungen und ihre Veränderungen während der Kompostierung beschreibt. In mehr als 10 Jahren wurden insgesamt 53 Kompostierungsversuche im 100-L-Technikumsmaßstab durchgeführt. Die Ergebnisse wurden jeweils unter Berücksichtigung der Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheitsbereiche interpretiert. Die erstellten N-Bilanzen sowie die erfassten N-Umsetzungen und -Austräge zeigen, dass es bei der Kompostierung allgemeingültige Gesetzmäßigkeiten gibt, aber auch von der Art des Kompostierungssystems abhängige Unterschiede im N-Haushalt auftreten können. Die Veränderungen in den N-Bilanzen, bei den N-Komponenten des Substrates (Ammonium/Ammoniak, Nitrat, Nitrit, organischer N) sowie bei den N-Austrägen (Distickstoff, Distickstoffoxid, Ammoniakausträge in die Abluft; N-Elution mit dem Sickerwasser) wurden in Kategorien zusammengefasst. Jede Versuchsreihe wurde einer der jeweiligen Kategorien zugeordnet. Auf Basis der Kategorien konnte der N-Haushalt bei der Kompostierung schematisiert dargestellt und mit Kenngrößen verknüpft werden. Die Ergebnisse wurden zudem in Abhängigkeit von den wesentlichen Einflussgrößen dargestellt. So wurde der Einfluss von Parametern wie der Substratkomposition, der Abbaustufe, der Gaszusammensetzung, des Wassergehaltes, des pH-Wertes und der Temperatur bewertet. Als Schlussfolgerung konnte der Ablauf der wesentlichen Grundprozesse des N-Haushaltes bei der Kompostierung (Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation, Immobilisierung) erörtert werden. Weiterhin erfolgte eine Beurteilung der Kompostierung hinsichtlich der Einbindung in den globalen N-Haushalt sowie hinsichtlich der möglichen Schad- und der Nutzwirkung des N. Zudem wurden Beispiele für die weiterführende Anwendung der Ergebnisse zum N-Haushalt bei der Kompostierung in der Praxis gegeben.

1. Die Kompostierung

1.1. Überblick: Abfälle, Verfahren, Komposte

Abfälle mit hohen organischen Anteilen sind prinzipiell kompostierbar. Ihre Zusammensetzung wird von der Herkunft sowie von klimatischen, gesetzlichen, sozialen oder kulturellen Gegebenheiten beeinflusst. In der EU stammt ein Großteil der in Kompostierungsanlagen behandelten Substrate aus der Getrenntsammlung organischer Haushaltsabfälle. Weitere Quellen sind die Landschafts- und Parkpflege, die Landwirtschaft sowie Gewerbe- und Industriebetriebe. Alle in Deutschland zur Kompostierung gesetzlich zugelassenen Abfallarten sind in der Bioabfallverordnung (BioAbfV, 1998) gelistet. Kompost wird in einigen Ländern zudem auch aus gemischten Haushaltsabfällen (MSW) erzeugt. Dies ist in Deutschland nicht zulässig, da MSW-Komposte oft hohe Schadstoffgehalte aufweisen. Auch die teilweise durchgeführte Kompostierung von Klärschlämmen aus städtischen Kläranlagen ist auf Grund der Schadstoffproblematik in der Diskussion.

Die zur Kompostierung eingesetzten **Verfahren** können sich deutlich hinsichtlich der Auf- und Nachbereitungstechniken, der Rottesysteme, der Prozesssteuerung sowie der Emissionsbehandlung unterscheiden. Einen prinzipiellen Verfahrensüberblick gibt Abb. 1-1. Ausführlichere Beschreibungen sind bei Krogmann und Körner (2000) zu finden. Die Auf- und Nachbereitung kann Techniken wie Sieben, Schreddern, Sortieren, Homogenisieren und Mischen umfassen. Die Aufbereitung dient u.a. der Entfernung von Störstoffen und der Einstellung geeigneter Rottebedingungen (Kap. 1.2.). Die Nachbereitung hat im Wesentlichen die Anpassung der Produkteigenschaften an das Anwendungsgebiet zum Ziel. Zudem kann auch hier eine Störstoffentfernung erfolgen. In einer Kompostierungsanlage müssen jedoch nicht immer alle Verfahrensschritte ausgeführt werden. So entfällt die Behandlung der Emissionen oftmals, z.B. wenn die Emissionen entweder zu geringfügig sind oder wenn keine gesetzliche Vorschrift zur Behandlung besteht.

Die Rotte ist der zentrale Verfahrensschritt in einer Kompostierungsanlage. Die Rottesysteme können in zur Umwelt offene oder geschlossene Varianten unterteilt werden. Nach der Form der Substrataufschüttung oder des Reaktors kann man weiterhin in Mieten-, Tunnel-, Hallen-, Boxen-, Container-, Turm- und Trommelsysteme

differenzieren. Die Durchsatzkapazität kann ebenfalls sehr variabel sein und z.B. von unter 6 000 Mg/a bis über 180 000 Mg/a reichen (Körner und Visvanathan, 2006). Die Einstellung geeigneter Rottebedingungen (Kap. 1.2.) während der Kompostierung erfolgt im Wesentlichen durch die Steuerung der Umsetzung, Belüftung und Befeuchtung (Kap. 1.3.). Die Prozesssteuerung beeinflusst wesentlich die Kompostierungszeit. Sie kann z.B. von unter einem Monat bis über ein Jahr reichen und wird zudem durch die Abfallart und die Produktqualität bestimmt.

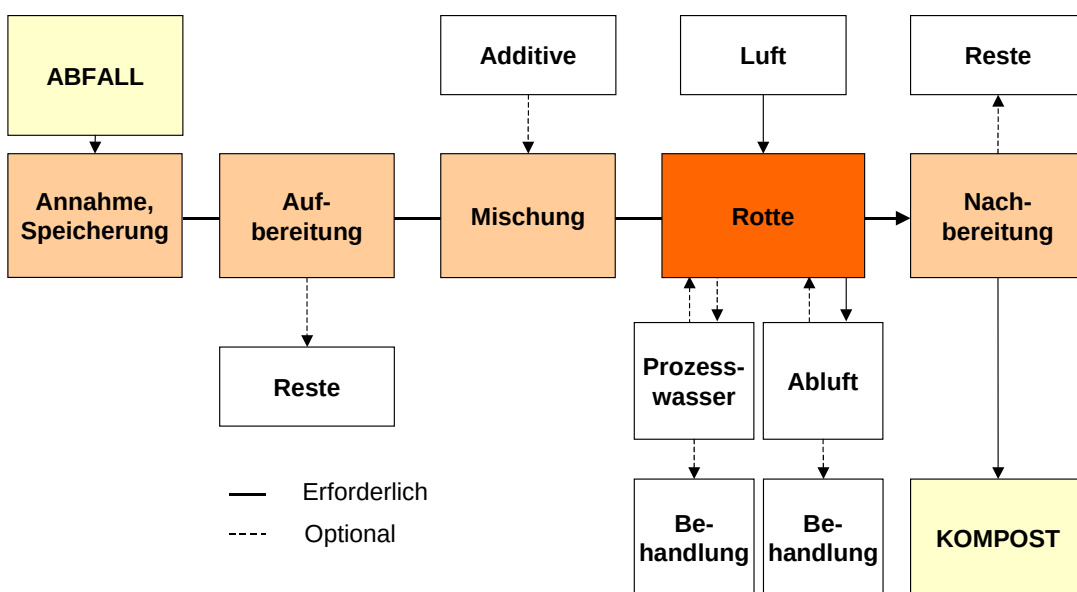


Abb. 1-1: Prinzipielle Verfahrensschritte in einer Kompostierungsanlage

Nutzbringende Eigenschaften von **Komposten** sind die Humus- und Nährstoffwirkung sowie die phytosanitäre Wirkung. Weiterhin können Komposte der Wasserspeicherung sowie der Stabilisierung und Pufferung von Böden dienen. Komposteinsatzgebiete können von der Landwirtschaft über die Pflanzenproduktion bis hin zur Forstwirtschaft und zur Hobbygärtnerei reichen. Für eine erfolgreiche Kompostanwendung spielt die Kompostqualität eine entscheidende Rolle. Die Qualitätsanforderungen sind für die einzelnen Anwendungsbereiche deutlich unterschiedlich. Die Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK, 2006) unterscheidet Frisch- und Fertigkomposte auf Basis der Rottegrade sowie Substrat- und Mulchkomposte auf Basis der Partikelgrößen. Weiterhin ist eine Deklaration wertgebender Eigenschaften wie der Nährstoffgehalte gefordert. Bei Verwendung ungeeigneter Substrate zur Kompostierung bzw. bei unsachgemäßer Herstellung oder Anwendung der Komposte sind Schadwirkungen nicht auszuschließen.

Diese können durch hohe Schwermetallgehalte, pathogene Mikroorganismen oder aber auch durch die Elution von Nährstoffen hervorgerufen werden. Maßnahmen zur Qualitätssicherung sind daher wichtig. In manchen Ländern (z.B. in Deutschland) sind einige Maßnahmen in der Gesetzgebung verankert (z.B. BioAbfV, 1998) sowie von Qualitätssicherungsorganisationen (z.B. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.) definiert worden.

1.2. Grundlagen: Phasen und Milieubedingungen

Bei der Kompostierung wird organische Substanz unter Verbrauch von Sauerstoff (O_2) und unter Abgabe von Wärme hauptsächlich zu Kohlendioxid (CO_2) und Wasser abgebaut, Huminstoffe werden aufgebaut. Die Kompostierung wird durch gemischte Bakterien- und Pilzpopulationen ermöglicht, deren Populationsdichte und Artenzusammensetzung sich im Verlaufe des Prozesses verändert. Viele Studien zu Charakteristik der Sukzession wurden durchgeführt. Es wurden verschiedenste aerobe und anaerobe Bakterien, Actinobacteria, Pilze sowie nitrifizierende und denitrifizierende Bakterien isoliert. Obwohl einige, für bestimmte Kompostierungsphasen typische Organismen bekannt sind, gilt das Wissen über die qualitativen und quantitativen Aspekte der Mikrobiologie bei der Kompostierung als unzureichend (u.a. Sundh und Rönn, 2002; Tiquia und Michel, 2002; Riddech et al., 2002; Chroni et al., 2006).

Die Kompostierung wird nach Flemming und Faulstich (1995) in verschiedene, durch ihre Temperaturentwicklung charakterisierte **Phasen** eingeteilt. Diese resultieren aus dem aeroben Abbau organischer Substanz (siehe Textfeld: Temperatur). In jeder Phase werden andere Substratkomponenten abgebaut und eine unterschiedliche, durch den Rottegrad charakterisierte Produktqualität erreicht (Abb. 1-2). Während dieser Phasen ändert sich auch die Mikroorganismenpopulation sukzessive in Abhängigkeit vom Abbaugrad und den jeweils herrschenden Milieubedingungen. In der Anfangsphase herrschen mesophile Organismen vor (z.B. säureproduzierende Bakterien und zuckerverwertende Pilze). Mit dem Übergang in die thermophile Phase vollzieht sich ein Artenwechsel hin zu einem weniger breiten Spektrum von thermophilen Bakterien und Actinobacteria und nur einigen thermophilen Pilzen. Bei 65 °C haben sich Pilze im Allgemeinen vollständig zurückgezogen. Bei noch höheren Temperaturen ziehen sich dann auch Actinobacteria zurück. Bei Temperaturen im Selbstlimitationsbereich (um

75 °C) ist die Artenvielfalt sehr eingeschränkt und es dominieren *Bacillus* spp.. Mit den in der Abkühlungsphase sinkenden Temperaturen besiedeln Mikroorganismen, die durch Sporen und Konidienbildung überlebt haben bzw. die von außen eingetragen wurden, das Substrat wieder. In der 2. mesophilen Phase herrschen insbesondere Pilze vor, da sie an die schwerer abbaubaren Substratkomponenten und die tendenziell geringere Substratfeuchte angepasst sind (Finstein und Morris, 1975; Niederbacher, 1981; Kutzner und Jäger, 1994; Flemming und Faulstich, 1995).

Die Entwicklung erhöhter Temperaturen während der Kompostierung ist sehr wichtig, da hierdurch eine Hygienisierung des Substrates – also eine Abtötung bzw. Inaktivierung von pathogenen Mikroorganismen – erreicht werden kann (Abb. 1-2).

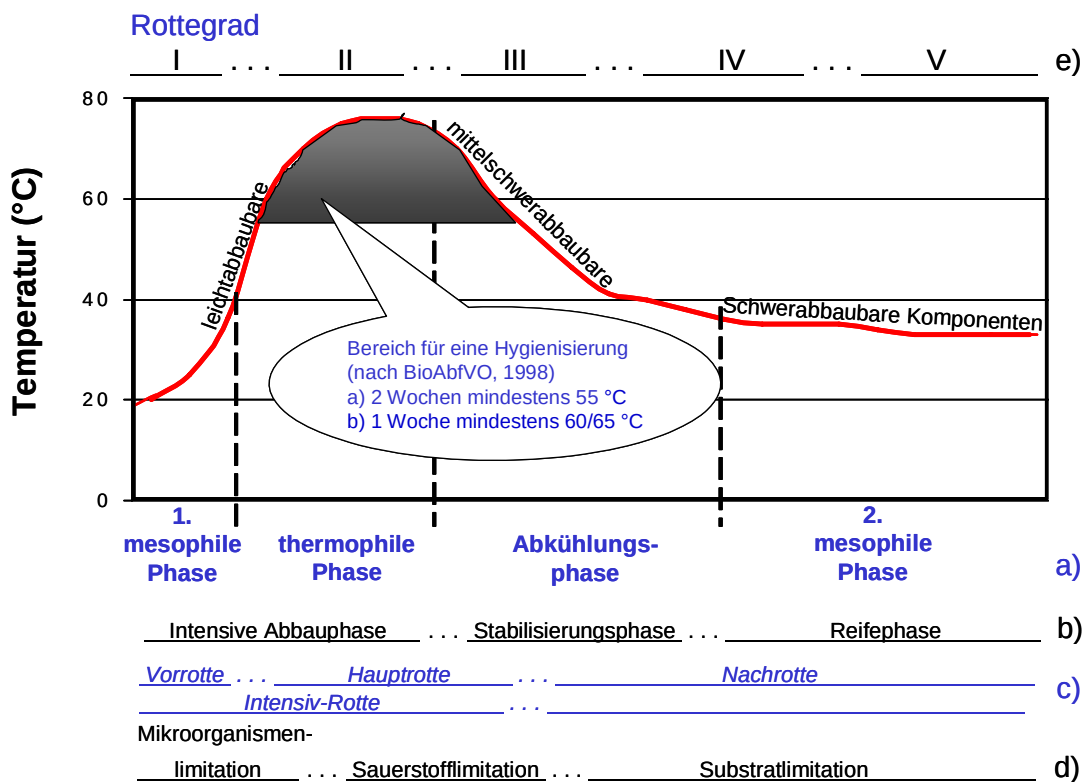


Abb. 1-2: Phasen einer Kompostierung: Terminologie bezüglich der
a) Temperaturen; b) Ab- und Aufbauvorgänge; c) Verfahrensstufen
in der Kompostierungsanlage; d) Limitationen e) Produktqualität

Abb. 1-2 zeigt, dass die Kompostierung neben den durch die Temperatur charakterisierten Phasen (Abb. 1-2 a) auch in Phasen bezüglich der Ab- und Aufbauvorgänge (Abb. 1-2 b), der limitierenden Komponenten (Abb. 1-2 d) und des Rottegrades des Produktes (Abb. 1-2 e) untergliedert werden kann (z.B. Flemming und Faulstich, 1995; Kutzner, 2000; Schuchardt, 2000). Weiterhin werden in

Kompostierungsanlagen häufig Phasenbezeichnungen entsprechend der Verfahrensstufe gewählt (Abb. 1-2 c). Die Zuordnung verschiedener Phasenbezeichnungen zu den Verfahrensstufen wird im folgenden Textfeld erläutert.

Zuordnung der Kompostierungsphasen zu den Verfahrensstufen

Die Intensivrotte entspricht in etwa der thermophilen Phase. In ihr erfährt das Rohmaterial (Rottegrad I) die größte Volumenreduzierung und wird hygienisiert. Das Produkt ist ein Frischkompost (Rottegrad II-III). Als Vorrotte wird im Allgemeinen der Beginn der Intensivrotte bezeichnet, sofern er in einem separaten Technologieschritt durchgeführt wird. Die Vorrotte dient im Wesentlichen der Hygienisierung und umfasst insbesondere die geruchsintensivste Rottephase. Die Hauptrotte schließt sich an die Vorrotte an. Die Haupt- bzw. Intensivrotte gilt in geschlossenen Systemen in der Regel als beendet, wenn der Kompost den Reaktor verlässt. Der Rottegrad liegt dann zumeist zwischen II und IV. In offenen Systemen kann das Ende der Haupt- bzw. Intensivrotte über den Rottegrad beschrieben werden. Mit den Rottegraden von II bis III liegt ein vermarktungsfähiges Produkt (Frischkompost) vor. Geschlossene Systeme werden häufig nur für die Vor-, Haupt- bzw. Intensivrotte genutzt. Die darauf folgende Nachrotte wird häufig in offenen Mieten durchgeführt und umfasst hauptsächlich die Stabilisierungs- und Reifephase bei der ein höherwertiger Kompost mit dem Rottegrad IV-V (Fertigkompost) erzeugt wird. Teilweise werden zu Beginn der Nachrotte Temperaturen gemessen, die der intensiven Abbauphase bzw. der thermophilen Phase zuzurechnen sind. Die Rottegrade würden in diesen Fällen nur II bis III betragen.

Die Dauer und der Verlauf der einzelnen Phasen hängen von den während des Kompostierungsprozesses vorliegenden **Milieubedingungen** ab. Wesentliche Milieuparameter sind die Temperatur, das Substrat, dessen Wassergehalt und pH-Wert sowie der im System vorhandene O₂. Sie beeinflussen den aeroben Abbau organischer Substanz sowie den Aufbau von Huminstoffen entscheidend. Die wesentlichen Milieubedingungen wurden in den folgenden Textfeldern kurz charakterisiert. In der Literatur liegen ausführlichere Zusammenstellungen u.a. von Bidlingmaier (1985, 2000), Haug (1993), Krogmann (1994), Krogmann und Körner (2000) und Martens (2003) vor.

Die Kompostierung ist in einem weiten Milieubereich möglich. Besonders wichtig sind ein ausreichendes O₂-Angebot und eine gute O₂-Verteilung im Substrat. Weiterhin sollte das Substrat weder zu trocken noch zu feucht sein. Die Temperatur sollte eine Hygienisierung (Abb. 1-2) ermöglichen. Falls die Milieubedingungen von den angegebenen Optimalbereichen abweichen, ist eine Kompostierung innerhalb der Minimal- bzw. Maximalbereiche dennoch möglich. Der Prozess wird dann jedoch verlangsamt und es können verstärkt unerwünschte Stoffwechselprodukte (z.B. Geruchsstoffe) gebildet werden. Da es während der Kompostierung zur Ausbildung verschiedenster Gradienten kommt, können Nischen mit sehr unterschiedlichen Milieubedingungen nebeneinander existieren.

Substrat

Die Substrate bestehen aus organischen und anorganischen Bestandteilen. Während die anorganischen Bestandteile größtenteils inert sind, kann die biologische Abbaubarkeit organischer Verbindungen zwischen 0 und 90 % schwanken. Man kann sie in leicht- (Zucker, Stärke, Hemicellulosen, Cellulose: z.B. in Papier), mittel- (Cellulose: z.B. in Holz, Fetten, Wachsen) und schwerabbaubare Komponenten (Lignin und andere hochmolekulare, phenolische Verbindungen) untergliedern (modifiziert nach Poincelot, 1975; Schlegel, 1992; Bidlingmaier, 2000; Martens, 2003). Proteine können zu allen Gruppen gehören, da ihre Abbaubarkeit sehr stark von der jeweiligen chemischen Struktur abhängt.

Für den Abbau benötigen die Mikroorganismen neben Kohlenstoff (C) noch weitere Nährstoffe. Phosphor (P), Kalium (K), Schwefel (S), Magnesium (Mg) und Kalzium (Ca) sind im Abfall im Allgemeinen alle in ausreichendem Maße enthalten. Nur bezüglich des N kann es eine Unterversorgung geben. Günstige C/N-Verhältnisse liegen, je nach Art des Substrates, zwischen 20 und 40 (Glathe und Farkasadi, 1966; Golueke, 1977; Bidlingmaier, 1985).

Die Morphologie des Substrates beeinflusst vor allem die Durchlüftung und damit die O₂-Versorgung. Das mit Luft gefüllte Porenvolumen muss ausreichend hoch sein. Am Anfang der Kompostierung sollte es, substratabhängig, zwischen 20 und 50 Vol. % liegen (Bidlingmaier, 1985, 2000; Schuchardt 1988; Kutzner und Jäger, 1994; Flemming und Faulstich, 1995). Im Verlauf der Kompostierung wird das Porenvolumen aufgrund der Eigenlast des Substrates und der Veränderung der Partikelformen und -größen geringer. Der Grad der Form- und Größenveränderung wird vor allem durch die Steifheit der Partikel bestimmt. Von Golueke (1977) werden für die Ausgangssubstrate Partikelgrößen unterhalb von 1 cm für holziges Material und zwischen 2,5 und 5 cm für Lebensmittelabfälle vorgeschlagen. Die Einstellung von Partikelgrößen und Porenvolumen sind ein Kompromiss zwischen ausreichender Belüftbarkeit und mikrobieller Zugänglichkeit.

Temperatur

Die Atmung ist ein wesentlicher Stoffwechselprozess des aeroben Abbaus (Abbaupformel für Glukose: Gl. 4-1 b, Kap. 4.1.3.1.). Der größte Teil der bei der Kompostierung generierten Energie wird durch diesen Prozess erzeugt (34 ATP –Adenisintriphosphat– von insgesamt 36 ATP beim Abbau von 1 Mol Glukose). Die Energie wird in Form von ATP als biologisch verwertbare Energie gespeichert. Sie wird zum Teil auch als Wärme frei, welche zur Erwärmung des Substrates führt. Hierdurch kann es zur Ausbildung des in Abb. 1-2 schematisch dargestellten Temperaturprofils kommen. Dabei ist der konkrete Temperaturverlauf jeweils von der Energiebilanz des Gesamtsystems abhängig. Den Wärmeaustrag beeinflussende Faktoren sind z.B. die Art und Menge sowie die Belüftung und die Bewegung (Umsetzung) des Substrates, die Isolierung des Systemes sowie die Umgebungsbedingungen. Die Temperatur im Substrat beeinflusst u.a. die mikrobiellen Abbauprozesse und die Hygienisierung (Abb. 1-2) aber auch die O₂-Diffusion und -Löslichkeit sowie den NH₃-Austrag (Krogmann, 1994; Schlegel, 1992; Krogmann und Körner, 2000).

Die höchsten Abbauraten findet man häufig im Temperaturbereich zwischen 52 und 60 °C. Es gibt aber auch Untersuchungen, die eine maximale biologische Aktivität im Bereich von 25 bis 45 °C belegen. Bei höheren Temperaturen wird die mikrobielle Aktivität zunehmend reduziert bis sie im Bereich von 75 bis 82 °C zum Erliegen kommt, da Mikroorganismen einer wärmebedingten Selbstlimitation unterliegen (Nell und Wichers, 1978; MacGregor et al., 1981; McKinley und Vestal, 1984; Strom, 1985; Finstein et al. 1986; Bach et al., 1984).

Sauerstoff

Für den aeroben Stoffwechsel ist die O₂-Verfügbarkeit von essentieller Bedeutung. Die zum Abbau organischer Substanz benötigte O₂-Menge ist stöchiometrisch berechenbar, wenn die chemische Zusammensetzung des Substrates bekannt ist (Krogmann und Körner, 2000). Die benötigte O₂-Menge schwankt substratabhängig zwischen ca. 1 - 4 g O₂ pro g organischer Substanz (Haug, 1993; Bidlingmaier, 1985). Der erste mesophile Bereich sowie der Temperaturbereich zwischen 50-65 °C werden als besonders O₂-bedürftig eingeschätzt (Fertig, 1981; Schuchardt, 1988; Bidlingmaier, 1985).

Zur Nutzung durch die Mikroorganismen muss der O₂ von der Gas- in die Flüssigphase übergehen. Die Angaben zum empfohlenen O₂-Gehalt in der Gasphase variieren zwischen 5 % und 20 % (Bidlingmaier, 1980; De Bertoldi et al., 1988). Die notwendige Luft kann durch Belüftung (künstliche Luftzufuhr) oder, weniger effektiv, durch Konvektion und Diffusion (natürliche Ventilation) aus der Umgebung eingetragen werden. Im Inneren von Partikeln sind jedoch auch bei guter Belüftung anaerobe Nischen vorhanden. Die Angaben zu den Partikeldurchmessern, die eine Anaerobie hervorrufen, variieren u.a. substratabhängig zwischen 0,2 mm und 5 cm (Golueke, 1977; 1987; Hamelers, 1993; Haug, 1993).

Wasser

Wasser dient den Mikroorganismen als Transportmedium für gelöste Nährstoffe. Weiterhin ermöglicht es die Abführung von Stoffwechselprodukten und die Ausbreitung von beweglichen Mikroorganismen und von Enzymen. Wasser kann zudem durch seine Masse zu Verdichtungen beitragen (Krogmann, 1994; Flemming und Faulstich, 1995; Stadtmüller, 2004).

Der für einen biologischen Abbau minimal notwendige Wassergehalt liegt zwischen 12 und 25 % der Frischsubstanz (Bidlingmaier, 1985; Schuchardt, 1988; Golueke, 1989). Darüber hinaus ist eine aerobe Abbauproduktivität in einem sehr weiten Bereich möglich. Die optimalen Wassergehalte sind substratabhängig und liegen etwa zwischen 45 und 70 % (Obrist, 1963; Poincelot, 1975; Bidlingmaier, 1985). Während der Kompostierung werden die optimalen Wassergehalte jedoch aufgrund der Veränderung der Substrateigenschaften tendenziell geringer. Wassergehalte oberhalb des Optimums reduzieren die O₂-Verfügbarkeit, so dass anaerobe Abbauprozesse ermöglicht und die aerobe Abbauproduktivität eingeschränkt wird (Krogmann, 1994; Stadtmüller, 2004). Der maximal mögliche Wassergehalt bei der eine Kompostierung stattfinden kann, wird durch die Wasserhaltekapazität des Substrates bestimmt. Er liegt substratabhängig bei etwa 50 bis 90 % der Frischsubstanz (Kutzner und Jäger, 1994). Nach Mathur, 1991 (zitiert in Flemming und Faulstich, 1985) muss das Substrat etwa zu 40-65 % seiner Kapazität mit Wasser gesättigt sein, um eine maximale aerobe mikrobielle Aktivität zu erzielen.

pH-Wert

Der pH-Wert vieler organischer Abfälle liegt im leicht sauren Bereich. Zu Beginn der Kompostierung kommt es häufig zu einer weiteren geringfügigen pH-Reduzierung (Poincelot, 1975; Krogmann, 1994; Eklind et al., 1997; Beck-Friis, 2001). Der Wechsel von der meso- zur thermophilen Phase wird häufig durch einen pH-Anstieg begleitet, der bis zu pH-Werten zwischen 8 und 9 reichen kann (Golueke, 1977; Kubocz und Grüneklee, 1995; Beck-Friis et al., 2001; Sundberg et al., 2004). Faktoren, die sich auf den pH-Verlauf auswirken, sind vor allem die Bildung und Volatilisation von organischen Säuren sowie von Basen wie Ammonium (Finstein und Morris, 1975; Beck-Friis et al., 2003).

Durch einen zu hohen (> 11) oder niedrigen (< 3) pH-Wert können die Enzyme vieler Mikroorganismen ihre Wirksamkeit verlieren (De Bertoldi et al., 1983; Haug, 1993). Aufgrund der Vielzahl der beteiligten Mikroorganismen ist der dazwischen liegende pH-Bereich für eine Kompostierung prinzipiell geeignet. Die Angaben zum Optimum liegen zwischen 6 und 9 (Flemming und Faulstich, 1995; Nakasaki et al., 1993). Teilweise wurden jedoch auch Einschränkungen der Abbauproduktivität im leicht sauren Bereich beobachtet, welche sich in einer geringen CO₂-Generierung widerspiegeln (Smårs et al., 2002).

1.3. Prozesssteuerung

Die heute in Kompostierungsanlagen angewandten Methoden zur Prozesssteuerung variieren stark. In der Regel sind die Zielgrößen der Steuerung die Milieuparameter Wassergehalt, Temperatur und O₂-Gehalt. Die Führungsglieder sind Belüftung, Umsetzung und Befeuchtung. Sie kommen im Allgemeinen allein oder in unterschiedlichen Kombinationen, zum Einsatz. Sie können optional mit Hilfe von Initial-Einstellungen gesteuert oder mit manuellen bzw. automatischen Feed-Back-Methoden geregelt werden. Diese Möglichkeiten werden im folgenden Textfeld kurz erörtert.

Möglichkeiten zur Prozesssteuerung

Die Initialeinstellung ist eine einfache Art der Prozesssteuerung zur Beeinflussung der Zielgrößen direkt durch den Anlagenoperator über die Führungsglieder. Die Betriebsweise der Führungsglieder wird zu Beginn des Kompostierungsprozesses festgelegt und unabhängig vom Prozessverlauf beibehalten.

Bei den Feed-Back-Methoden können die Führungsglieder während des Kompostierungsprozesses zum Ausgleich von Störeinflüssen geregelt werden. Hierbei werden aktuelle Messwerte für eine Regelgröße (z.B. Temperatur, O₂-, CO₂-Gehalt) fortlaufend mit den Werten einer Führungsgröße (z.B. definierte Werte für Temperatur, O₂-, CO₂-Gehalt) mit Hilfe eines Reglers verglichen. Auf Basis der ermittelten Regelabweichung wird dann die Größenordnung des Führungsgliedes über eine Stelleinrichtung (z.B. Ventil) verändert. Sofern die Messwerte für die Regelgrößen periodisch erhoben werden und die Bedienung der Stelleinrichtungen direkt durch den Operator erfolgt, kann von einem manuellen Feed-Back gesprochen werden. Wenn die Regelgrößen kontinuierlich gemessen und die Stelleinrichtungen automatisch geschaltet werden, handelt es sich um ein automatisches Feed-Back.

Die Führungsglieder Belüftung, Umsetzung und Befeuchtung beeinflussen die Milieuparameter Wassergehalt, Temperatur, O₂-Gehalt alle mehr oder weniger stark (Abb. 1-3) und sind teilweise kontraproduktiv. Im Folgenden werden sie hinsichtlich ihrer Zielstellungen und prinzipiellen Steuerungsmöglichkeiten kurz charakterisiert.

Das Hauptziel einer **Belüftung** ist die Gewährleistung der O₂-Versorgung. Sie kann jedoch auch zur Abkühlung sowie zur Trocknung des Substrates und zu Gradientenbildungen führen. Eine aktive Belüftung kann über die ins Substrat eingetragene Luftmenge charakterisiert werden. Prinzipiell sind Variationen hinsichtlich der Belüftungsintervalle (Anzahl, Dauer, Größenordnung), der Richtung (Saug-, Druckbelüftung), der Art (Frischlufte, Ablufte) und des Luftzustandes (Temperatur, Feuchte) möglich. Bei einigen Anlagen wird die Belüftung zu Beginn der Kompostierung konstant eingestellt. Häufiger erfolgt jedoch eine vorherige Festlegung der Zeitpunkte, nach der eine Veränderung der Belüftung erfolgen soll (beides Initialeinstellungen). Bei Anlagen mit Feed-Back-Optionen wird die Belüftung häufig auf Basis der O₂- bzw. CO₂-Gehalte oder der Temperaturen im Substrat bzw. in der Ablufte geregelt. Neben den Anlagen mit aktiver Belüftung gibt es weitere, welche auf Basis einer natürlichen Ventilation bzw. einer passiven Belüftung arbeiten. Bei diesen ist die zugeführte Luftmenge vergleichsweise gering und nicht steuerbar.

Durch das **Umsetzen** sollen Gradienten des Wassergehaltes, der Temperatur, des Sauerstoffs und der Substratverteilung ausgeglichen werden. Darüber hinaus führt das Auflockern des Substrates zu einer Verbesserung der Durchlüftbarkeit. Während des Umsetzens findet auch eine O₂-Zufuhr statt, die jedoch als relativ gering einzuschätzen ist. Die Qualität der Umsetzung wird durch die Umsetzaggregate (z.B. Radlader, spezielle Umsetzmaschinen) bestimmt. Weiterhin bestimmt die Anzahl der durchgeführten Umsetzvorgänge in den verschiedenen Kompostierungsphasen den Prozessverlauf entscheidend mit. Häufig wird der Umsetzrhythmus im Rahmen einer Initialeinstellung festgelegt. Ob umgesetzt werden muss oder nicht, wird jedoch auch teilweise während des Prozesses über die Geruchsentwicklung oder mit Hilfe von Messwerten hinsichtlich O₂, CO₂ oder Temperatur entschieden. Es können zudem auch bestimmte Gegebenheiten in der Kompostierungsanlage, z.B. hinsichtlich der Verfügbarkeit von Arbeitskräften und Umsetzgeräten sowie hinsichtlich des Wetters, einen Einfluss auf den Umsetzrhythmus ausüben.

Durch eine **Befeuchtung** soll die Austrocknung des Substrates während der Kompostierung verhindert werden. Die nötige Wassermenge kann bei der Umsetzung zugegeben werden. Bei manchen Anlagen ist auch eine Bewässerung während des Prozesses möglich. Teilweise werden der Bewässerungsrhythmus und die erforderliche Wassermenge auf Grundlage von Erfahrungswerten im Rahmen einer Initialeinstellung empirisch festgelegt. Es gibt jedoch auch Feed-Back-Optionen, bei denen die Bestimmung des Wasserbedarfes durch die direkte Messung der Substratfeuchte erfolgt.

Seltener wird der Wasserbedarf indirekt bestimmt, wobei für die Kalkulation die ein- und ausgetragene Wassermenge berücksichtigt wird. Zumeist wird jedoch eine sensorische Beurteilung der Substratfeuchte z.B. mit Hilfe der „Faustprobe“ durchgeführt, auf deren Basis dann über eine Befeuchtung entschieden wird.

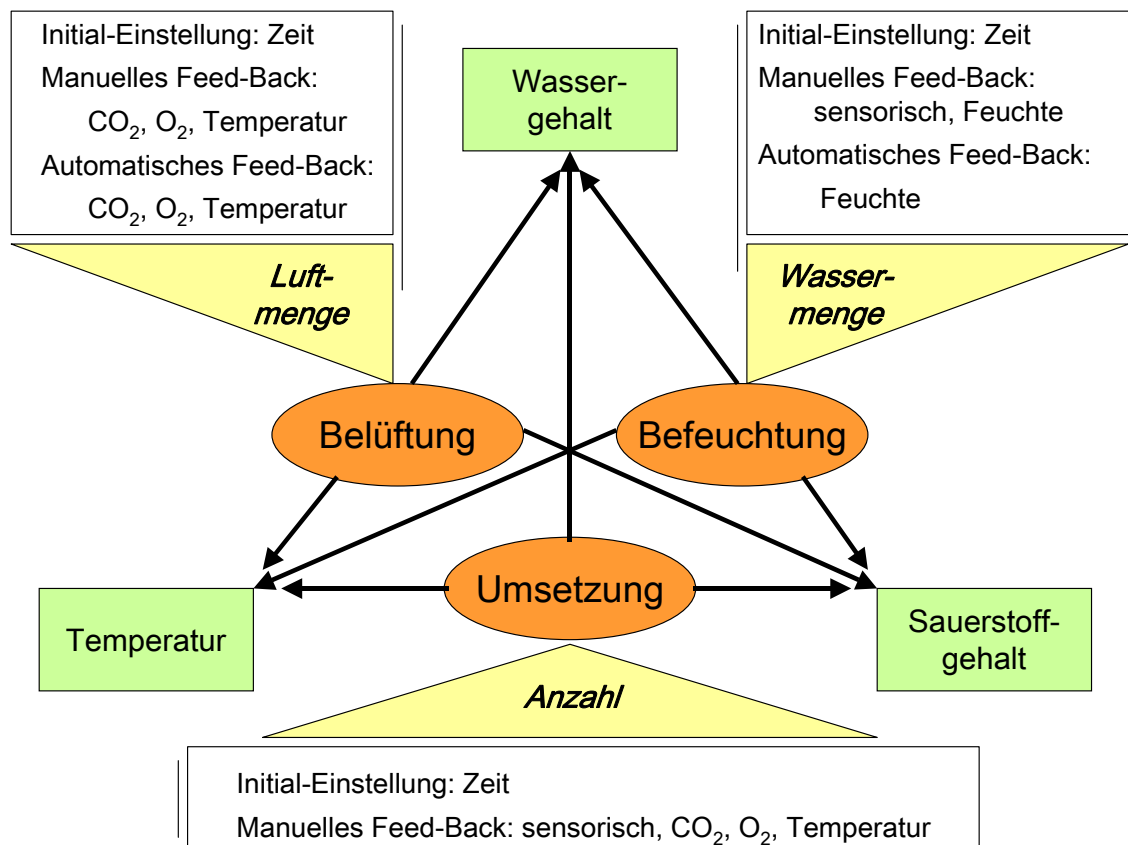


Abb. 1-3: Möglichkeiten zur Steuerung der Kompostierung unter Berücksichtigung der Führungsglieder (Belüftung, Befeuchtung, Umsetzung), der Steueroptionen (Initialeinstellung, manuelles und automatisches Feed-back) sowie der Auswirkungen auf die Milieuparameter (Temperatur, Wasser- und Sauerstoffgehalt)

Die in einer Kompostierungsanlage eingesetzte Steuerungsvariante hängt hinsichtlich der Führungsglieder, der Steueroptionen sowie der Regel- und Führungsgrößen vom Kompostierungsverfahren und der installierten technischen Ausrüstung ab, was im Allgemeinen im Zuge der Anlagenplanung festgelegt wird. Die Auswahl ergibt sich zumeist aus den regionalspezifischen Erfordernissen (z.B. hinsichtlich Hygienisierung, Kompostierungszeit, Durchsatzkapazität, Emissionsminderung, Kompostqualität, ökonomische Randbedingungen). Die Werte für die Führungsgrößen bzw. die Rhythmen und Größenordnungen der Veränderungen der Führungsglieder werden zumeist im Rahmen einer Trial- and Error-Optimierung im Anlagenbetrieb bestimmt. In vielen Kompostierungsanlagen weist die eingesetzte Steuerung bzw. Regelung jedoch noch ein erhebliches Verbesserungspotenzial auf.

2. Stickstoffströme & -umsetzungen

2.1. Der globale Stickstoffkreislauf

2.1.1. Stickstoffverbindungen

Stickstoff (N) ist in vielen Verbindungen enthalten, wobei er gasförmig, in Wasser gelöst oder als Feststoff vorliegen kann. Wesentliche anorganische N-Verbindungen sind in Tab. 2-1 aufgeführt.

Tab. 2-1: Wesentliche anorganische N-Verbindungen (Winstanley et al., 2003)

Formel	Name	Formel	Name
NH_4^+	Ammonium ¹	NO	Stickstoffmonoxid ³
NH_3	Ammoniak ¹	HNO_2	Salpetrige Säure ²
N_2H_4	Hydrazin	NO_2^-	Nitrit ²
NH_2OH	Hydroxylamin	NO_2	Stickstoffdioxid ³
N_2	Distickstoff	HNO_3	Salpetersäure ²
N_2O	Distickstoffoxid	NO_3^-	Nitrat ²

1 NH_4^+ und NH_3 liegen in wässrigen Lösungen in einem Dissoziationsgleichgewicht vor. Diese beiden, in wässrigen Lösungen vorkommenden Komponenten wurden im Folgenden zusammengefasst als $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ bezeichnet. Ihre Erfassung erfolgt als Summenparameter. In der Literatur wird dieser oft als TAN (total ammonical nitrogen) bezeichnet.

2 HNO_2 und NO_2^- sowie HNO_3 und NO_3^- liegen in wässrigen Lösungen in einem Dissoziationsgleichgewicht vor. Da dieses Gleichgewicht in vielen Ökosystemen jeweils auf der Seite von NO_2^- bzw. NO_3^- liegt, wurden im Folgenden die in wässrigen Lösungen vorliegenden Komponenten vereinfacht nur als NO_2^- bzw. NO_3^- bezeichnet.

3 NO und NO_2 wurden im Folgenden teilweise zu NO_x zusammen gefasst.

Ein Großteil der organischen N-Verbindungen geht auf Proteine bzw. Peptide zurück. Einfache Proteine ergeben nach einer Hydrolyse nur Aminosäuren (Abb. 2-1), während zusammengesetzte Proteine außer Aminosäuren noch andere Komponenten enthalten. Biogene Amine sind zudem als Abbauprodukte der Aminosäuren von Bedeutung. Aminozucker sind Bestandteil der Zellstruktur verschiedenster Mikroorganismen. Sie kommen z.B. in der Zellwand von Pilzen und Bakterien vor (Römpp, 1995).

Weitere N-haltige Polymere natürlichen Ursprungs sind die in der DNA sowie RNA enthaltenen Nukleinsäuren Guanin, Adenin, Uracil, Cytosin und Thymin (Abb. 2-1).

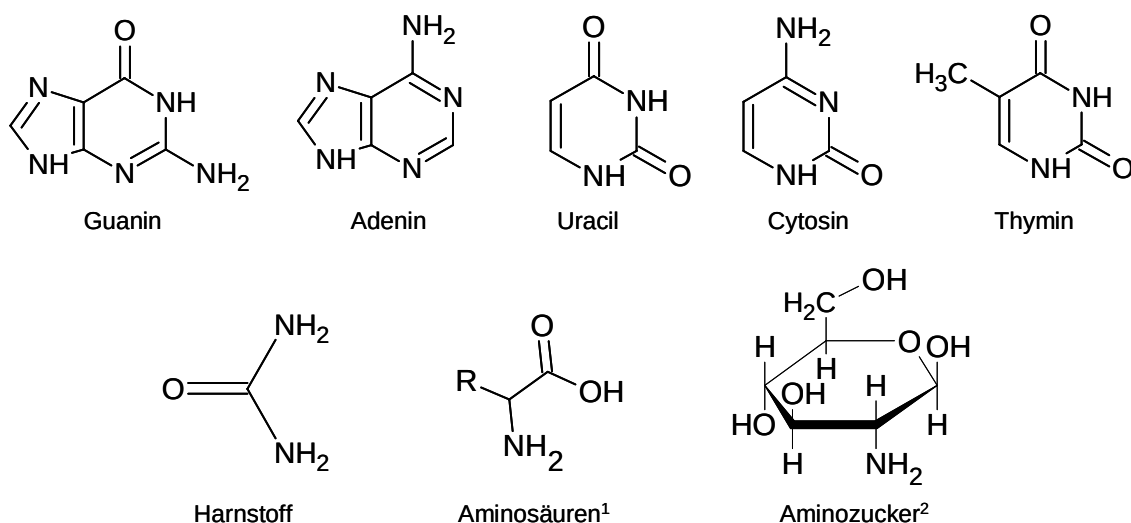


Abb. 2-1: Strukturformeln wesentlicher organischer N-Verbindungen (Römpp, 1995)

Harnsäuren, Harnstoff (Abb. 2-1) und Allantoin sind zudem als menschliche und tierische Ausscheidungsprodukte erwähnenswert.

Weiterhin kann N organisch gebunden in Huminstoffen vorliegen. Ein Modell einer Bodenhuminsäure wurde in Abb. 2-9 (Kap. 2.2.6.) dargestellt. Der bislang begrenzte Kenntnisstand zur N-Immobilisierung in Huminstoffe wurde in Kap. 2.2.6. zusammengefasst. Daneben existieren noch eine Vielzahl weiterer N-haltiger organischer Verbindungsklassen natürlicher, aber auch synthetischer Herkunft (u.a. Römpp, 1995).

¹ Der Aminosäurerest *R* enthält bei den Aminosäuren Asparagin, Glutamin, Tryptophan, Lysin, Histidin und Prolin ebenfalls N (Maldrigan et al., 1984).

² β -D-Glucosamin

2.1.2. Stickstoffpools der Erde

Die wesentlichen N-Pools der Erde sind in Abb. 2-2 dargestellt. Ein großer Anteil liegt als reaktionsträger N_2 in der **Atmosphäre** vor, wo er mit 78,8 Vol. % vor O_2 das vorherrschende Element ist. N_2 macht mehr als 99,99 % des in der Atmosphäre präsenten N aus (Falbe und Regitz, 1995; Winstanley et al., 2003). N_2O bildet mit mehr als 99 % des Restes den zweitgrößten N-Pool der Atmosphäre. Weitere N-haltige Verbindungen der Atmosphäre sind geringe Mengen an NH_4^+/NH_3 , NO_x und NO_3^- . Zusätzlich können organische N-Verbindungen vorkommen. Die atmosphärischen N-Verbindungen liegen zumeist gasförmig vor, können teilweise aber auch in Wassertropfen gelöst bzw. an Partikel gebunden sein (Winstanley et al., 2003).

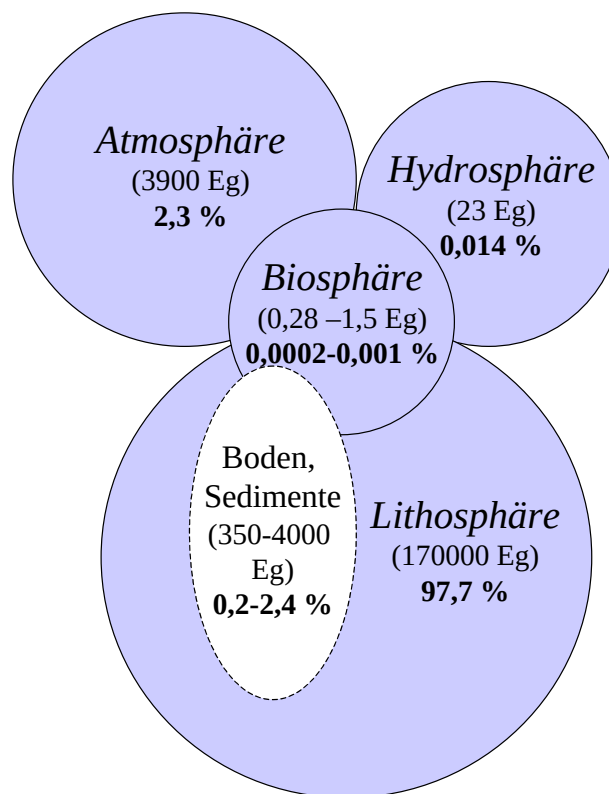


Abb. 2-2: Größenordnungen der globalen N-Pools (Daten aus Tamm, 1991; Winstanley et al., 2003; keine maßstabsgerechte Darstellung)¹

¹ 1 Eg (Exagramm) $\triangleq 10^{18}$ g

In der **Hydrosphäre** liegt N überwiegend gelöst im Wesentlichen in Form von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, NO_2^- , NO_3^- sowie organischen N-Verbindungen vor. Weiterhin können auch an Partikel gebundene organische und anorganische N-Verbindungen vorkommen. Die jeweils vorliegenden N-Konzentrationen und N-Verbindungen werden stark vom Gewässertyp und von den Umweltbedingungen beeinflusst. In Grundwässern ist häufig $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ die dominante N-Verbindung (Tamm, 1991; Burt et al., 1993).

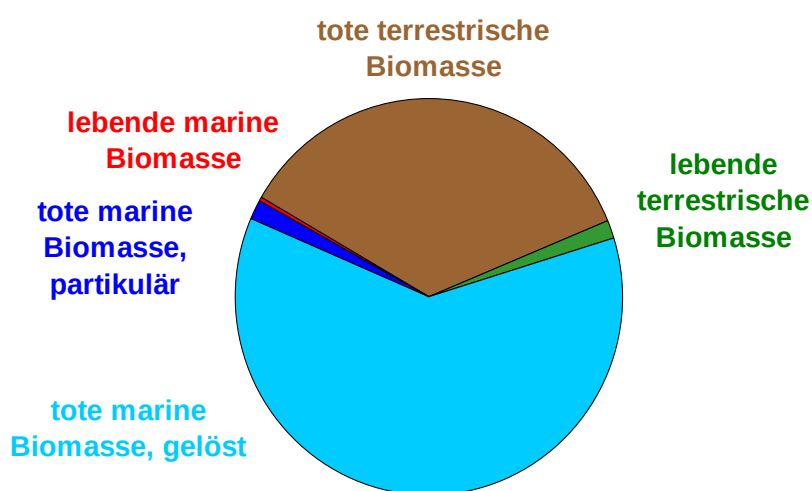


Abb. 2-3: N-Pools der terrestrischen und marinen Biosphäre (nach Daten aus Mohr, 1990; Tamm, 1991)

In der **Lithosphäre** bildet der im Erdmantel und im Erdkern enthaltene N mit ca. 96 % den größten N-Pool. Für den N-Kreislauf ist jedoch sowohl dieser als auch der in den Gesteinen der Erdkruste vorkommende N unbedeutend. In Sedimenten bilden organische Verbindungen mit ca. 80 % den wesentlichen N-Pool. Zudem ist NH_4^+ , welches eingebunden in die Kristallstruktur von Silikaten oder adsorbiert an mineralische Oberflächen vorliegen kann, von Bedeutung. Der durch Böden gebildete N-Pool ist um ein vielfaches kleiner als der durch Sedimente gebildete (N in Böden: 0,012 Eg; in Sedimenten: 400 Eg; nach Tamm, 1991). Trotzdem ist den Böden besonderes Interesse beizumessen, da hier der N besonders konzentriert und aktiv vorliegt. Fast der gesamte Boden-N liegt in organischer Form in der Humusfraktion vor. Ein geringerer N-Anteil ist mineralisch gebunden (Favre, 1991; Bahadir et al., 1995; Winstanley et al., 2003).

Die **Biosphäre** besteht aus allen lebenden und toten Organismen der Erde und durchdringt somit die 3 anderen Sphären (Abb. 2-2). Sie kann in terrestrische und

marine Biomasse unterteilt werden (Abb. 2-3). Der N der lebenden terrestrischen bzw. marinen Biomasse ist in Tieren und Mikroorganismen, vor allem aber in Pflanzen enthalten. Obwohl der N-Pool der Biosphäre der kleinste ist, hat er für den globalen N-Kreislauf die größte Bedeutung. Der Biosphären-N ist über die Nahrungskette leicht transformierbar. Ein Großteil des von Menschen und Tieren aufgenommenen N wird als Exkrement wieder ausgeschieden. Ebenso geht der N, der in toter Biomasse enthalten ist, in die anderen Sphären über. Sofern Exkremente und tote Biomasse als Folge menschlicher Aktivitäten anfallen, können sie als Abfälle bezeichnet werden. Der durch Abfälle gebildete N-Pool setzt sich im Wesentlichen aus Gülle, Klärschlämmen und Bioabfällen zusammen (Mohr, 1990; Tamm, 1991).

2.1.3. Stickstoffströme

Die Größe der N-Pools (Abb. 2-2, Kap. 2.1.2.) sagt nichts über deren Bedeutung für den N-Kreislauf aus. Die für den N-Kreislauf wesentlichen Mengen sind vor allem in toter und lebender organischer Substanz sowie in Exkrementen enthalten. Der Hauptteil des Biosphären-N kann damit Böden und Gewässern zugeordnet werden. Die wesentlichen N-Ströme zwischen den N-Pools und Sphären wurden vereinfacht in Abb. 2-4 veranschaulicht. Sie werden im Folgenden auf Grundlage der Publikationen von Mohr (1990), Tamm (1991), Winstanley et al. (2003) sowie Quant und Medrzyzcka (2004) erläutert. Auf Mengenangaben wurde dabei verzichtet, da die publizierten Daten als grobe Anhaltswerte gewertet werden müssen. Innerhalb der verschiedenen Sphären können unterschiedliche biologische, physikalische und chemische Prozesse zur Transformation von N-Verbindungen führen. In Abb. 2-4 sind die wesentlichen N-Verbindungen aufgeführt, die auch in dieser Arbeit untersucht wurden. Auf den Verlauf der N-Umsetzungen haben die Milieubedingungen einen entscheidenden Einfluss.

Der mengenmäßig größte, verfügbare N-Pool ist atmosphärischer N_2 . Mit Hilfe des mikrobiologischen Prozesses der N_2 -Fixierung (Kap. 2.2.5.) kann er in mikrobieller Biomasse eingebunden werden und gelangt somit von der Atmosphäre zunächst in die Biosphäre. Die N-haltigen atmosphärischen Spurenstoffe (Kap. 2.1.2.) können bereits in der Atmosphäre transformiert werden. Sie können über weite Distanzen transportiert werden, bevor sie als Trocken- oder Nassdeposition in die Hydro- und Lithosphäre eindringen. In der Hydrosphäre dient Wasser als Lösungsmittel und als Medium für weitere Transformationen der in Kap. 2.1.2. genannten N-Verbindungen. Gelöste N-Komponenten sowie an Boden- und Sedimentpartikel gebundene N-Verbindungen

letzendlich in Böden und Gewässern wieder. Von den Tierexkrementen emittierte sowie von Mikroorganismen produzierte gasförmige N-Verbindungen gehen in die Atmosphäre über.

Die natürlichen Transformations- und Transportprozesse bilden keinen geschlossenen N-Kreislauf. Gravierende Verluste entstehen z.B. durch Sedimentation zum Meeresboden. Im Laufe der Erdgeschichte waren die N-Pools und N-Ströme starken Veränderungen unterworfen. So bestand der atmosphärische N der frühen Erdatmosphäre vermutlich größtenteils aus NH_3 . Der ohnehin labile natürliche N-Kreislauf wird heute durch N-Ströme anthropogener Herkunft weiter beeinflusst. So wurde vor allem durch die Landwirtschaft und durch die Produktion von N-Düngern nach dem Haber-Bosch-Verfahren sowie durch die Verbrennung fossiler Rohstoffe N in den Kreislauf eingebracht. Anthropogene Emissionen und Depositionen sind insbesondere auf industrielle und intensiv landwirtschaftlich genutzte Regionen konzentriert. Obwohl anthropogene Ein- und Austräge von N wesentlich geringer als die natürlichen ausfallen, sind sie tendenziell im Steigen begriffen (Tamm, 1991; Winstanley et al., 2003).

2.1.4. Wert- und Schadstoffpotenzial von Stickstoff

2.1.4.1. Stickstoff als Nährstoff

N wird von Pflanzen, Tieren und Menschen sowie von Mikroorganismen als essentieller Nährstoff benötigt. Die Art und die Menge der aufgenommenen N-Verbindungen ist bei den einzelnen Organismen unterschiedlich. Der N dient den Organismen zum Energiegewinn und als Rohmaterial zum Aufbau und zur Erhaltung der Zellen. N wird dabei in zelleigene N-Verbindungen transformiert. Dabei sind die Proteine quantitativ am bedeutendsten. Der N-Gehalt in den Proteinen liegt bei 15-18 % (Römpp, 1995).

Wesentliche Informationen zur N-Aufnahme und -Umsetzung bei den verschiedenen Lebewesen sind in den Textfeldern zusammengestellt.

Pflanzen

In der Regel wird N von den Pflanzen als NO_3^- , seltener als NH_4^+ , aufgenommen. Die natürliche N-Anlieferung reicht bei Kulturpflanzen im Allgemeinen nur für niedrige Erträge, so dass man in der Landwirtschaft N-haltige Düngemittel einsetzt. Normalerweise liegen in den Pflanzen maximal 10-20 % des N anorganisch vor. NO_3^- wird in der Zelle zu NH_4^+ transformiert. Einige spezialisierte Pflanzen, die in Symbiose mit bestimmten Mikroorganismen leben, können indirekt auch N_2 verwerten, nachdem die Mikroorganismen diesen in NH_4^+ transformiert haben. NH_4^+ wird jeweils zur Bildung zelleigener Proteine genutzt. In einer grünen Pflanze befindet sich etwa die Hälfte des N der Gesamtpflanze und etwa 70 % des N der Blätter in den Chloroplasten. Besonders hohe Proteinkonzentrationen liegen in Samen und Knollen vor (z.B. Kartoffelknollen: 2 % dm (dm- Trockenmasse); Getreidekörner 10-12 % dm; Sojabohnen 36 % dm) (Strasburger et al., 1983; Finck, 1991; Schlee und Kleber, 1991; Römp, 1995).

Bakterien und Pilze

Bakterien und Pilze sind vor allem Destruenten von Proteinen und anderen organischen N-Verbindungen, die in abgestorbenen Geweben vorliegen. Proteine können durch die Mikroorganismen zu verschiedenen organischen und anorganischen N-Verbindungen umgesetzt werden. Die Umsetzungsprozesse werden ausführlicher in Kap. 2.2. behandelt. Die aus dem Abbau freigesetzten Aminosäuren können als Nährstoff für den Aufbau von Zellproteinen genutzt werden. Viele Mikroorganismen sind auch in der Lage NH_4^+ und zum Teil NO_3^- bzw. NO_2^- als Bausteine zu verwenden. Im Zuge der metabolischen Prozesse können gasförmige N-Verbindungen wie N_2 , NH_3 , N_2O und NO_x entstehen, die an die Umgebung abgeschieden werden. Der Proteingehalt bakterieller Trockenmasse liegt im Allgemeinen zwischen 50 und 60 % dm, der pilzlicher Trockenmasse zwischen 24 und 40 % dm enthält. Weitere N-Komponenten bakterieller und pilzlicher Biomasse wurden in Kap. 2.2.6. aufgeführt. Der N-Gesamt-Gehalt liegt für Bakterien zwischen 10 und 14 % dm und für Pilze zwischen 3 und 10 % dm (Kleber und Schlee, 1987; Paul und Clark, 1989; Haider, 1992; Schlee und Kleber, 1991; Haug, 1993).

Tiere und Menschen

Tiere und Menschen müssen proteinhaltige Substanzen konsumieren. Die für erwachsene Menschen empfohlene, durchschnittliche Proteinaufnahme liegt in der Größenordnung von 0,8 g pro kg Körpergewicht und Tag. Die Proteine werden im Verdauungstrakt zum großen Teil in Aminosäuren zerlegt. Ein Teil der Aminosäuren wird in den Körperzellen zu körpereigenen Stoffen anabolisiert. Die Proteingehalte der organischen Substanzen von Tieren und Menschen variieren in Abhängigkeit vom Organ (z.B. menschliches Blut - 21 % der Trockenmasse (dm); Fisch - 16-18 % dm; Rindfleisch - 19 % dm; Rinderknochen - 30 % dm; Haut - 90-97 % dm). Mit der Nahrung aufgenommene, nicht abgebaute Proteine werden mit dem Kot ausgeschieden. Überschüssige Aminosäuren werden katabolisiert, wobei u.a. auch N-Verbindungen wie Harnsäure, Harnstoff, $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ und Allantoin entstehen. Diese werden ebenfalls ausgeschieden (Römp, 1995; Encarta, 2003).

2.1.4.2. Stickstoff als Schadstoff

Wesentliche anthropogene N-Emissionen entstehen vor allem durch Verbrennungsprozesse, den Einsatz von Düngemitteln, durch die Tierproduktion sowie durch die vom Menschen ausgeschiedenen Exkremente (Tamm, 1991). Im Allgemeinen besitzen alle organischen und anorganischen N-Verbindungen bei zu hohen Gesamtemissionen ein Schädigungspotenzial, da ihre Transformation in schädliche N-Komponenten prinzipiell in allen Sphären erfolgen kann.

Zu den gasförmigen N-Emissionen mit direkter Schadwirkung im Bereich der Atmosphäre zählen NO_x , N_2O sowie NH_3 . Diese Komponenten bzw. ihre Reaktionsprodukte können nach ihrer Deposition zudem indirekt schädigende Wirkungen auf Böden und Gewässer ausüben. Direkte Einträge von N-Verbindungen in die Litho- und Hydrosphäre können zur Eutrophierung und Überdüngung von Gewässern und Böden führen. NO_3^- und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ kann auch direkt schädigend auf Organismen wirken. Der Ursprung von anthropogenen N-Verbindungen und ihre Schadwirkungen werden in folgenden Textfeldern näher erläutert.

Stickoxide (NO_x) in der Atmosphäre

NO wird überwiegend bei Verbrennungsvorgängen in Industrie, Haushalten und Verkehr emittiert. In der Atmosphäre wird es relativ schnell zu NO_2 oxidiert. Während Inversionswetterlagen kann sich NO bzw. NO_2 (NO_x) in erheblichem Maße in der Atmosphäre anreichern.

Bei Sonneneinstrahlung können photochemische Reaktionen unter Beteiligung von NO_x zur Bildung des giftigen Ozons führen („*Photosmog*“). Erhöhte Ozongehalte in bodennahen Atmosphärenschichten können zu Gesundheits- und Vegetationsschäden führen (Förstner, 1990; Meyers, 1995). NO_x ist weiterhin an der Entstehung von „*saurem Regen*“ beteiligt, da die Oxidation von NO_2 zur Bildung der starken Säure HNO_3 führen kann (Tamm, 1991). Saurer Regen kann ebenfalls Vegetationsschäden hervorrufen.

Ammoniak (NH_3) in der Atmosphäre

NH_3 entsteht zum überwiegenden Teil als Folge von Intensivtierhaltung und Düngemiteleinsatz. Industrielle NH_3 -Emissionen entstehen insbesondere bei der Herstellung von NH_3 , von N-haltigen Düngemitteln, von Soda sowie bei der Braunkohleverkokung. Der Rest entstammt Verbrennungsprozessen in Industrie, Verkehr und Haushalten (UBA, 1994; Starmans und Van der Hoek, 2007).

Das korrosiv wirkende NH_3 kann Schleimhäute und Augen reizen sowie toxisch wirken. Vor allem ist es jedoch sehr geruchsintensiv (Meyers, 1995; Römpf, 1995).

Distickstoffoxid (N_2O) in der Atmosphäre

Hauptemissionsquellen für N_2O sind die Land-, die Abwasser- und die Abfallwirtschaft sowie industrielle Produktionsprozesse (insbesondere die Adipinsäureherstellung). Sonstige N_2O -Emissionen entstehen bei der Verwendung von N_2O als Narkosemittel sowie bei Verbrennungsprozessen in Industrie, Haushalten und Verkehr (UBA, 1994).

Durch die Adsorption langwelliger Strahlung vermindert N_2O die Wärmeabstrahlung ins All. Es trägt hierdurch zum „Treibhauseffekt“ und damit zur Erwärmung des Globalklimas bei (Encarta, 2003). Weiterhin ist N_2O am Abbau der Ozonschicht in der Stratosphäre beteiligt. Durch das „Ozonloch“ wird die Filterwirkung der oberen Atmosphärenschicht für kurzwellige UV-Strahlung geschwächt (Mengis, 1995). Hierdurch ist vor allem mit einer Erhöhung der Mutationsraten und der Hautkrebserkrankungen zu rechnen (Meyers, 1995).

N-Verbindungen in Gewässern

N-Verbindungen werden vor allem aus intensiv gedüngten landwirtschaftlichen Flächen durch Auswaschung in Gewässer eingetragen. Eine weitere wesentliche Eintragsquelle sind die N-Verbindungen des Braunwassers, welche entweder direkt als Siedlungsabwasser oder indirekt über Kläranlagen in Gewässer eingeleitet werden können. Industrielle Abwässer stellen eine weitere nicht zu vernachlässigende Eintragsquelle dar (Carton und Jarvis, 2001).

In Gewässer eingetragene *organische oder anorganische N-Verbindungen* können bei Anwesenheit von Phosphat eine *Eutrophierung* hervorrufen. Bei einer Eutrophierung vermehren sich zunächst verstärkt Algen. Durch nachlassende Temperaturen oder durch einen Mangel an Sonnenlicht in den unteren Wasserschichten sterben die Algen später ab. Ihre mikrobielle Zersetzung entzieht dem Wasser O_2 , so dass O_2 -bedürftigen Lebewesen wie z.B. Fischen die Lebensgrundlage entzogen wird (Fabry et al., 1990; Bahadir et al., 1995).

NO_3^- und NO_2^- sind im Trinkwasser problematisch. Die direkte *toxische Wirkung* von NO_3^- ist zwar für den Menschen relativ unbedeutend. Ein Teil des NO_3^- kann aber durch im Speichel befindliche Bakterien zu NO_2^- umgesetzt werden. Zum einen kann damit Methämoglobin gebildet werden, welches insbesondere für Säuglinge toxisch ist und Blausucht hervorrufen kann. Zum anderen können sich zusammen mit im menschlichen Organismus vorhandenen Aminen Nitrosamine bilden, die im Verdacht stehen, Krebs hervorzurufen (Conrad, 1992).

Eine NH_4^+ -bedingte Versauerung von Gewässern kann zu Veränderungen ihrer chemischen Zusammensetzung führen und dadurch zu Stofflimitationen führen. Diese sowie die pH-Verschiebungen selbst können zur *Störung des biologischen Gleichgewichts* führen und u.a. zum Absterben von Pflanzen, Tieren und Mikroorganismen beitragen oder aber die Entwicklung standortfremder Organismen forcieren (Fabry et al., 1990).

Ab gewissen Konzentrationen können durch das *toxische Potenzial* von NH_3 auch direkte Organismenschäden hervorgerufen werden (Fabry et al., 1990).

N-Verbindungen in Böden

N-Verbindungen werden vor allem im Zuge einer Düngung in Böden eingetragen (Carton und Jarvis, 2001). Weiterhin kann die atmosphärische Deposition bei einigen Böden, z.B. in der Forstwirtschaft, Probleme verursachen.

Eine *Überdüngung* von Böden mit *organischen oder anorganischen N-haltigen* Verbindungen kann zu einer direkten Schädigung an den Pflanzen führen. Ein Überangebot an N kann aber auch einen Mangel der übrigen Nährstoffe zur Folge haben (Prinz und Krause, 1987).

NH_4^+ kann in Böden zu einer *Versauerung* führen, welche wiederum Aluminiumionen freisetzt. Diese können einerseits direkte Schäden an Pflanzen verursachen, andererseits die Auswaschung von anderen Kationen und damit Nährstoffverluste fördern (Bahadir et al., 1995). Weiterhin können, wie bereits im vorhergehenden Textfeld für NH_4^+ in Gewässern beschrieben, *Störungen des biologischen Gleichgewichts* auftreten (Fabry et al., 1990).

2.2. N-Umsetzungsprozesse

2.2.1. Überblick

Im folgenden Kapitel werden die wesentlichen, aus verschiedenen Lebensräumen bekannten N-Umsetzungsprozesse beschrieben. Diese umfassen die Ammonifikation (Kap. 2.2.2.), die Nitrifikation (Kap. 2.2.3.), die Denitrifikation (Kap. 2.2.4.) die N-Fixierung (Kap. 2.2.5.) sowie die N-Immobilisierung (Kap. 2.2.6.). Die Charakteristik erfolgte im Hinblick auf die Reaktionswege, die beteiligten Mikroorganismen und die erforderlichen Milieubedingungen. Weitere prinzipiell mögliche N-Umsetzungsprozesse sind die anaerobe Ammoniumoxidation sowie der abiotische N-Abbau (Kap. 2.2.7.). Zu diesen Prozessen ist der Kenntnisstand jedoch vergleichsweise gering.

2.2.2. Ammonifikation

Der mikrobielle Abbau von organischen N-Verbindungen zu $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ wird als Ammonifikation bezeichnet. Eine Ammonifikation ist immer zu erwarten, wenn Mikroorganismen Proteine als Energie- und C-Quelle nutzen. Sie kann durch eine

Vielzahl sehr unterschiedlicher aerober und anaerober Mikroorganismen ausgeführt werden (Robertson und Kuenen, 1992; Buchheister, 2002). In einem ersten Schritt, der Proteolyse (1), werden Aminosäuren von Proteinen abgespalten. Danach erfolgt die Desaminierung (2) wobei NH_3 bzw. NH_4^+ als wesentliches Abbauprodukt entsteht. Neben Aminosäuren können auch Amine und Säureamide desaminiert werden (Schlegel, 1992). Ob die Ammonifikationsprodukte NH_3 und NH_4^+ im Substrat verbleiben oder aus dem System ausgetragen werden, bestimmen vor allem chemisch-physikalische Reaktionen (3). Anorganische N-Verbindungen können ebenfalls ammonifiziert werden. Dieser Prozess wird als Nitratammonifikation bezeichnet. Hierbei wird NO_3^- zu NH_4^+ biologisch umgesetzt (4).

(1) Abbau zu Aminosäuren: Proteolyse

Proteine bzw. Peptide werden im Zuge der Proteolyse zunächst extrazellulär in Polypeptide, Oligopeptide bzw. Aminosäuren gespalten. Exoenzyme (Proteasen: Proteinasen bzw. Peptidasen) katalysieren hierbei die hydrolytische Aufspaltung der Peptid-Bindungen (Abb. 2-5).

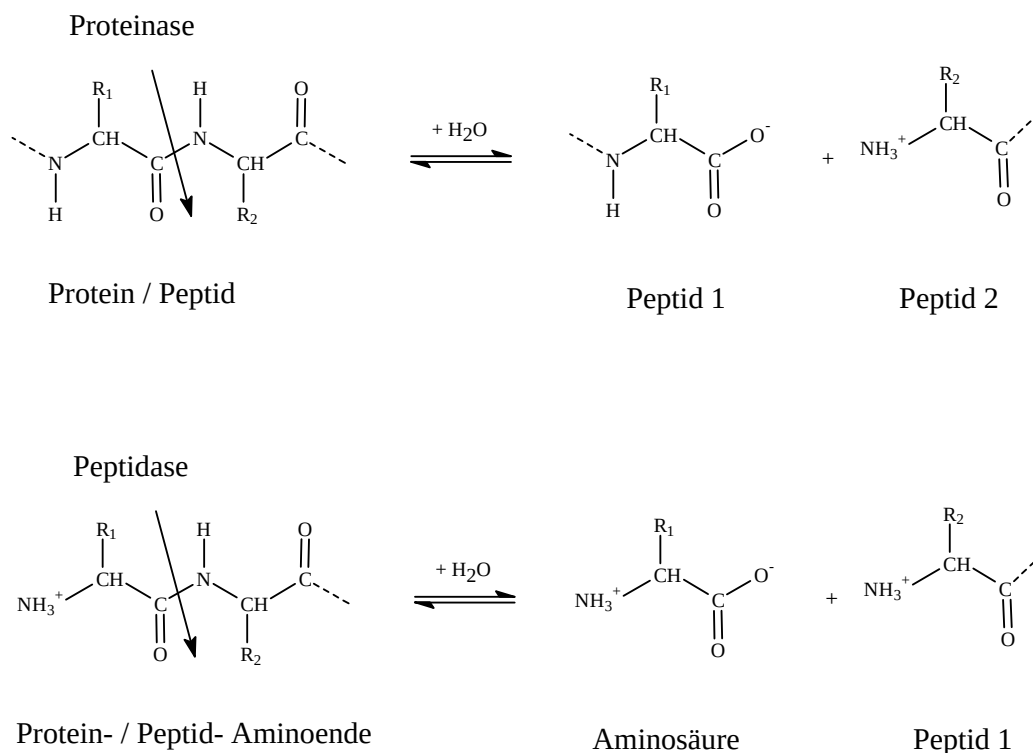


Abb. 2-5: Reaktionen bei einer Proteolyse (ergänzt nach Kleber und Schlee, 1987)

Oben: Spaltung der Proteine

Unten: Abspaltung von Aminosäuren

Dabei dienen Proteinasen der Hydrolyse der Peptidbindung innerhalb eines Makromoleküls, während Peptidasen eine Abspaltung an den Enden der Makromoleküle bewirken (Kleber und Schlee, 1987). Der überwiegende Anteil der Bakterien und Pilze kann Proteasen produzieren (Schlegel, 1992). Die Mikroorganismen können die Spaltprodukte über ihre Zellwände aufnehmen.

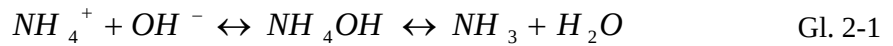
Im Cytoplasma aller Lebewesen sind intrazelluläre Proteasen vorhanden. Durch sie können Peptide im Zellinneren weiter bis zu Aminosäuren abgebaut werden. Die Aminosäuren werden dann entweder in Zellproteinen immobilisiert (Kap. 2.2.6.) oder sie werden desaminiert. Gegebenenfalls kann zunächst auch erst eine Transaminierung erfolgen, bei der ein anderer Aminosäuretyp gebildet wird (Kleber und Schlee, 1987; Schlegel, 1992; Krämer und Sprenger, 1993; Falbe und Regitz, 1995).

(2) *Abbau zu NH_4^+ bzw. NH_3 : Desaminierung*

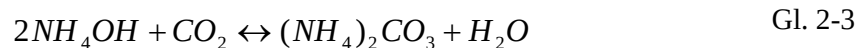
Unter einer Desaminierung versteht man die Abspaltung der Aminogruppe aus einer Aminosäure aber auch aus Aminen oder Säureamiden (Schlegel, 1992; Falbe und Regitz, 1995). Der Aminosäure-N wird dabei in NH_4^+ bzw. NH_3 überführt. Die Desaminierung dient unter anderem dem Gewinn von NH_4^+ als Baustein für eine Biosynthese sowie dem Energiegewinn.

Der verbreitetste Typ des Aminosäureabbaus ist die oxidative Desaminierung (Schlegel, 1992). Hierbei können Aminosäuren durch relativ unspezifische Aminosäureoxidasen unter Verwendung von molekularem Sauerstoff bis zu Oxocarbonsäuren und NH_3 abgebaut werden (Abb. 2-6 a; Schlee und Kleber, 1991; Krämer und Sprenger, 1993). Eine oxidative Desaminierung kann aber auch durch NADP^+ -abhängige Dehydrogenasen¹ katalysiert werden (Abb. 2-6 b), was insbesondere für die in der Natur weit verbreitete Glutaminsäure ein wesentlicher Abbauweg ist (Krämer und Sprenger, 1993; Falbe und Regitz, 1995). Als Beispiel einer nicht oxidativen Reaktion ist der Abbau von Aminosäuren (z.B. von Serin, Theorin) mit Hilfe von Dehydratasen zu nennen (Krämer und Sprenger, 1993). Ein Beispiel für den nicht oxidativen Abbau eines Säureamides ist die Harnstoffhydrolyse mit Hilfe von Ureasen. Urease wird von einer Vielzahl von Bakterien gebildet (Schlegel, 1992).

¹ NADP^+ - Nicotinamidadeninukleotidphosphat



$$NH_3 - N = NH_4^+ - N \cdot \frac{10^{pH}}{e^{\frac{6344}{T+273,15}} + 10^{pH}} \quad \text{Gl. 2-2}$$



$$c[NH_3]_{Gas} = \frac{c[NH_4^+ + NH_3]_{Lösung}}{K_V + \frac{V_{Gas}}{V_{Lösung}}} \quad \text{Gl. 2-4}$$

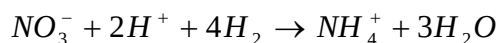
Eine Gleichgewichtsbeziehung besteht auch zwischen dem NH_3 in der wässrigen Lösung und dem in der umgebenden Gasphase (Fenn et al., 1981; Norlin et al., 2002). Im Gegensatz zu NH_4^+ kann das stechend riechende NH_3 als Gas aus dem Substrat entweichen. Die Gleichgewichtskonzentration in der Gasphase ($c[NH_3]_{Gas}$) ergibt sich nach Gl. 2-4 (Norlin et al., 2002) in Abhängigkeit von der NH_4^+/NH_3 -Konzentration in der wässrigen Phase ($c[NH_4^+ + NH_3]_{Lösung}$) sowie den jeweiligen Gas- und Lösungsvolumina (V_{Gas} ; $V_{Lösung}$). Der Verteilungskoeffizient (K_V) ist von der Temperatur, dem pH-Wert, der Salzkonzentration und der Ionenstärke der Lösung abhängig (Norlin et al., 2002). K_V -Werte wurden von mehreren Autoren für unterschiedliche Randbedingungen und mit verschiedenen Bestimmungsmethoden ermittelt (Hales und Drewes, 1979; Dasgupta und Dong, 1986; Norlin et al., 2002; siehe auch Kap. 4.2.3.2., Teil 2).

(4) **Nitratammonifikation**

Eine Nitratammonifikation kann assimilatorisch (Gl. 2-5) oder dissimilatorisch (Gl. 2-6) erfolgen. NO_3^- wird dabei bei beiden Prozessen biologisch zu NH_4^+/NH_3 umgesetzt (Simek, 2000; Page et al., 2003).

Viele Mikroorganismen assimilieren bevorzugt NH_4^+ anstatt NO_3^- . Manche Mikroorganismen können daher das für ihre Biosynthese benötigte NH_4^+ aus NO_3^- produzieren. Häufig wird die **assimilatorische Nitratammonifikation** bei Vorhandensein von NH_4^+ inhibiert, jedoch nicht immer. Sie ist im Allgemeinen ein sehr langsamer Prozess und es wird nur so viel NH_4^+ produziert, wie für das Zellwachstum benötigt wird. Eine assimilatorische Nitratammonifikation kann unter verschiedensten,

jedoch häufig NH_4^+ limitierten Milieubedingungen stattfinden. Sie wurde relativ häufig in Böden beobachtet (Payne, 1973; Buresh et al., 1976; Cole, 1978; Cole und Brown, 1980; Tiedje et al. 1981; Rochester et al., 1992).



Gl. 2-5



Gl. 2-6

Bei einer **dissimilatorischen Nitratammonifikation** wird NO_3^- als terminaler Elektronenakzeptor für die Atmung genutzt. Als Zwischenprodukte können NO_2^- , Nitroxyl (NOH) bzw. Hydroxylamin (NH_2OH) auftreten. Obwohl sie im Allgemeinen ein anaerober Prozess ist, kann sie auch in Gegenwart von geringen O_2 -Konzentrationen stattfinden. Es wurde zudem auch von Prozessen berichtet, die unter aeroben Bedingungen abliefen. Eine Vielzahl von Bakterien ist zur dissimilatorischen Nitratammonifikation befähigt (z.B. *Aeromonas*, *Vibrio*, *Enterobacteriaceae*, *Bacillus*, *Clostridium*, *Arthobacter* spp.). Die Abbauewege können jedoch artabhängig variieren. Eine dissimilatorische Nitratammonifikation wurde häufig in Sedimenten und Gewässern, aber auch in Böden beobachtet (Knowles, 1982; Tiedje et al., 1982; Bonin et al., 1989; Brons und Zehnder, 1991; Robertson und Kuenen 1992; Bonin, 1996; Page et al., 2003; Eschbach et al., 2003).

Milieubedingungen

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die Ammonifikation organischer Verbindungen, da dieser Prozess der quantitative bedeutendste Ammonifikationsprozess ist. Wenn Proteine oder andere ammonifizierbare N-Verbindungen vorhanden sind, kann eine Ammonifikation stattfinden. Eine Vielzahl von Mikroorganismen ist in einem sehr weiten Milieubereich zur Ammonifikation befähigt (Schlegel, 1992; Falbe und Regitz, 1995). Die Milieubedingungen sind vor allem von Bedeutung, da sie die Löslichkeiten von NH_4^+ bzw. NH_3 in Wasser sowie für die Lage der Gleichgewichte zwischen NH_4^+ und NH_3 in der Lösung sowie zwischen NH_3 in der Lösung und in der Gasphase beeinflussen. Der Kenntnisstand zum Einfluss der Milieubedingungen kann wie folgt zusammengefasst werden:

Sauerstoffgehalt/ Belüftung

Sowohl die Proteolyse als auch die Desaminierung können sowohl im aeroben als auch im anaeroben Milieu ablaufen (Britannica, 2002). Der O_2 -Gehalt beeinflusst also die biologische NH_4^+/NH_3 -Bildung nicht entscheidend. Nur der mögliche, aber nicht zwingend erforderliche Zwischenschritt der Decarboxylierung erfolgt vorwiegend im anaeroben Milieu (Schlegel, 1992).

Eine Belüftung kann jedoch deutliche Einflüsse auf die chemisch-physikalischen Reaktionen des NH_4^+ bzw. NH_3 ausüben. So forciert eine Belüftung das Entweichen von NH_3 aus dem Substrat auf Grundlage von Gl. 2-4. Eine Belüftung kann den NH_3 -Austrag nach Gl. 2-2 auch indirekt beeinflussen, da sie die Temperatur sowie den pH-Wert des Substrates verändern kann. Durch einen über die Belüftung verursachten NH_3 -Austrag wird eine Neueinstellung des Gleichgewichtes von Gl. 2-1 erzwungen. Hierdurch wird NH_4^+ in NH_3 überführt und kann dadurch ebenfalls über die Abluft ausgetragen werden.

Temperatur

Bei Temperaturen nahe dem Gefrierpunkt findet eine Ammonifikation im Allgemeinen nur in sehr geringem Umfang statt. Ihre Leistungsfähigkeit nimmt mit steigender Temperatur zu und hat ihr Optimum im Bereich von 50 bis 70 °C. Darüber liegende Temperaturen inaktivieren einen großen Teil der Mikroorganismen und schränken somit auch die Ammonifikationsprozesse ein (Scheffer und Schachtschnabel, 2002).

Auf Grund verschiedener chemisch-physikalischer Reaktionen kann die Temperatur hinsichtlich der NH_3 -Austräge in die Gasphase zu gegenläufigen Effekten führen. Die Löslichkeit von NH_4^+/NH_3 in Wasser verringert sich mit zunehmender Temperatur (Falbe und Regitz, 1995). Dadurch kann es bei gesättigten Lösungen zur Bildung von Salzen kommen (z.B. Gl. 2-3), welche über eine Belüftung nicht aus dem System entfernt werden können. Andererseits verschiebt sich mit zunehmender Temperatur jedoch auch die Lage des NH_4^+/NH_3 -Gleichgewichtes nach Gl. 2-2 zugunsten des austragfähigen NH_3 in der Lösung. Weiterhin verändert sich der den NH_3 -Austrag in die Gasphase mitbestimmende Verteilungskoeffizient K_V (Gl. 2-4) ebenfalls zu Gunsten höherer NH_3 -Austräge bei ansteigenden Temperaturen (Norlin et al., 2002).

pH-Wert

Der optimale pH-Bereich für die Ammonifikation in Böden wird mit 5 bis 8 angegeben. Ab einem pH-Wert unterhalb von 5 nimmt die Ammonifikationsrate deutlich ab (Scheffer, und Schachtschnabel, 2002). Reduzierte Ammonifikationsraten verbunden mit einer Veränderung der mikrobiellen Population wurden bei Ganguly et al. (1999) bei hohen pH-Werten festgestellt. Eine Decarboxilierung kann dagegen nur im sauren Milieu erfolgen (Schlegel, 1992). Der pH-Wert des Systems kann durch die Ammonifikationsprozesse beeinflusst werden, da das Ammonifikationsprodukt NH_3 leicht basisch ist.

Der pH-Wert beeinflusst ebenfalls den Ablauf der chemisch-physikalischen Reaktionen. Ein hoher pH verschiebt die Lage des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gleichgewichtes zugunsten des NH_3 (Gl. 2-2) und reduziert den Verteilungskoeffizienten K_V in Gl. 2-4 (Norlin et al., 2002). Er begünstigt somit den NH_3 -Austrag aus wässrigen Systemen.

Wassergehalt

Die Ammonifikation ist innerhalb einer sehr weiten Spanne unabhängig vom Wassergehalt (Nuske, 1983). Bei einem Wassergehalt unterhalb von etwa 20 % der Frischsubstanz kommt jedoch jegliche mikrobielle Aktivität und damit auch die Ammonifikation zum Erliegen.

Hinsichtlich der chemisch-physikalischen Reaktionen bestimmt der Wassergehalt eines Substrates den $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Anteil der in Lösung gehen kann (Falbe und Regitz, 1995). Ein NH_3 -Austrag in die Gasphase kann nur stattfinden, wenn die Komponenten in gelöster Form vorliegen. Bei Substraten mit geringen Wassergehalten könnte die Substratlösung übersättigt werden, wodurch die Ammonifikationsprodukte verstärkt in Form von Ammoniumsalzen (z.B. Gl. 2-3) gebunden würden.

Substrat

Das Vorliegen von organischen N-Verbindungen wie Proteinen, Peptiden, Aminosäuren, Aminen bzw. Säureamiden ist die Voraussetzung für eine Ammonifikation. Die Proteine aus abgestorbenen Lebewesen werden im Allgemeinen sehr rasch ammonifiziert. Auch andere organische N-haltige Komponenten wie Harnstoff können schnell abgebaut werden (Schlegel, 1992). Der Anteil der organischen N-Verbindungen im Substrat bestimmt, ob das gebildete NH_4^+ komplett in mikrobielle Biomasse immobilisiert wird oder ob es als Metabolismusüberschussprodukt entsteht.

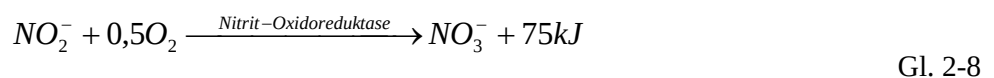
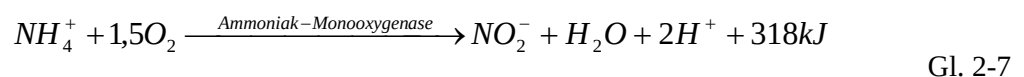
Der Verbleib von überschüssigem NH_4^+ wird maßgeblich über die Gleichgewichtsreaktionen von Gl. 2-2 und Gl. 2-4 bestimmt. Hinsichtlich der chemisch-physikalischen Reaktionen können im Substrat vorliegende Ionen bzw. Salze zudem den Verteilungskoeffizienten K_V von Gl. 2-4 beeinflussen (Norlin et al., 2002).

2.2.3. Nitrifikation

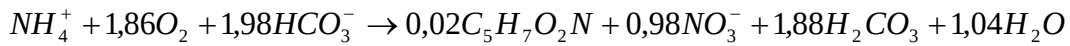
Als Nitrifikation wird im Allgemeinen die autotrophe Umsetzung von NH_4^+ über NO_2^- zu NO_3^- bezeichnet. Eine weitergefasste Definition beinhaltet die Oxidation aller anorganischen und organischen reduzierenden N-Verbindungen. Dabei werden auch die Aktivitäten heterotropher Nitrifikanten mit erfasst. Der heterotrophen Nitrifikation wurde im Vergleich zur autotrophen Nitrifikation lange Zeit eine untergeordnete Bedeutung beigemessen. Heute wird vermutet, dass sie in manchen Ökosystemen die dominierende Nitrifikationsreaktion ist (Alexander, 1960; Verstraete, 1975; Beck, 1979; Killham, 1986; Robertson und Kuenen, 1992; Zhao et al., 1999).

(1) Autotrophe Nitrifikation

Die autotrophe Nitrifikation wurde relativ intensiv untersucht. Sie ist ein zweistufiger, lithotropher Prozess. In der ersten Stufe (Gl. 2-7) wird NH_4^+ zu NO_2^- durch „Nitroso-Bakterien“ (z.B. Species von *Nitrosomonas*, -coccus, -spira, -lobus, -vibrio) oxidiert. Im zweiten Schritt (Gl. 2-8) wird NO_2^- mittels „Nitro-Bakterien“ (z.B. Species von *Nitrobacter*, -spira, -coccus, -spina) zu NO_3^- umgesetzt (Rheinheimer et al., 1988; Mudrack und Kunst, 1991; Robertson und Kuenen, 1992). Anstatt NH_4^+ bzw. NO_2^- geben einige Autoren als Ausgangssubstrate der beiden Prozessstufen die undissoziierten Formen NH_3 bzw. HNO_2 an (Suzuki, 1974; Dombrowski, 1991). Die in Gl. 2-7 und 2-8 beschriebenen Reaktionen verlaufen im Allgemeinen zeitgleich. NO_2^- kann unter Umständen jedoch auch angereichert werden (Bernet et al., 2001).



Der Gesamtprozess der Nitrifikation kann nach Gl. 2-9 zusammengefasst werden. Dabei werden die anorganische C-Quelle und die gebildete Nitrifikanten-Biomasse berücksichtigt (Campos et al., 1999).



Gl. 2-9

Im Detail laufen die in Gl. 2-7, 2-8 und 2-9 angegebenen Reaktionen komplexer ab. Es konnte z.B. nachgewiesen werden, dass Hydroxylamin (NH_2OH) ein Zwischenprodukt der NH_4^+ -Oxidation ist (Hooper, 1984).

Milieubedingungen

Obwohl die autotrophe Nitrifikation sehr gut untersucht wurde, sind die Faktoren, die sie beeinflussen, noch nicht völlig verstanden. So konnte z.B. bei Udert et al. (2003) keine vollständige NH_4^+ -Umsetzung erzielt werden, obwohl die bekannten limitierenden Faktoren ausgeschlossen wurden. Im Folgenden wurden die wesentlichen Milieubedingungen zusammengefasst.

Sauerstoff

Als oxidativer Prozess benötigt die autotrophe Nitrifikation Sauerstoff, welcher bevorzugt in molekularer Form zur Verfügung stehen sollte (Dua et al., 1979). Da autotrophe Nitrifikanten strikt aerob sind (Schmidt und Bock, 1997), ist das O_2 -Angebot geschwindigkeitsbestimmend (Beck, 1979). Die NO_2^- -Oxidierer benötigen mehr O_2 als die NH_4^+ -Oxidierer (Bernet et al., 2001; Udert et al., 2003). Während z.B. NO_2^- -oxidierende *Nitrobacter* sp. unter 2 mg O_2/L gehemmt wurden, erfolgte bei NH_4^+ -oxidierenden *Nitrosomonas* sp. auch bei Konzentrationen von 1 mg O_2/L keine nennenswerte Verlangsamung der Reaktionsgeschwindigkeit (Abeling, 1994).

Autotrophe Nitrifikanten wurden auch unter anoxischen Bedingungen detektiert (Abeliovich und Vonhak, 1992). Sie führen dann jedoch abweichende Stoffwechselprozesse durch. So gibt Simek (2000) an, dass unter O_2 -limitierten Bedingungen von autotrophen Nitrifikanten signifikante Mengen an NO und N_2O gebildet werden können. An Systeme mit häufigen Wechseln zwischen oxischen und anoxischen Bedingungen können sich autotrophe Nitrifikanten anpassen (Bodelier et al., 1996). Die autotrophen Nitrifikationsprozesse setzen dann mit der Zeit nach einer Umstellung immer schneller ein.

Substrat

Eine autotrophe Nitrifikation kann in vielen Ökosystemen auftreten. Sie wurde z.B. in Gewässern, Klärschlämmen und Böden detektiert (Bothe et al., 2000; Schmidt et al., 2002). Eine Grundbedingung für deren Auftreten ist das Vorhandensein von NH_4^+ bzw. NH_3 . Bei Untersuchungen von Okano et al. (2004) nahm die Nitrifikationsrate mit der NH_4^+ -Konzentration im Substrat zu (untersuchter Bereich: Böden bis $550 \mu\text{g N/g dm}$).

Autotrophe Nitrifikanten benötigen keinen organischen C. Dennoch wirkten sich organische C-Verbindungen in einigen Untersuchungen positiv oder negativ auf die Nitrifikationsprozesse aus. Da heterotrophe Mikroorganismen in Konkurrenz mit autotrophen Nitrifikanten häufig dominieren, könnten Hemmwirkungen aufgetreten sein. Die heterotrophen Mikroorganismen assimilieren leicht verfügbare C-Verbindungen gemeinsam mit NH_4^+ und entziehen dadurch den autotrophen Nitrifikanten das Substrat NH_4^+ . Eine beschleunigte Nitrifikation könnte darauf zurückzuführen sein, dass sich bei erhöhtem Angebot an organischem C heterotrophe Ammonifizierer verstärkt vermehren. Dadurch wird der Proteinabbau beschleunigt und das Proteinabbauprodukt $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ steht den Nitrifikanten in höheren Anteilen zur Verfügung (Beck, 1979; Hanaki et al., 1990).

Hemmstoffe

Hemmwirkungen können durch die Zwischenprodukte der Nitrifikation ($\text{HNO}_2/\text{NO}_2^-$, NH_2OH) verursacht werden. Weiterhin kann ein Überangebot an $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ stark hemmend wirken. Der Übergang von einer Substratwirkung dieser Komponenten zu einer Hemmwirkung kann schnell eintreten. Auch die Anreicherung des Nitrifikationsendproduktes NO_3^- kann zu Limitationen führen (Beck, 1979; Udert et al., 2003).

Der pH-Wert verschiebt die Gleichgewichte zwischen NH_4^+ und NH_3 sowie zwischen NO_2^- und HNO_2 . Dies kann ebenfalls Hemmungen hervorrufen. So führte z.B. eine Verlagerung zu Gunsten des NH_3 zur Hemmung von *Nitrobacter* sp. (Aleem und Alexander, 1960; Alexander, 1977; Abeling 1994).

Weiterhin wird von Hemmwirkungen durch eine Reihe von Substanzen berichtet, z.B. durch Metallionen (Beck, 1979), Nitrapyrin, Azetylen, Etridiazol (Mc Clung et al., 1983), 1-Allyl-2-Thio-Harnstoff (Jousset et al., 2001), anorganische C-Verbindungen, Phosphate und andere Salze (Udert et al., 2003) sowie Dizyanidamid (Smith et al., 1989). Zudem können leicht abbaubare organische C-Verbindungen indirekt einen hemmenden Einfluss ausüben (siehe Textfeld „Substrat“).

Der Einfluss der Hemmstoffe auf die beiden Nitrifikationsschritte (Gl. 2-7 und 2-8) kann unterschiedlich sein. So wird z.B. von Abeling (1994) beschrieben, dass die NH_4^+ -Oxidierer *Nitrosomonas* spp. wegen ihrer komplexeren Enzymsysteme empfindlicher gegenüber Hemmstoffen reagieren, als die NO_2^- -Oxidierer *Nitrobacter* spp..

Wassergehalt

Bei Substraten mit Wassergehalten unter etwa 20 % der Frischsubstanz ist eine mikrobielle Aktivität generell ausgeschlossen (Kap. 1.2). Hohe Wassergehalte können ebenfalls zur Hemmung der Nitrifikation führen, da H_2O den O_2 in den Poren verdrängt. Der optimale Wassergehalt ist substratabhängig (Alexander, 1977). In Böden wurden gute Nitrifikationsergebnisse bei Wassergehalten von 50-60 % ermittelt (Skopp, 1990). Bei organischen Modellabfällen nahm die Nitrifikation mit dem Wassergehalt im Bereich von 40 bis 60 % zu (Hwang und Hanaki, 2000).

Die Wasserhaltekapazität eines Substrates, die eine optimale Nitrifikationsleistung ermöglicht, ist nach Alexander (1977) substratunabhängig und liegt im Bereich von 50-70 %. Nach Linn und Doran (1984) ist die optimale Wasserhaltekapazität jedoch ebenfalls substratabhängig.

Periodische Veränderungen des Wassergehaltes können die Nitrifikation ebenfalls beeinflussen. So gab Beck (1979) an, dass eine Verbesserung der Nitrifikation in Böden möglich war, wenn diese abwechselnd ausgetrocknet und wiederbefeuchtet wurden.

pH-Wert

Autotrophe Nitrifikanten wurden in Ökosystemen mit pH-Werten von 4 bis über 10 detektiert. Die in Gl. 2-7 und 2-8 angegebenen Stufen der autotrophen Nitrifikation laufen im Allgemeinen optimal bei pH-Werten zwischen 6,5 und 8,0 ab. Die NH_4^+ -Oxidierer entwickeln sich nach Alexander (1977) am besten in neutraler bis alkalischer Umgebung. Die NO_2^- -Nitritoxidierer bevorzugen neutrale pH-Werte. In einigen Systemen konnten jedoch auch höher oder tiefer liegende Nitrifikationsoptima festgestellt werden. Neben der Umgebung können Adaptionseffekte das jeweilige Optimum beeinflussen (Alexander, 1977; Rheinheimer et al., 1988; Schmidt et al., 2002). Bei pH-Werten unter 6 erfolgt die Nitrifikation häufig nur noch in geringem Maße (Beck, 1979). In einigen Substraten konnten Nitrifikationen jedoch auch noch bis zu einem pH von 4,5 festgestellt werden.

Der pH-Wert kann sich zudem indirekt auf die autotrophe Nitrifikation ausüben. Der Einfluss der pH-bedingten Verschiebungen der Gleichgewichte zwischen bestimmten N-Verbindungen wurde bereits im Textblock „Hemmstoffe“ beschrieben.

Die autotrophe Nitrifikation kann infolge der Freisetzung von Protonen zu einer pH-Reduzierung im Substrat beitragen (Sanchez-Monedero, 2001).

Temperatur

Autotrophe Nitrifikanten sind in einem sehr weiten Temperaturbereich überlebensfähig. Vertreter wurden z.B. in heißen Quellen, aber auch in antarktischen Böden detektiert (Jones und Morita, 1985; Wagner et al., 2001; Hirayama et al. 2005; Lebedeva et al., 2005). Die Temperatur, die eine optimale Nitrifikation ermöglicht, muss jedoch nicht mit der optimalen Wachstumstemperatur der Organismen übereinstimmen. Nach Buchheister (2002) liegt das Wachstumsoptimum im Allgemeinen unter dem Nitrifikationsoptimum. Das Nitrifikationsoptimum variiert auch in Abhängigkeit von den sonstigen Milieubedingungen. Bei Beck (1979) und Kuntze et al. (1994) wurden Optima zwischen 15 und 40 °C angegeben. Unter 5 und über 40 °C verläuft die autotrophe Nitrifikation im Allgemeinen sehr langsam (Alexander, 1977; Kuntze et al., 1994).

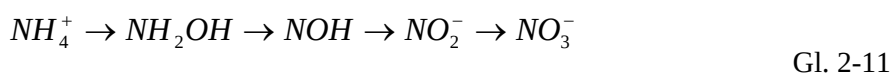
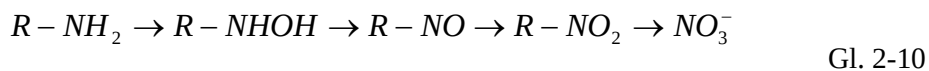
Die in Gl. 2-7 und 2-8 angegebenen Umsetzungsschritte der autotrophen Nitrifikation können temperaturabhängig unterschiedlich schnell ablaufen. So berichteten Udert et al. (2003), dass der NH_4^+ -Umsatz mit zunehmender Temperatur schneller als der NO_2^- -Umsatz stieg.

(2) Heterotrophe Nitrifikation

Der Kenntnisstand der heterotrophen Nitrifikation ist im Vergleich zur autotrophen gering. Bekannt ist, dass eine Vielzahl unterschiedlicher Mikroorganismen diesen Prozess ausführen kann. Pilze wurden dabei häufig als besonders zahlreich eingeschätzt. Zur heterotrophen Nitrifikation sind Pilze wie z.B. *Aspergillus* sowie *Penicillium* spp. und Bakterien wie z.B. *Pseudomonas*, *Bacillus* und *Streptomyces* spp. befähigt (Odu und Adeoye, 1970; Verstraete, 1975; Kilham, 1986). Eine umfassendere Auflistung ist bei Verstraete (1975) zu finden. Viele heterotrophe Nitrifikanten sind mit konventionellen Techniken nicht zu kultivieren (Brierley und Wood, 2001). Zudem ist ihre phylogenetische Diversität und ökologische Bedeutung noch weitgehend unbekannt (Nemergut und Schmidt, 2002). Hinsichtlich der Nitrifikationsleistung wurden häufig Pilze als die effizientesten heterotrophen Nitrifikanten betrachtet (z.B. Odu und Adeoye, 1970; Remacle 1977). In Untersuchungen von Brierley und Wood (2001) erwiesen sich aber Bakterien effektiver im Vergleich zu Pilzen. Die höchsten Nitrifikationsraten wurden jedoch bei der Verwendung gemischter Kulturen erreicht.

Die heterotrophe Nitrifikation kann von organischen (Gl. 2-10) oder anorganischen (Gl. 2-11) N-Verbindungen ausgehen (Verstraete, 1975). Es wird vermutet, dass einige Mikroorganismen nur an einem bestimmten Teil der Abbauketten beteiligt sind und dass die organischen N-Verbindungen zumeist durch Pilze abgebaut werden

(Alexander, 1961; Castignetti und Hollocher, 1984; Robertson und Kuenen, 1992). Verstraete (1975) gibt als mögliche Produkte des heterotrophen Abbaus NO_3^- , NO_2^- , Hydroxylamin (NH_2OH), Hydroxam-Komponenten, Aminooxide, Nitroso- und Nitro-Verbindungen an. Teilweise entstehen diese aber nur in sehr geringen Mengen. Anderson et al. (1993) detektierten zudem NO und N_2O .



Nach Kuenen und Robertsen (1988) sind viele heterotrophe Nitrifikanten auch zur Denitrifikation befähigt. Nemergut und Schmidt (2002) lieferten Hinweise darauf, dass in einem *Pseudomonas*-Stamm Gene existieren, die in beide Prozesse involviert sind.

Milieubedingungen

Die für eine heterotrophe Nitrifikation geeigneten Milieubedingungen können einen sehr großen Bereich umfassen, da viele verschiedene Mikroorganismenarten diesen Prozess ausführen können. Die Wesentlichen in der Literatur dokumentierten Beobachtungen sind im Folgenden zusammengefasst. Die wesentlichsten Randbedingungen sind das Vorhandensein oxidativer Bedingungen sowie das Vorliegen von C- und N-Quellen.

pH-Wert

Heterotrophe Nitrifikationen wurden in einem sehr weiten pH-Bereich von 3 bis 10 festgestellt (Brierley und Wood, 2001; Killham, 1986; Kiefer, 1992). In Böden läuft die heterotrophe Nitrifikation im Allgemeinen am besten bei neutralen oder leicht basischen pH-Werten ab (Brierley und Wood, 2001). Die optimalen Nitrifikations-pH-Werte einzelner Mikroorganismen können auch von diesem Bereich abweichen (z.B. 3,5 für *Verticillium lecanii*, Lang und Jagnow, 1986; 8,5 für *Aspergillus* sp., Remarcle, 1977). Die gleiche Mikroorganismenart kann zudem substratabhängig unterschiedlich auf den pH-Wert reagieren (Brierley und Wood, 2001). Das Nitrifikationsoptimum muss auch nicht mit dem Optimum für das Mikroorganismenwachstum übereinstimmen. Z.B. weist *Aspergillus* sp. ein Wachstumsoptimum von 6,5 und ein Nitrifikationsoptimum von 8,5 auf (Remarcle, 1977). Die Aktivität heterotropher Nitrifikanten beeinflusst nach Untersuchungen von Brierley und Wood (2001) auch selbst den pH-Wert im Substrat. Sie beobachteten, dass die Nitrifikationsreaktionen von einer pH-Erhöhung von 5,5 auf maximal 8,7 begleitet wurden.

Sauerstoff

Es liegen wenige Publikationen mit Hinweisen auf den Einfluss von Sauerstoff auf die heterotrophe Nitrifikation vor. Bekannt ist, dass sie eine oxidative Reaktion ist. Nach Verstraete (1975) wird die Initialoxidation durch Oxygenasen oder durch Dehydrogenasen katalysiert. Oxygenasen katalysieren dabei den Einbau von molekularem O_2 . Dehydrogenasen oxidieren durch die Abspaltung von Wasserstoff aus reduzierenden Verbindungen (Schlee und Kleber, 1991). Den experimentellen Nachweis, dass molekularer O_2 inkoooperiert werden kann, führten Verstraete und Alexander (1972) für *Arthobacter* sp.. Robertson und Kuenen (1992) stellten fest, dass einige heterotrophe Nitrifikanten am effizientesten bei niedrigen Konzentrationen von gelöstem O_2 im Substrat arbeiteten.

Substrat

In Arbeiten zur heterotrophen Nitrifikation wurden häufig Böden als Substrat verwendet. Eine heterotrophe Nitrifikation konnte zudem auch in Klärschlämmen sowie in Ab- und Gewässern nachgewiesen werden (Verstraete, 1975; Witzel und Overbeck, 1979; Robertson und Kuenen, 1992; Brierley und Wood, 2001).

Heterotrophe Nitrifikanten benötigen organische C-Quellen für ihren Stoffwechsel. Brierley und Wood (2001) untersuchten verschiedene organische C-Quellen und stellten fest, dass zwar alle C-Quellen das Wachstum heterotropher Nitrifikanten unterstützten, eine heterotrophe Nitrifikation jedoch nur bei einigen Verbindungen einsetzte (z.B. Salze organischer Säuren, Oxime, Ketoglutar säure). Die Konzentration der C-Quellen war dabei nur von geringer Bedeutung.

Die über eine heterotrophe Nitrifikation umsetzbaren N-Quellen sind vielfältig. Als Substrate können z.B. NH_3 , Amine, Oxime, Hydroxylamine, Peptone, Ammoniumsulfat, Ammoniumacetat und Aminosäuren dienen (Verstraete, 1975; Brierley und Wood, 2001). Die Zugabe bestimmter N-Quellen kann die heterotrophe Nitrifikation von N-Verbindungen stimulieren. So wurden bei Brierley und Wood (2001) höhere Nitrifikationsraten bei Verwendung eines NH_4^+ -Acetat-Mediums im Vergleich zu einem Peptonmedium erzielt. Bei Nemergut und Schmidt (2002) bewirkten NO_3^- -Zugaben höhere Umsätze eines Peptonsubstrates. Da NO_3^- eigentlich ein Produkt der Nitrifikation ist, wurde vermutet, dass NO_3^- -Reduktasen in die heterotrophe Nitrifikation involviert sind.

Wassergehalt

Mit Ausnahme sehr trockener Substrate erscheint eine heterotrophe Nitrifikation in einem weiten Feuchtebereich möglich zu sein. Sie wurde z.B. sowohl in wässrigen Lösungen als auch in Böden mit unterschiedlichen Wassergehalten beobachtet (Killham, 1986; Robertson und Kuenen, 1992). Breuer et al. (2002)¹ untersuchten die Abhängigkeit zwischen der Nitrifikationsrate und dem wassergefüllten Porenraum von Böden im Bereich von 37-62 %. Bei 60 % wassergefülltem Porenraum war teilweise keine Nitrifikation mehr feststellbar. In der Mehrzahl der Experimente wurde tendenziell eine Abnahme der Nitrifikationsrate mit zunehmender Wassersättigung festgestellt. In einem Fall stieg sie aber mit zunehmender Wassersättigung. Ähnliche Beobachtungen wurden von Ingwersen et al. (1999)¹ beschrieben.

Temperatur

Aussagen zum Einfluss der Temperatur auf die heterotrophe Nitrifikationsaktivität konnten nur wenigen Arbeiten entnommen werden. In diesen wurde vorwiegend mit Böden als Substrat gearbeitet. Der untersuchte Bereich konzentrierte sich im Allgemeinen auf mesophile Temperaturen. Die optimale Temperatur für eine heterotrophe Nitrifikation in Böden lag nach Doxtader (1965) bei ca. 30 °C. Bei Verstraete (1975) wurde ein Bereich von 37-40 °C angegeben. Ein linearer Anstieg der Nitrifikationsrate mit der Temperatur konnte von Breuer et al. (2002)¹ im untersuchten Bereich zwischen 14 und 23 °C, und ein nichtlinearer von Ingwersen et al. (1999)¹ im Bereich zwischen 5 und 25 °C beobachtet werden. Bei Verstraete (1975) wurde angegeben, dass *Arthobacter* sp. bei Temperaturen unter 12 °C nicht mehr aktiv war. Dass sich die heterotrophe Nitrifikation nicht auf den mesophilen Bereich beschränken muss, zeigten Mevel und Prieur (2000). Sie isolierten ein thermophiles Bakterium mit optimalen Nitrifikationstemperaturen von 65 °C und optimalen Wachstumstemperaturen von 55-60 °C.

Hemmstoffe

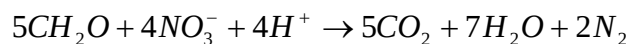
Die Hemmstoffe der autotrophen Nitrifikation müssen sich nicht ebenfalls negativ auf die heterotrophe Nitrifikation auswirken. So wiesen Bodenproben mit Mischkulturen von autotrophen und heterotrophen Nitrifikanten nach Zugabe von Acetylen sowie Nitrapyrin (Hemmstoffe der autotrophen Nitrifikation) noch eine heterotrophe Restaktivität auf (Breuer et al., 2002). In Monokultur wurde *Aspergillus flavus* ebenfalls nicht durch Acetylen gehemmt (Schimel et al., 1984). Fungizide können jedoch eine heterotrophe Nitrifikation inhibieren (Killham, 1986). So reduzierte der Zusatz von Cycloheximiden die NO₃⁻-Produktion von *Aspergillus flavus* signifikant (Schimel et al., 1984).

¹ In den untersuchten Böden waren vermutlich autotrophe und heterotrophe Nitrifikanten enthalten.

2.2.4. Denitrifikation

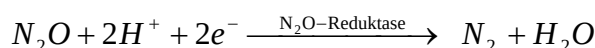
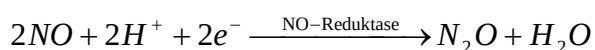
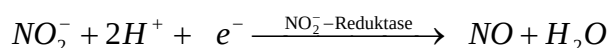
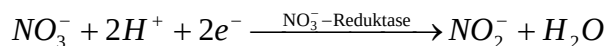
Eine Denitrifikation ist die Reduktion von ionischen N-Verbindungen (NO_3^- ; NO_2^-) zu N-Oxiden und N_2 (Tiedje et al., 1982). Sie erfolgt im Wesentlichen auf biologischem Weg. Es sind jedoch auch chemische Denitrifikationsprozesse bekannt (Kap. 2.2.7.). Eine biologische Reduktion von NO_3^- und NO_2^- zu NH_4^+ ist ebenfalls möglich. Sie wird als Nitratammunifikation bezeichnet (Knowles, 1982; Kap. 2.2.2.).

Die hier beschriebene biologische Denitrifikation mit N_2 als wesentliches Endprodukt ist eine Form der anaeroben Atmung bei der NO_3^- an Stelle von O_2 als terminaler Elektronenakzeptor genutzt wird. NO_3^- wird dabei schrittweise bis zu N_2 reduziert (Knowles, 1982; Schlee und Kleber, 1991). Die Denitrifikation verläuft zumeist heterotroph. Das heißt, dass neben NO_3^- auch eine organische C-Quelle benötigt wird. Die Gesamtreaktion der Denitrifikation ergibt sich nach Gl. 2-12 unter der Annahme, dass eine vollständige Umsetzung zu N_2 erfolgte (Ingwersen et al., 1999).



Gl. 2-12

Die Denitrifikation verläuft nach Gln. 2-13 a,b,c,d über mehrere Zwischenstufen (Knowles, 1982; Mudrack und Kunst, 1991). In manchen Systemen entweicht ein Teil der gasförmigen Komponenten NO und N_2O vor einer Weiterreduktion in die Gasphase. Weiterhin kann es zu einer Akkumulation der gasförmigen und festen Zwischenprodukte kommen, da die beteiligten Reduktasen in unterschiedlichen Systemen unterschiedlich aktiv sein können. Das Verhältnis zwischen entstehenden N-haltigen Zwischen- und Endprodukten kann dementsprechend stark variieren. So kann z.B. der N_2O -Anteil an der Gesamtdenitrifikation zwischen 0-100 % betragen (Jarvis, 1996; Hwang und Hanaki, 2000).



Gln. 2-13 a,b,c,d

Eine biologische Denitrifikation kann durch eine große Anzahl verschiedener Bakterienarten bewerkstelligt werden. Die Denitrifikanten sind dabei in taxonomischer und biochemischer Hinsicht sehr unterschiedlich. Die meisten Denitrifikanten sind jedoch fakultativ anaerob und heterotroph. Wichtige Vertreter sind *Pseudomonas* spp. und *Alcaligenes* spp.. Diese wurden besonders häufig aus verschiedensten Lebensräumen isoliert (Tiedje et al., 1982; Knowles, 1982; Zhao et al., 1999). Eine Vielzahl weiterer Denitrifikanten wurde bei Knowles (1982) zusammengestellt. Die meisten Denitrifikanten verfügen über sämtliche in Gln. 2-13 a-d genannten Reduktasen. Einige Arten verfügen jedoch nur über die Enzyme für einzelne Denitrifikationsschritte (Knowles, 1982).

Milieubedingungen

Denitrifikationsprozesse sind in den meisten Lebensräumen möglich (Tiedje et al., 1982), da durch die taxonomische Vielfalt an Denitrifikanten ein sehr weiter Milieubereich abgedeckt wird. Die wesentlichsten Randbedingungen, die eine Denitrifikation ermöglichen, sind im Allgemeinen ein adäquates NO_3^- -Angebot, ein O_2 -Mangel und die Verfügbarkeit organischer C-Quellen.

Sauerstoff

Eine Denitrifikation setzt im Allgemeinen erst in einem weitgehend O_2 -freien Milieu ein. Als Gründe hierfür wurden von Knowles (1982) und Buchheister (2002) der etwas geringere Energiegewinn bei der Denitrifikation im Vergleich zur O_2 -Sauerstoffatmung und die reversible Unterdrückung der an der Denitrifikation beteiligten Reduktasen durch O_2 angegeben. Die Reduktasen, die in den späteren Reaktionsschritten wirksam sind, werden dabei von Knowles (1982) als O_2 -sensitiver im Vergleich zu den Reduktasen der ersten Phasen beschrieben. Insbesondere die N_2O -Reduktase (Gl. 2-13d) wurde als sehr empfindlich eingeschätzt. Ein Wechsel der O_2 -Konzentration kann dadurch auch zur Verschiebung des Verhältnisses von N_2 zu N_2O führen. Die zu einer Unterdrückung der Denitrifikation führende O_2 -Konzentration schwankt zudem in Abhängigkeit vom Organismus. Z.B. wird die Denitrifikation ab 0,35 % O_2 bei *Azospirillum brasilense* (Nelson and Knowles, 1978) und ab 5 % O_2 bei *Pseudomonas denitrificans* (Knowles, 1982) unterdrückt. Es gibt auch einige aerob lebende Denitrifikanten. Diese denitrifizieren jedoch im Allgemeinen vergleichsweise langsam (Zhao et al., 1999; Buchheister 2002). Weiterhin wurde beobachtet, dass suspendierte Bakterien empfindlicher gegenüber O_2 reagieren als Denitrifikanten, die in einem Biofilm etabliert sind (Buchheister 2002).

Substrat

Denitrifikationen wurden in verschiedensten Systemen, welche von Gewässern über Böden bis hin zu Abfällen reichten, beobachtet. Die NO_3^- -Versorgung ist die Grundvoraussetzung einer Denitrifikation. In vielen Systemen ist die Verfügbarkeit von NO_3^- der limitierende Faktor. Bei geringen NO_3^- -Konzentrationen bestimmt das NO_3^- -Angebot die Denitrifikationsrate (Knowles, 1982).

Einige Denitrifikanten sind autotroph und nutzen neben NO_3^- auch H_2 und CO_2 oder reduzierte S-Verbindungen als weiteres Substrat. Die meisten Denitrifikanten leben jedoch heterotroph. Sie sind somit auf die Verfügbarkeit von organischen C-Verbindungen angewiesen. Die Aktivität der Denitrifikanten korrelierte nach Knowles (1982) in vielen Untersuchungen mit dem Anteil an wasserlöslichen C-Verbindungen im Substrat. Häufig konnte sie durch die Zugabe von externen C-Quellen stimuliert werden. Socher und Gläser (1992) fanden die höchsten Denitrifikationsraten bei Substraten die Ethanol-Saccharidmischungen bzw. Polysaccharide als C-Quelle enthielten. Ambus und Jensen (1997) stellten zudem einen Einfluss der Substratstruktur fest. Kleinere (≤ 3 mm) in Böden gemischtes Gerstenstroh beschleunigten die Denitrifikation, da vermutlich die größere Oberfläche im Vergleich zu größeren Partikeln (25 mm) die C-Verfügbarkeit verbesserte. Wenn C-Verbindungen in einem Überschuss vorliegen und zudem komplett anaerobe Bedingungen herrschen, kann es auch vorkommen, dass anstatt einer Denitrifikation eine dissimilatorische Umsetzung zu NH_4^+ (Kap. 2.2.2.) auftritt (Knowles, 1982).

Temperatur

Eine Aktivität von Denitrifikanten konnte bereits bei Temperaturen ab 0°C beobachtet werden (Kuntze et al., 1994). Nach Casella und Rutili (1990) sind die meisten Denitrifikanten jedoch mesophil. Ihr Temperaturoptimum liegt nach Kuntze et al. (1994) bei $18-30^\circ\text{C}$. Nach Rheinheimer et al. (1988) beträgt es etwa 40°C . Sie geben zudem ein Temperaturmaximum von 50°C an. Identifizierte thermophile Denitrifikanten sind z.B. *Pseudomonas* spp. und *Bacillus* spp. (Strom, 1985). Auch Knowles (1982) berichtet von thermophilen Denitrifikanten, die optimal bei Temperaturen von $60-75^\circ\text{C}$ denitrifizieren. Bei noch höheren Temperaturen lässt dann jedoch auch eine thermophile Aktivität schnell nach.

Die Temperatur beeinflusste auch den Ablauf der einzelnen Reaktionsschritte (Gln. 2-13 a-d) der Denitrifikation. So beschrieb Knowles (1982), dass im thermophilen Bereich sowie bei sehr niedrigen Temperaturen ($0-5^\circ\text{C}$) häufig das Verhältnis von N_2O zu N_2 ansteigt.

pH-Wert

Denitrifikationen konnten im pH-Bereich von 4 bis 11 beobachtet werden (Nömmik, 1956; Prakasam und Loehr, 1972). Durch pH-Werte $\leq 3,5$ konnte sie bei Klemedtsson et al. (1977) vollständig verhindert werden. Das pH-Optimum liegt für eine Denitrifikation jedoch im Allgemeinen zwischen 6 und 8 (Knowles, 1982; Scheffer und Schachtschnabel, 2002).

Ein Einfluss des pH-Wertes auf die einzelnen Reaktionsschritte wurde bei Abelig (1994) erwähnt. So wurde bei pH-Werten oberhalb des Optimalbereiches eine Anreicherung von NO_2^- begünstigt.

Da bei einer Denitrifikation Protonen verbraucht werden, kann die Denitrifikation auch einen Anstieg des pH-Wertes im Substrat induzieren (Buchheister, 2002).

Wassergehalt

Bei Wassergehalten unter 20 % der Frischsubstanz ist eine Denitrifikation auszuschließen, da bei derart trockenen Substraten generell keine mikrobiologische Aktivität statt findet (Kap. 1.2.). Mit Steigerung des Wassergehaltes wird die Denitrifikation zunehmend begünstigt. Kiefer (1992) gibt als Grund für die Bevorzugung feuchter Milieus eine Hemmung der O_2 -Diffusion an, da Wasser den O_2 in den Poren verdrängt. Neben Böden wurden Denitrifikanten daher auch häufig in wässrigen Systemen, z.B. in Gewässer und in Kläranlagen, beobachtet (Knowles, 1982; Buchheister, 2002).

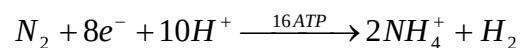
Hemmende Stoffe

Die Reduktasen der Denitrifikanten können durch eine Vielzahl von Substanzen gehemmt werden. Bei Knowles (1982) und Buchheister (2002) werden z.B. folgende Inhibitoren angegeben: Acetylen, Azide, Cyanide, 2,4-Dinitrophenol, verschiedene Pestizide, Schwefelverbindungen, organische Hg-Verbindungen, Buttersäure sowie Salze.

Die Ausgangs- und Zwischenprodukte der Denitrifikation können auch selbst zu Hemmstoffen werden. So kann NO_3^- in höheren Konzentrationen zur Akkumulation von NO_2^- und zur Hemmung der N_2O -Reduktase führen. NO_2^- kann zu einer Verzögerung der NO_3^- -Umsetzung führen und ebenfalls die N_2O -Umsetzung inhibieren (Knowles, 1982).

2.2.5. Stickstoff-Fixierung

Die Fixierung von Luftstickstoff (N₂) ist ein Prozess, den manche Mikroorganismen mit einem als Nitrogenase bezeichnetem Multienzymsystem katalysieren können. Der Enzymkomplex besteht im Allgemeinen aus zwei Proteinen, der Dinitrogenase und der Dinitrogenase-Reduktase. Zur Aufspaltung des sehr stabilen und inerten N₂-Moleküls wird eine große Menge Energie in Form von ATP benötigt (Schlee und Kleber, 1991; Meyers, 1995; Loveless et al., 1999). Die Reduktion von N₂ zu NH₄⁺ findet nach der bei Jörgensen (2001) zusammengefassten Gl. 2-14 statt.



Gl. 2-14

Ein Großteil der N₂-fixierenden Mikroorganismen lebt in Symbiose mit Pflanzen. Besonders häufig und leistungsfähig sind *Rhizobium*-Bakterien, welche an den Wurzeln von Hülsenfrüchtlern leben (Encarta, 2003). Wichtige asymbiotische N₂-Fixierer sind *Azotobacter* spp. und *Clostridium* spp. (Müller, 1965; Schlee und Kleber, 1991). Auf weitere asymbiotisch fixierende Arten wird u.a. bei Loveless et al. (1999) und Auman et al. (2001) hingewiesen. Nuntagij et al. (1989) geben an, dass sich Gemeinschaften von N₂-Fixierern mit anderen Mikroorganismen positiv auf die N₂-Fixierung auswirken können.

Milieubedingungen

Die im folgenden erläuterten Milieubedingungen beziehen sich nur auf die asymbiotische N₂-Fixierung, da die symbiotische N₂-Fixierung für die Kompostierung prinzipiell nicht relevant ist. Die meisten Informationen lagen für *Azotobacter* spp. und *Clostridium* spp. vor. Sie beschränkten sich jedoch oft nur auf das Wachstum dieser Mikroorganismen und müssen nicht die optimalen Bedingungen für die N₂-Fixierung widerspiegeln. Einige allgemeingültige Angaben zu den erforderlichen Milieubedingungen bei einer N₂-Fixierung konnten jedoch dennoch aus der vorliegenden Literatur abgeleitet werden. Als die wesentlichen Randbedingungen sind ein hoher Anteil an leicht verfügbaren C-Verbindungen sowie ein Mangel an löslichen N-Verbindungen im Substrat zu sehen.

Substrat

Eine N₂-Fixierung wurde sowohl in Böden als auch in wässrigen Medien beobachtet (Galli et al., 1997). Im jeweiligen Substrat müssen jedoch leicht verfügbare C-Quellen in ausreichenden Mengen vorhanden sein. Diese werden benötigt, um die Energieversorgung, welche die Reaktion von Gl. 2-14 ermöglicht, zu gewährleisten. Daten zur Leistungsfähigkeit der N₂-Fixierung wurden bei Müller (1965) und Nuntagij et al. (1989) angegeben. So konnten *Clostridium* spp. 3-4 mg N pro g verbrauchtem C, Gemeinschaften von verschiedenen celluloseabbauenden und N₂-fixierenden Mikroorganismen 2-7 mg N und *Azotobacter* spp. 7-10 mg N im Substrat fixieren.

Hemmstoffe

Eine N₂-Fixierung kann nur dann auftreten, wenn im Substrat ein Mangel an löslichen N-Verbindungen besteht, da Nitrogenasen nach Loveless et al. (1999) nur in nahezu N-freien Medien gebildet werden. So wurde bei ihren Untersuchungen keine Nitrogenaseaktivität bei Konzentrationen von 180 mg N pro L Substratlösung beobachtet. Müller (1965) zitierte eine Hemmung der N₂-Fixierung bereits ab 5-10 mg N pro L eines Nährsubstrates. Galli et al. (1997) berichteten zudem von einer Limitation der Nitrogenase-Aktivität durch NH₄⁺ in einem Abfallsubstrat.

Sauerstoff

Die Nitrogenasen-Systeme von N₂-Fixierern sind generell sehr O₂ sensitiv (Schlee und Kleber, 1991). Neben der N₂-Fixierung werden auch andere Stoffwechselaktivitäten von *Clostridium* spp. durch O₂ gehemmt, so dass sie überwiegend im anaeroben Milieu aktiv sind (Müller, 1965; Minton und Clarke, 1989). *Azotobacter* spp. haben jedoch ein spezielles Atmungssystem entwickelt, das die Nitrogenasen gegenüber zu hohen O₂-Gehalten schützt. Diese Bakterien sind daher auch im aeroben Milieu zur N₂-Fixierung befähigt (Shawky, 1982).

Temperatur

Eine zu hohe Temperatur kann die allgemeine Stoffwechselaktivität von verschiedenen N₂-Fixierern hemmen. So liegt der von *Azotobacter* spp. tolerierte Bereich zwischen 7 und 40 °C, wobei das Optimum für die einzelnen Arten unterschiedlich ist (Gottschall, 1990). Die meisten *Clostridium* spp. wachsen am besten zwischen 30 und 37 °C, wobei es auch Arten mit darunter- bzw. darüberliegenden Optima gibt (Minton und Clarke, 1989). Für viele Jahre wurde die Existenz thermophiler N₂-Fixierer bezweifelt (Schwintzer et al., 2002). Von Postgate (1998) wurden jedoch auch 3 thermophile Arten erwähnt.

Wassergehalt und pH-Wert

Da die N₂-Fixierung sowohl für Böden als auch für wässrige Medien berichtet wurde (Gallie et al., 1997), ist vermutlich ein weitreichender Feuchtebereich geeignet. Als einzige Randbedingung kann angesehen werden, dass die Wassergehalte größer als 20 % der Frischsubstanz sein müssen, um eine mikrobiologische Aktivität zu ermöglichen (Kap. 1.2.).

N₂-Fixierer können vermutlich auch in einem weiten pH-Bereich aktiv sein. So berichtete Gottschall (1990), dass sich *Azotobakter* spp. gut an jeden pH-Wert zwischen 5,5 und 11 anpassen. Die meisten *Clostridium* spp. haben ein engeres Optimum, das zwischen 6,5 und 7,0 liegt, können jedoch auch darüber hinaus noch Stoffwechselaktivitäten ausführen (Minton und Clarke, 1989).

2.2.6. N-Immobilisierung

Eine N-Immobilisierung bezeichnet die kurz-, mittel- oder langfristige Einbindung von N in organische Verbindungen. Da die Vorgänge der N-Immobilisierung in den verschiedenen Ökosystemen im Detail noch weitgehend ungeklärt sind, können hier auch keine Angaben zum Einfluss der Milieubedingungen erfolgen. Die meisten Informationen lagen aus dem Bereich der Bodenkunde vor. Die Auswertung der Literatur ergab, dass eine N-Immobilisierung in mikrobielle Biomasse, Lignine sowie Huminstoffe diskutiert wird. Diese, sich teilweise überlappenden Möglichkeiten sollen im Folgenden näher erläutert werden. So wird mikrobielle Biomasse während der Kompostierung als Folge der Sukzession verschiedenster Mikroorganismen während des Kompostierungsprozesses (Kap. 1.2.) gebildet. Lignine sind in manchen Ausgangssubstraten vorhanden. Huminstoffe sind komplexe Substanzen die sich während der Kompostierung bilden. Sie können auch Bestandteile der mikrobiellen Biomasse sowie des Lignins beinhalten.

(1) N-Immobilisierung in mikrobielle Biomasse

Mikrobielle Biomasse ist in Form von Bakterien und Pilzen in den meisten Lebensräumen vorhanden. Bei geeigneten Milieubedingungen sind die Mikroorganismen aktiv, was mit einem Verbrauch an Substrat verbunden ist und zu einer Zunahme an mikrobieller Biomasse führen kann. Knicker (1993) gibt an, dass Mikroorganismen etwa die Hälfte des

verbrauchten Substrates in ihre Zellen einbauen. N als wesentliches Element verschiedenster Zellbestandteile ist dabei inbegriffen.

Die **N-Immobilisierung** in mikrobielle Biomasse erfolgt dadurch, dass bestimmte N-Verbindungen aus dem Substrat zur Synthese der mikrobiellen Zellbestandteile genutzt werden. Die zur Biosynthese benötigten Aminosäuren können im Rahmen von Ammonifikationsprozessen aus organischen N-Verbindungen des Substrates freigesetzt werden (Abb. 2-5, Kap. 2.2.2.). Mikroorganismen können Aminosäuren aber auch selbst aus NH_4^+ und zum Teil auch aus NO_3^- bzw. NO_2^- synthetisieren (Kleber und Schlee, 1987). NO_3^- kann dabei in signifikanten Mengen nur durch Pilze akkumuliert werden (Verstraete, 1975). Insgesamt ist die N-Versorgung bei der Biosynthese am weitesten über die NH_4^+ -Akkumulation verbreitet (Dellweg, 1987).

Tab. 2-2: Biomasse von Pilzen und Bakterien: Anteile verschiedener Komponenten an der Trockenmasse, C/N-Verhältnisse sowie Beispiele für Summen-formeln (zusammengestellt aus: 1- Haider, 1992; 2- Paul und Clark, 1989; 3- kalkuliert von Dellweg, 1987 aus Daten unterschiedlicher Autoren; 4- Haug, 1993; 3- Jäger und Kutzner, 1998)

Komponente		Pilze	Bakterien	Referenz
N	% dm	3-10	10-14	1; 2; 4
C/N		4,5-15	3-5	1; 2
Proteine und Aminosäuren	% dm	24-40	50-60	4
RNA und DNA	% dm	7-11 ¹	19	3
Polysaccharide	% dm	37-39 ¹	17	3
Phospholipide	% dm	4,5 ¹	9 ²	3
Summenformel				
(Beispiele, gerundet)		$\text{C}_9\text{H}_{18}\text{O}_9\text{N}$	$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6\text{N}$	3

¹ Hefe

² einschließlich Neutralfette

Die Größenordnung der N-Immobilisierung widerspiegelt sich im N-Gehalt der mikrobiellen Zellen. Mit Hilfe ihrer durchschnittlichen Elementarzusammensetzung kann die N-Akkumulation aus dem Substrat nährungsweise abgeleitet werden. Der N-Gehalt von Pilzzellen ist dabei im Allgemeinen geringer als der von Bakterienzellen (Tab. 2-2). In Abhängigkeit von den Kulturbedingungen und den Wachstumsstadien kann die genaue

Elementarzusammensetzung jedoch auch innerhalb einer Bakterien- bzw. Pilzart schwanken. Bei Bakterien wirkt sich das N-Angebot im Substrat besonders stark auf den N-Gehalt der Zelle aus (Dellweg, 1987).

Die N-Immobilisierung erfolgt in die verschiedensten Zellbestandteile und dort in verschiedene chemische Komponenten. In Anlage Ia erfolgte eine detailliertere Zusammenstellung der möglichen Zellbestandteile, der betroffenen Mikroorganismengruppen sowie der N-haltigen Komponenten. So wird N z.B. in die Zellwand, das Zytoplasma und in verschiedenste Zellorganellen integriert. Die wesentlichen chemischen Komponenten, die in einer mikrobiellen Zelle vorkommen und N enthalten, sind Proteine und Aminosäuren, RNA, DNA sowie Polysaccharide und Phospholipide. Beispiele für ihre Anteile in Pilz- und Bakterienzellen sind in Tab. 2-2 aufgeführt. N-haltige Polysaccharide sind Murein und Chitin. Sie kommen vor allem in den Zellwänden vor. Murein ist ein Peptidoglycan, das aus Peptidketten tragenden Glykosaminoglykanketten besteht (Falbe und Regitz, 1995). Die Zellwand grampositiver Bakterien enthält ca. 90 % Murein und die gramnegativer Bakterien ca. 10 % (Madigan et al., 1997). Die pilzliche Zellwand ist dagegen aus Chitin aufgebaut. Chitin ist ein lineares Polysaccharid, welches aus N-Acetylglucosamineinheiten besteht (Römp, 1995). Proteine, RNA, DNA und Phospholipide kommen vor allem in den Zellorganellen vor. Aminosäuren sind größtenteils im Zytoplasma enthalten.

Quantitative Angaben zum mikrobiellen Biomasse-N in verschiedenen Substraten existieren kaum. Die existierenden Angaben sind auch nur als grobe Anhaltswerte zu werten, da die verwendete Fumigations-Extraktions-Methode nicht alle N-Komponenten der mikrobiellen Biomasse erfasst¹. Hackl et al. (2000) führten mit Hilfe der Fumigations-Extraktions-Methode nach Öhlinger (1996) eine quantitative Abschätzung des insgesamt in Waldböden vorhandenen, mikrobiellen Biomasse-N durch und erhielten Werte zwischen 15 und 450 µg N pro g Bodentrockenmasse. Ben Ayed et al. (2007) nutzten diese Methode auch für kompostierte städtische Abfälle. Sie fanden mikrobielle Biomasse-N-Anteile zwischen 440 und 1500 µg N pro g Komposttrockenmasse, wobei die geringeren Werte den späteren Phasen zuzuordnen waren.

¹ Mit der Fumigations-Extraktionsmethode wird der „Ninhydrin-positive“ N ermittelt. Die Ninhydrinreaktion wird zur Bestimmung von Aminosäuren eingesetzt (Maci, 2001).

(2) *N-Immobilisierung in Lignine*

Lignine sind wesentlicher Bestandteil höherer Pflanzen. Sie kommen z.B. in Holzgewächsen und krautigen Gewächsen vor. Hohe Ligninanteile sind in Nadelholz (26-39 % dm), in Laubholz (18-32 % dm) und in Stroh (16-21 % dm) zu finden (Fengel und Wegener, 1984; Theander, 1985). Lignine bestehen aus verschiedenen, teilweise Methoxygruppen enthaltenden Phenyl-Propan-Einheiten (Abb. 2-8), welche im Allgemeinen dreidimensional über C-O-C- oder C-C-Bindungen verknüpft sind (Lüdemann und Nimz, 1974). Sie sind vernetzte, hochmolekulare und dadurch sehr stabile Naturstoffe. Die Elementarzusammensetzung liegt im Bereich von $(C_9H_5O)_n$ bis $(C_{11}H_7O)_n$ (Fengel und Wegener, 1984; Terashima et al., 1993). N ist in nativen Ligninen nicht enthalten. Die Ligninzusammensetzung ist bei den einzelnen Pflanzen unterschiedlich. Das Modell eines Fichtenlignins zeigt Abb. 2-7.

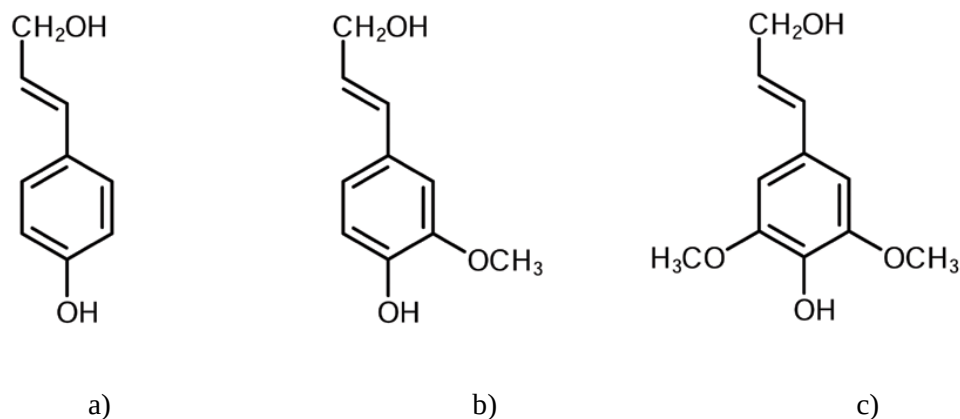


Abb. 2-7: Grundbausteine von Ligninen: 3 Typen von Phenylpropaneinheiten:

a) Cumar-Typ; b) Guajacyl-Typ; c) Sinapyl-Typ (Fengel und Wegener, 1984; Römpp, 1995)

Zur ***N-Immobilisierung*** in Lignine existieren kaum Untersuchungen. Sie erscheint jedoch prinzipiell möglich zu sein, wenn isolierte Lignine oder Lignine im natürlichen Zellverbund in Kontakt mit N-Verbindungen gebracht werden. So zeigten Knicker (1993) sowie Fischer und Liebner (2002), dass N-Verbindungen durch Pilze oder kompostierungsähnliche, oxidative Verfahrensweisen in Lignin inkorporiert werden können. Bei diesen biologischen Systemen geht die N-Immobilisierung vermutlich größtenteils auf die im vorhergehenden Abschnitt erläuterte Bildung mikrobieller Biomasse zurück.

Vandenabeele et al. (1990) erwähnt, dass durch die Biosynthese NH_4^+ sowie Verbindungen mit Aminogruppen (R-NH_2) in Lignin inkoooperiert werden können.

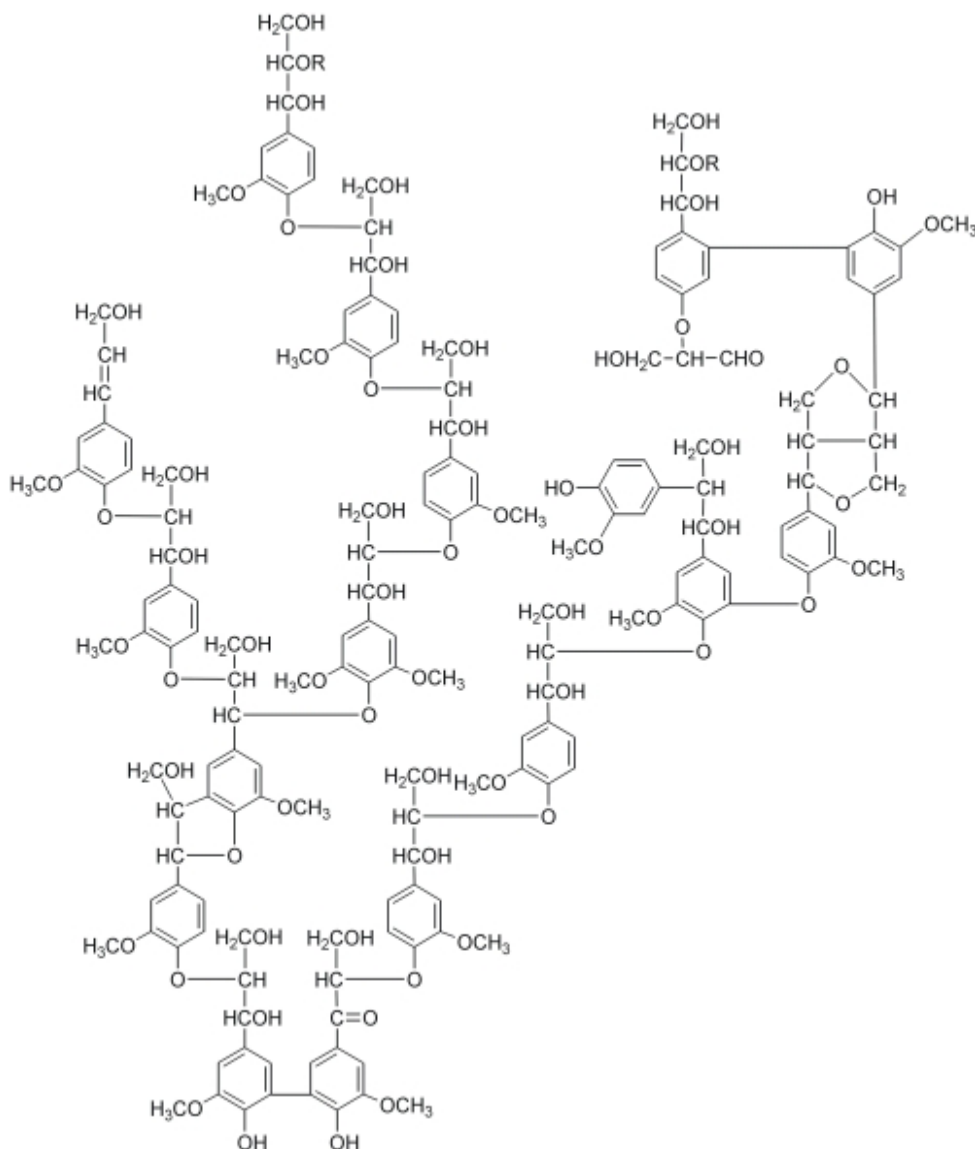


Abb. 2-8: Modell eines Fichtenlignins nach Adler, 1977 (Fengel und Wegner, 1984)

Für Lignine in natürlichen Systemen ist bekannt, dass sie mit Polysacchariden durch kovalente Bindungen, Wasserstoffbrückenbindungen, Van-der-Waalsche Kräfte und Chemosorption und höchstwahrscheinlich auch durch chemische Bindungen sogenannte Lignin-Polysaccharid-Komplexe ausbilden können (Fengel und Wegner, 1985). Ähnliche Prozesse könnten eventuell auch zu Komplexen aus Lignin und

N-Verbindungen führen. Einige Autoren erwähnten die Möglichkeit der Bildung eines Lignin-Protein-Komplexes (bei Tuomela et al., 2000 für Böden; bei Grabbe, 1988 für die Kompostierung). Bei Vandenabeele et al. (1990) wird zudem berichtet, dass Lignin mit NO_2^- bzw. mit NO_3^- reagieren kann. Zur Ausbildung von Lignin-N-Komplexen erscheint es vorteilhaft, wenn das Lignin in eine reaktivere Form überführt wird. Dies könnten bestimmte, das Ligningerüst angreifende Mikroorganismen ermöglichen. Der Abbaumechanismus bekannter ligninabbauender Mikroorganismen kann von der Abspaltung der aliphatischen Seitengruppen und der Methylgruppen von den Lignin Grundbausteinen (Abb. 2-7) bis hin zur Spaltung der aromatischen Ringe reichen (Tuomela et al., 2000). Versuche Lignin-N-Verbindungen aus Böden zu isolieren, hatten jedoch wenig Erfolg. Dies ist eventuell darauf zurückzuführen, dass alle bekannten Methoden zur Isolierung von Ligninen weitreichende Änderungen der Ligninstruktur verursachen (Schnitzer, 1985; Terashima et al., 1993). Zusätzlich wird eine Isolierung dadurch erschwert, dass Lignine Bestandteil der Huminstoffgesamtfraktion sind (Kumke, 1990). Hierdurch kann nicht unterschieden werden, ob eine N-Immobilisierung in die Ligninmatrix oder in andere komplexe Strukturen erfolgt.

(3) N-Immobilisierung in Huminstoffe

Huminstoffe werden als postmortale, organische Substanzgemische mit dunkler Färbung, starker Heterogenität und Komplexität der chemischen Strukturen und großer mikrobieller Persistenz charakterisiert. Sie können nicht mit einer speziellen Formel beschrieben werden (Ziechmann, 1980; Burdon, 2001). Die Ansichten über ihre Bildung und ihren strukturellen Aufbau sind strittig. Es wird jedoch allgemein akzeptiert, dass sich die Huminstoffe aus organischen Verbindungen und deren Abbauprodukten, aus mikrobiellen Metabolismusprodukten sowie aus Kombinationen dieser Verbindungen aufbauen. Schulten und Schnitzer (1997) postulierten, dass die Hauptkomponenten von Huminstoffen Kohlenhydrate, Aromaten, Lipide und N-Verbindungen sind. Demnach können sowohl Lignine als auch Bestandteile der mikrobiellen Biomasse integriert sein.

Es gibt mehrere Thesen, welche die Bildung von Huminstoffen aus den verschiedenen Ausgangsverbindungen diskutieren. Grundlegende Prozesse, die an der Huminstoffbildung beteiligt sein könnten, wurden bei Piccolo (2001) und Burdon (2001) diskutiert und im nachfolgenden Textfeld zusammengefasst.

Biologische Prozesse

Einige Thesen favorisieren biologische Prozesse. Enzyme, die im Rahmen des mikrobiellen Substratabbaus entstehen, könnten einen wesentlichen Beitrag bei der Bildung von Huminstoffen aus den verschiedenen Ausgangskomponenten liefern. So könnten z.B. Phenoloxidasen Reaktionen katalysieren, die zu kovalenten Bindungen zwischen den verschiedenen Ausgangskomponenten führen.

Chemische Prozesse

Andere Thesen favorisieren die Bildung von Huminstoffen durch chemische Reaktionen. Am häufigsten wird hier die Maillard-Reaktion aufgeführt, bei der aus Sacchariden und Aminosäuren aromatische Heterocyklen entstehen. Kovalente Bindungen zwischen den Ausgangsstoffen könnten auch durch abiotische Polymerisations-, Kondensations- und Oxidationsreaktionen entstehen.

Physikalische Prozesse

Huminstoffe könnten auch aus Gemischen verschiedener Verbindungen bestehen. Diese können auch ausschließlich niedermolekular sein. Die Komplexität der Huminstoffe könnte hierbei durch Aggregation der kleineren Komponenten hervorgerufen werden. Hydrophobe Wechselwirkungen sowie Wasserstoffbrückenbindungen könnten dabei stabilisierend wirken.

Die Bildung von Huminstoffen zu einem stabilen dreidimensionalen Gebilde erfolgt über mehrere Stufen. Die Komplexität eines Huminstoffmoleküls widerspiegelt sich in ihren Löslichkeitseigenschaften. Hinsichtlich ihrer Löslichkeitseigenschaften werden Huminstoffe häufig in die Fraktionen Fulvosäuren, Huminsäuren und Humine untergliedert. Sie werden in Anlage Ib erläutert. Humine besitzen dabei die höchste Stabilität (Ziehmman, 1980). Das Modell einer Huminsäure wird in Abb. 2-9 gezeigt.

Eine **N-Immobilisierung** konnte in allen Fraktionen der Huminstoffe nachgewiesen werden. So können nach Schnitzer (1985) Huminsäuren sowie Humine zwischen 2 und 6 % N und Fulvosäuren zwischen <1 und 3 % N enthalten. Steelink (1985) gibt für Huminsäuren in Böden $(C_{10}H_{12}O_5N)_n$ und für Fulvosäuren $(C_{12}H_{12}O_9N)_n$ als durchschnittliche Summenformel an. In Abhängigkeit von den Ausgangssubstraten, den Bildungsbedingungen und der Bildungsstufe kann die Elementarzusammensetzung im Einzelfall jedoch deutlich abweichen.

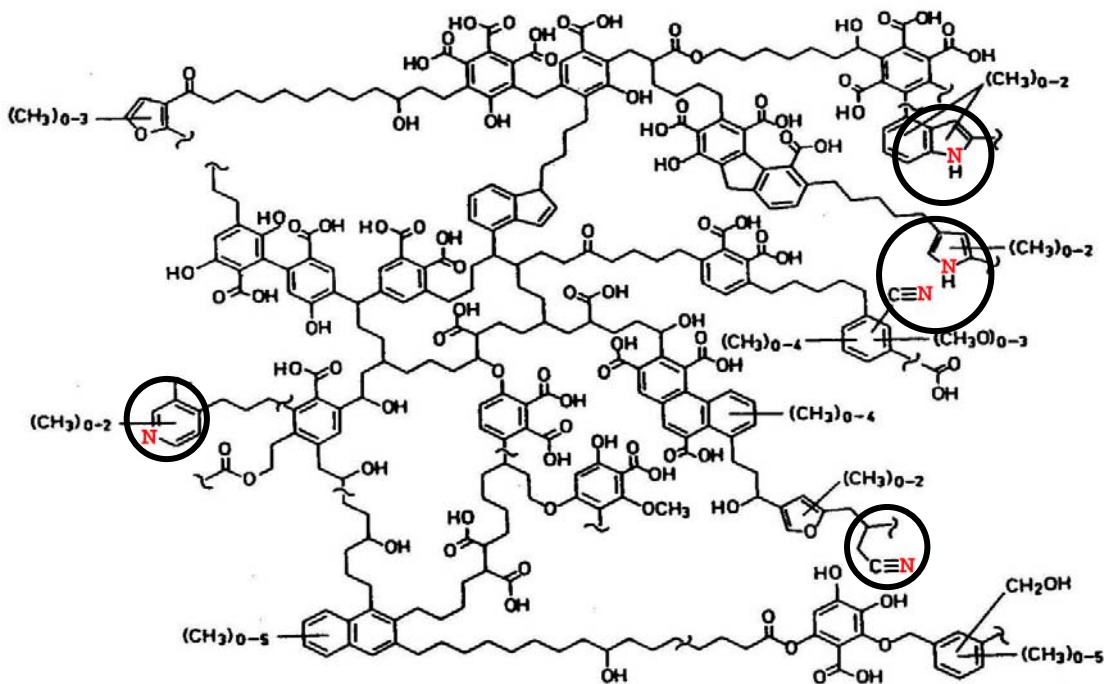


Abb. 2-9: Modell einer Bodenuminsäure nach Schulten, 1994 (Schulten und Schnitzer, 1997); Die Vorschläge zur N-Immobilisierung wurden markiert.

Als wesentliche N-haltige Bestandteile der Huminstoffe konnten Aminosäuren, Amino Zucker und Nukleinsäuren identifiziert werden. Die Strukturformeln dieser Komponenten wurden in Abb. 2-1 (Kap. 2.1.1.) dargestellt. Ihre Anteile in den Huminstoffen verschiedener Substrate (Erle, Kompost, Boden) wurden in Anlage Ic zusammengestellt. Dabei kam dem Aminosäure-N in allen Fällen die größte Bedeutung zu. Im dargestellten Huminsäuremodell (Abb. 2-9) kommen diese Bestandteile nicht vor. Mehr als die Hälfte des Huminstoff-N nahmen jedoch nicht identifizierte N-Verbindungen ein. Ihr Anteil in verschiedenen Substraten ist ebenfalls in Anlage Ic aufgeführt. Verschiedene Autoren stellten in geringen Mengenanteilen weitere N-haltige Verbindungen, z.B. Abbauprodukte des Chlorophylls, der Harnsäure und der Phospholipidamine, fest (Goodmann und Cheshire, 1973; Stevenson, 1982; Schnitzer, 1985), welche zur Fraktion der nicht identifizierten N-Komponenten zugerechnet werden können. Häufig wurde angenommen, dass N-haltigen aromatischen Strukturen eine erhebliche Bedeutung bei den nicht identifizierten Verbindungen zukommt. Eine

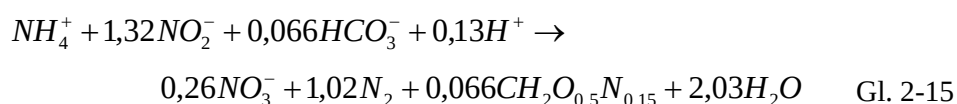
wesentliche These zur Bildung derartiger Substanzen ist die Reaktion von Aminosäuren oder NH_4^+ mit Phenolen oder Quinonen. Eine andere These favorisiert die Maillardreaktion (Schnitzer, 1985; Anderson et al., 1989). Im Gegensatz zu diesen Theorien dürfte nach Betrachtungen von Burdon (2001) der Anteil aromatischer N-Verbindungen zumindest für Huminstoffe in Böden unwesentlich sein.

2.2.7. Weitere N-Umsetzungsprozesse

Neben den in Kap. 2.2.2. bis 2.2.6. beschriebenen Möglichkeiten zur N-Umsetzung, gibt es noch weitere Prozesse, die weniger häufig beschrieben wurden und bei denen der Kenntnisstand vergleichsweise gering ist. Zu diesen verschiedenen biotischen bzw. abiotischen N-Umsetzungsprozessen gehören diverse anaerobe Ammonium-oxidationsreaktionen, die chemische Denitrifikation sowie die abiotische Nitratabmonifikation. Im Folgenden werden diese Prozesse nur kurz charakterisiert. Auf umfassendere und allgemeingültige Aussagen zum Einfluss der Milieubedingungen musste verzichtet werden, da hierfür der Kenntnisstand noch zu gering ist.

(1) Anaerobe Ammoniumoxidation mit Anammox-Bakterien

Mit Hilfe von Anammox-Bakterien kann unter anaeroben Bedingungen NH_4^+ mit NO_2^- nach Gl. 2-15 zu N_2 und NO_3^- umgesetzt werden (Schmidt et al., 2002). Hydroxylamine und Hydrazine wurden zudem als Zwischenprodukte der Reaktion identifiziert (Jetten et al., 2002). Als Anammox-Bakterien sind bislang *Brocadia anammoxidans* und *Kuenenia stuttgartiensis* bekannt. Weiterhin können aber auch andere Mikroorganismen die beschriebene Reaktion ausführen. Weitere Arten konnten jedoch noch nicht identifiziert werden (Strous et al., 1999; Schmid et al., 2000; Egli et al., 2001; Jetten et al., 2001).

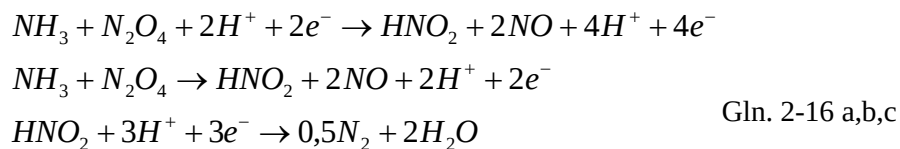


Die Wachstumsgeschwindigkeit von Anammoxbakterien ist nach Jetten et al. (2002) extrem gering. Weiterhin inhibiert schon eine geringe Luftsauerstoffzufuhr die Reaktion (Strous et al., 1997; Jetten et al., 1999). Eine Anammox-Aktivität wurde bislang vor allem bei Untersuchungen zur Behandlung von Abwässern aus dem kommunalen Bereich, aber

auch aus Deponien und aus industriellen Anlagen beobachtet (Jetten et al. 2002; Fux et al., 2003; Furukawa et al., 2005; Dominguez et al. 2005). Dong und Tollner (2003) untersuchten die Anammox-Aktivität bei der anaeroben Vergärung, schätzten diese aber als unbedeutend ein. Es wurde vorgeschlagen, dass in zukünftigen Untersuchungen die Mikroorganismen angereichert werden sollten, um eine signifikante Aktivität zu erzielen.

(2) Anaerobe Ammoniumoxidation mit autotrophen Nitrifikanten

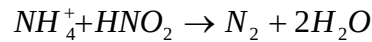
Einige, unter oxischen Bedingungen zur autotrophen Nitrifikation befähigte Bakterien besitzen eine gewisse Flexibilität und können unter anoxischen Bedingungen andere Abbaupfade ausführen (Schmidt und Bock, 1997). So kann nach Schmidt et al. (2002) *Nitrosomonas eutropha* unter anoxischen Bedingungen die in Gln. 2-16 a,b,c beschriebenen Reaktionen ausführen. Dabei werden auch NO und N₂ gebildet. Hydroxylamin wurde dabei zudem als Zwischenprodukt identifiziert. Diese Abbaupfade können auch in modifizierter Form ablaufen. So können in Abwesenheit von NH₃ auch andere Verbindungen als Elektronendonator in Frage kommen.



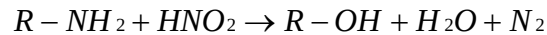
Die Untersuchungen von Schmidt und Bock (1997) wurden in flüssigen Medien durchgeführt. Autotrophe Nitrifikanten können jedoch in vielen Ökosystemen vorkommen (Kap. 2.2.3.).

(3) Chemische Denitrifikation

Das Vorkommen einer chemischen Denitrifikation wurde für den Bereich der Bodenkunde und auch für wässrige Ökosysteme beschrieben (McKenney et al., 1984; Murphy, 1992; Takenaka et al., 1999). Mögliche Reaktionswege sind in den Gln. 2-17 und 2-18 aufgezeigt. Die Reaktion von Aminogruppen (R-NH₂) bzw. NH₄⁺ mit HNO₂ kann dabei zur abiotischen Freisetzung von N₂ führen (Paul und Clark, 1989).



Gl. 2-17

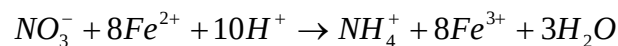


Gl. 2-18

Es liegen nur wenige Literaturangaben zur chemischen Denitrifikation vor. Bei Untersuchungen von Takenaka et al. (1999) lief die in Gl. 2-17 beschriebene Reaktion bei pH-Werten von ca. 6,5 und in Gegenwart von Luft ab. Scheffer und Schachtschnabel (2002) wiesen darauf hin, dass für eine chemische Denitrifikation hohe NH_4^+ -Gehalte benötigt werden. Keeney et al. (1979) vermuteten, dass bei Temperaturen über 50 °C die chemische über die biologische Denitrifikation dominieren kann. Bei Untersuchungen von Böden im Temperaturbereich von 50 bis 80 °C zeigte sich der deutlichste NO_2^- -Abbau bei den höchsten Temperaturen (McKenney et al., 1984).

(4) Abiotische Nitratammonifikation

Page et al. (2003) fassten die Beobachtungen verschiedener Autoren hinsichtlich einer abiotischen Nitratammonifikation zusammen. Demnach kann eine abiotische Nitratammonifikation in Umgebungen mit reduzierenden und neutralen bis alkalischen Milieubedingungen auftreten. Zudem müssen reduzierende Formen von Eisen (z.B. $FeSO_4$) präsent sein. Eine abiotische Nitratammonifikation konnte z.B. in Böden (Summers and Chang, 1993; van Cleemput, 1998), aber auch in Lösungen (Ottley et al., 1997) beobachtet werden. Eine mögliche Reaktion ist in Gl. 2-19 angegeben.



Gl. 2-19

3. Durchführung der Untersuchungen

3.1. Überblick

Im Rahmen der Arbeit wurden zwischen 1995 und 2006 insgesamt 53 Kompostierungsversuche durchgeführt. Die praktischen Arbeiten beim Aufbau und Betrieb der Versuchsanlage wurden von Studenten und Gästen unterstützt, die chemischen Analysen erfolgten hauptsächlich im Labor des Institutes für Abfallressourcenwirtschaft. In Kapitel 3 werden die durchgeführten Kompostierungsversuche (Kap. 3.2.) und die dabei verwendeten Mess- und Analysemethoden (Kap. 3.3.) näher beschrieben. Weiterführende Details sind zudem den Anlagen II, III, IV, V und VI zu entnehmen. Weiterhin werden in Kapitel 3 die zur Auswertung herangezogenen Berechnungen (Kap. 3.4.) sowie die für die Datenauswertung herangezogenen Kategoriebildungen, die Vorgehensweise zur Analyse von Unsicherheiten sowie die verwendeten statistischen Methoden (Kap. 3.5.) erläutert.

Die in Kapitel 3 eingeführten Abkürzungen sind im Abkürzungsverzeichnis zusammengestellt und kurz erläutert. Hierbei sind Formelzeichen dem Teil 1, häufig verwendete Indizes dem Teil 2 sowie verwendete Konstanten dem Teil 3 des Abkürzungsverzeichnisses zu entnehmen. Einheiten, chemische Formeln, Abkürzungen für statistische Kenngrößen und auch alle sonstigen, in dieser Arbeit verwendeten Abkürzungen sind im Teil 4 des Abkürzungsverzeichnisses zusammengestellt.

Ein inhaltlicher Überblick über die einzelnen Teilkapitel von Kapitel 3 und ihren zugehörigen Anlagen ist den folgenden Ausführungen zu entnehmen. In diesen werden u.a. auch die häufig verwendeten Abkürzungen eingeführt.

(1) Kompostierungsversuche: Kapitel 3.2. mit Anlagen IIa-d

Zur Untersuchung des N-Haushaltes bei der Kompostierung wurden 53 Kompostierungsversuche in einer Laborkompostierungsanlage durchgeführt. In Kap. 3.2. werden der Grundaufbau der Versuchsanlage einschließlich ihrer Bioreaktoren, peripheren Einrichtungen sowie der Messleitung (Kap. 3.2.1.), die Prozesssteuerung einschließlich der Messwerterfassung, der Temperierung der

Reaktoren, der Belüftung, der Umsetzung sowie der Befeuchtung der Substrate und der Kompostierungsdauer (Kap. 3.2.2.) sowie die bei den Kompostierungsversuchen eingesetzten Substrate (verschiedene reale Abfälle und Modellabfälle) einschließlich der Maßnahmen zu ihrer Variation (Kap. 3.2.3.) beschrieben. Details zu den anlagen- und prozesstechnischen Modifikationen sowie zu den Inputsubstraten sind für die 53 Versuchsreihen den Anlagen IIa, b, c und d zu entnehmen:

- Angaben zur Temperierung der Kompostierungsreaktoren, zur Zu- und Abluftführung, zur Abscheidung des Kondenswassers und zu den installierten Messgeräten (Anlage IIa),
- Angaben zur Prozessdauer, zu den Belüftungsraten, zu den Umsetzhäufigkeiten, zur Befeuchtung und zur Zugabe von Zusätzen während der Kompostierung (Anlage IIb),
- Angaben zur Zusammensetzung des Inputmaterials untergliedert nach realen Abfallbestandteilen, nach definierten leicht und schwerer abbaubaren sowie inerten Modellabfallkomponenten und nach sonstigen Zuschlagsstoffen (Anlage IIc),
- Charakteristik des Inputmaterials hinsichtlich seiner chemisch-physikalischen und seiner N-bezogenen Eigenschaften: Wassergehalt ($w_{H_2O;0}$), pH-Wert ($pH_{FE;0}$), Schüttdichte (ρ_0), Asche- und Organikgehalt ($c_{ash-FF;0}$; $c_{org-FF;0}$), C/N-Verhältnis (C/N_0), Gesamt-N-Gehalt ($c_{N-total,substrate;0}$), Gehalt an organischem N ($c_{N-org,substrate;0}$), an NH_4^+/NH_3 -N ($c_{NH_4-N,substrate;0}$), an NO_3^- -N ($c_{NO_3-N,substrate;0}$) sowie an NO_2^- -N ($c_{NO_2-N,substrate;0}$), Kategorie für die Substratkomposition (CL_{sub}), prozentuale Anteile an organischen und anorganischen N-Verbindungen am Gesamt-N des Inputsubstrates ($N_{N-org,substrate;0}$; $N_{N-inorg,substrate;0}$) (Anlage II d)¹.

(2) Mess- und Analysemethoden:

Kapitel 3.3. mit Anlagen IIIa-c, IVa-c, Va-c, VIa-j

Die Kompostierungsversuche wurden von einem umfangreichen Mess- und Analyseprogramm begleitet, welches in Kap. 3.3. näher erläutert wird. Es wird zunächst ein Überblick über die direkt an der Versuchsanlage on- oder off-line registrierten Parameter gegeben (Kap. 3.3.1.). Die verwendeten Messmethoden werden ausführlich in Anlagen IIIa-c (on-line erfasste Parameter) und IVa-c (off-line erfasste Parameter) beschrieben. Hierbei wird auch auf die verwendeten Messgeräte eingegangen und es erfolgen Angaben zur Messunsicherheit der Messgeräte, zum

¹ Der Index „0“ gibt jeweils an, dass es sich um eine Eigenschaft des Inputmaterials handelt. Die Indizes „FE“ bzw. „FF“ beziehen sich auf einem im Extrakt bzw. in einer getrockneten und pulverisierten Probe erhobenen Messwert. Der Index „substrate“ bezieht sich auf eine Eigenschaft im frischen Substrat.

Messwertebereich, dem Variationskoeffizienten (v_y)¹ einer Messung sowie zu den möglichen zufälligen Messabweichungen. Die Dokumentation umfasst folgende Parameter:

- Temperaturen (T) in verschiedenen Bereichen der Versuchsanlage (Anlage IIIa)
- Volumenstrom der Zu- und Abluft ($\dot{V}_{in}$; $\dot{V}_{out}$; Anlage IIIb),
- CO₂-Gehalt der Abluft (c_{CO_2-GAS} ; Anlage IIIc)²,
- Substratfeuchtmass im Reaktor sowie die Substratausträge während des Umsetzens ($m_{wet-substrate,reactor}$; $m_{wet-substrate,sample}$; Anlage IVa),
- Füllstand im Reaktor ($h_{substrate,reactor}$; Anlage IVb),
- Volumina der in verschiedenen Kompostierungsstadien anfallenden Sicker- und Kondenswässer sowie der zur NH₃-Auswaschung aus der Abluft verwendeten Säurelösung (V_{Sl} , V_K , V_W ; Anlage IVc)¹.

Eine Vielzahl weiterer Parameter wurde nach der Entnahme von gasförmigen, flüssigen und festen Proben analytisch bestimmt. Daher wird ein Überblick über die Vorgehensweise zur Probenahme, -aufbereitung und -lagerung sowie eine Analysenübersicht gegeben (Kap. 3.3.2.). Eine detaillierte Beschreibung der Methoden zur Probenvorbereitung ist den Anlagen Va-c zu entnehmen. Diese umfasst:

- die Entnahme, Trocknung und Pulverisierung der Substratproben (Anlage Va),
- die Herstellung von Feststoffextrakten (Anlage Vb),
- sowie die Gewinnung von Sickerwasser- und Kondenswasserproben sowie Proben aus den Säurewäschern (Anlage Vc).

Details zu den eingesetzten Analyseverfahren werden in den Anlagen VIa-j beschrieben. Die Beschreibung umfasst für jede Analysemethode jeweils die Verfahrensgrundlage sowie die verwendete Vorschrift und enthält Angaben zu den eingesetzten Analysegeräten. Weiterhin ist eine Fehlerbetrachtung beigelegt, welche Angaben zur Nachweisgrenze (x_{NG}), dem Variationskoeffizienten (v_y bzw. v_x)³ sowie zu den möglichen zufälligen Abweichungen bei einer Analyse enthält. Es wurden Analysemethoden zur Bestimmung folgender Parameter eingesetzt:

¹ Angaben zur Bestimmung von v_y enthält Kap. 3.5.2..

² Die Index „FF“ bezieht sich auf einen in einer getrockneten und pulverisierten Probe erhobenen Messwert, die Indizes „SI“, „K“, „W“ auf einen Messwert im Sickerwasser, im Kondenswasser bzw. in einer Säurewaschlösung. Der Index „GAS“ bezieht sich auf einen in einer gasförmigen Probe erhobenen Messwert.

³ Angaben zur Bestimmung von v_y bzw. v_x enthält Kap. 3.5.2..

- in Substratproben: Wassergehalt (w_{H_2O} ; Anlage VIa), Organikgehalt (c_{org-FF} ; Anlage VIb), Gesamt-N (c_{TN-FF} ; Anlage VIc), Kjeldahl-N (c_{TKN-FF} ; Anlage VIId), Gesamt-C (c_{TC-FF} ; Anlage VIe)¹,
- in flüssigen Proben: Gesamt-N (c_{TN-SI} , c_{TN-K} , c_{TN-W} ; Anlage VI f), NH_4^+/NH_3 -N (c_{NH_4-N-FE} , c_{NH_4-N-SI} , c_{NH_4-N-K} , c_{NH_4-N-W} , $c_{NH_4-N-K+W}$; Anlage VIg), NO_3^- -N (c_{NO_3-N-FE} , c_{NO_3-N-SI} ; Anlage VIh), NO_2^- -N (c_{NO_2-N-FE} , c_{NO_2-N-SI} ; Anlage VIh), pH-Wert (pH_{FE} ; Anlage VIIi)¹,
- in Gasproben: CO_2 , O_2 , N_2 , N_2O , CH_4 und H_2 (c_{CO_2-GAS} , c_{O_2-GAS} , c_{N_2-GAS} , c_{N_2O-GAS} , c_{CH_4-GAS} , c_{H_2-GAS} ; Anlage VIj)^{1,2}.

(3) Berechnungen: Kapitel 3.4.

Zur Erstellung von N-Bilanzen bei der Kompostierung sowie zur Bestimmung der N-Gehalte in den Substraten und der N-Austräge mussten eine Vielzahl von Berechnungen durchgeführt werden. Die Vorgehensweise wird in Kap. 3.4. erläutert. Zunächst werden die in den verschiedenen Probetypen ermittelten N-Parameter (siehe Abschnitt 2 dieses Kapitels), den Bilanzteilbereichen „Substrat“, „Abluft“ und „Sickerwasser“ zugeordnet (Kap. 3.4.1.). Alle Ergebnisse der Berechnungen, die sich auf einen dieser Bilanzteilbereiche beziehen, werden mit den Indizes „*substrate*“, „*exhaust-air*“ bzw. „*leachate*“ gekennzeichnet. Danach wird die Vorgehensweise zur Berechnung der Gehalte an N_{org} , NH_4^+/NH_3 -N, NO_3^- -N, NO_2^- -N im Substrat ($c_{N-org,substrate}$, $c_{NH_4-N,substrate}$, $c_{NO_3-N,substrate}$, $c_{NO_2-N,substrate}$) beschrieben (Kap. 3.4.2.1.). Die Ergebnisse dieser Berechnungen werden jeweils bezogen auf die Substrattrockenmasse (% dm) angegeben. Weiterhin wird die Vorgehensweise zur Berechnung folgender, aus dem Reaktor ausgetragener N-Verbindungen beschrieben (Kap. 3.4.3.2.). Die Ergebnisse dieser Berechnungen werden jeweils bezogen auf die aus dem Reaktor ausgetragene N-Masse (g/reactor) angegeben:

- mit dem Sickerwasser ausgetragene Masse an Gesamt-N, N_{org} , NH_4^+/NH_3 -N, NO_3^- -N, NO_2^- -N ($m_{N-total,leachate,reactor}$; $m_{N-org,leachate,reactor}$; $m_{NH_3-N,leachate,reactor}$; $m_{NO_3-N,leachate,reactor}$; $m_{NO_2-N,leachate,reactor}$),
- mit der Abluft aus dem Reaktor ausgetragene Masse an NH_3 -N ($m_{NH_3-N,exhaust-air,reactor}$).

¹ Die Indizes „FE“ bzw. „FF“ beziehen sich auf einen im Extrakt bzw. in einer getrockneten und pulverisierten Probe erhobenen Messwert, die Indizes „SI“, „K“, „W“ bzw. „K+W“ auf einen Messwert im Sickerwasser, im Kondenswasser, in einer Säurewaschlösung bzw. einem Gemisch aus Kondenswasser und Säurelösung. Der Index „GAS“ bezieht sich auf einen in einer gasförmigen Probe erhobenen Messwert.

² CH_4 und H_2 wurden in den Auswertungen nicht berücksichtigt.

Zudem werden die Berechnungen zur Erstellung der N-Bilanzen zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung dokumentiert (Kap. 3.4.4.). Der jeweils betrachtete Bilanzierungstermin ist jeweils ein Einbau-, Umsetz- oder Ausbautag. Er wird in den Termen der Gleichungen jeweils mit dem Index „p“ gekennzeichnet. Die Berechnungen umfassen folgende Teilschritte:

- Bestimmung der real im Reaktor befindlichen N-Masse,
- Bestimmung der N-Verluste beim Umsetzen,
- Bestimmung der kumulativen N-Austräge aus dem Reaktor,
- Bestimmung der N-Anteile in den Bilanzen.

Die Bestimmung der N-Masse, der N-Verluste und der N-Austräge erfolgt jeweils in g pro Reaktor (g/reactor). Die N-Anteile der einzelnen im Substrat enthaltenen ($N_{N-org,substrate}$, $N_{NH4-N,substrate}$, $N_{NO3-N,substrate}$, $N_{NO2-N,substrate}$) und der ausgetragenen N-Verbindungen ($N_{NH3-N,exhaust-air}$; $N_{N-total,leachate}$) werden in den N-Bilanzen dann jeweils bezogen auf den N-Gehalt sowie auf den Trockenmassegehalt des Ausgangssubstrates angegeben (% $N_{total-0}$ und % dm-0).

(4) Kategoriebildungen, Unsicherheitsanalyse und statistische Methoden: Kapitel 3.5.

Bestimmte Daten oder Datensätze wurden mit Hilfe von Kategoriebildungen vereinfacht dargestellt. Weiterhin wurden die in der Auswertung genutzten Daten einer Unsicherheitsanalyse und einer statistischen Analyse unterzogen. Die Vorgehensweise bei der Bildung von Kategorien und bei der Unsicherheitsanalyse sowie die verwendeten statistischen Methoden werden in Kap. 3.5. beschrieben.

In Kap. 3.5.1. werden die Arten von und die Vorgehensweise bei den Kategoriebildungen beschrieben. Die Beschreibung umfasst Kategorien für die Abbaustufe während des Kompostierungsprozesses (CL_{deg}) und für die Substratkomposition von Modellabfällen (CL_{sub}). Zudem wurden die einzelnen Versuchsreihen für verschiedene N-bezogene Parameter in Kategorien zusammengefasst. Es wird die Vorgehensweise bei den Kategoriebildungen für folgende Eigenschaften erläutert:

- Auftreten von N_2 -Konzentrationen über 78,8 Vol. % während der Kompostierung (CL_{N2-GAS}),
- Detektion von N_2O während der Kompostierung ($CL_{N2O-GAS}$),
- Anteil von generiertem N_2 in einer Bilanzserie ($CL_{N2,exhaust-air}$),
- Veränderung des N_{org} -Anteils in einer N-Bilanzserie ($CL_{balance}$),

- Größenordnung der im Substrat enthaltenen Gehalte an N_{org} , NH_4^+/NH_3-N , NO_3^-N und NO_2^-N ($CL_{quantity,N-org,substrate}$; $CL_{quantity,NH4-N,substrate}$; $CL_{quantity,NO3-N,substrate}$; $CL_{quantity,NO2-N,substrate}$) sowie der ausgetragenen N-Anteile ($CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air}$; $CL_{quantity,N-total,leachate}$) während der Kompostierung,
- Zeitabhängiger Verlauf der Veränderung der Gehalte an N_{org} und an NH_4^+/NH_3-N im Substrat ($CL_{time,N-org,substrate}$, $CL_{time,NH4-N,substrate}$) und des ausgetragenen NH_3-N ($CL_{time,NH3-N,exhaust-air}$) während der Kompostierung.

In Kap. 3.5.2. erfolgt die Beschreibung der Methodik zur Unsicherheitsanalyse. Diese beinhaltet einerseits die Vorgehensweise zur Quantifizierung der systematischen Messabweichungen einschließlich der Bestimmung der Nachweisgrenzen (x_{NG}) und der Variationskoeffizienten (v , v_x) der Mess- und Analysemethoden. Weiterhin wird auf die Problematik von zufälligen Messabweichungen eingegangen. Die entsprechenden Informationen zu den einzelnen, verwendeten Mess- und Analysemethoden sind den Anlagen IIIa, IIIb, IVa, IVc, Vb und VIa-j zu entnehmen. Es wird zudem die Methodik zur Bestimmung der Fortpflanzung von Unsicherheiten während der Vielzahl der nach Kap. 3.4. durchgeführten Berechnungen. Hierbei wird auf die Bestimmung der absoluten Unsicherheit eines berechneten Wertes x (u_x) sowie seiner relativen Unsicherheit (u_x/x) eingegangen.

In Kap. 3.5.3. wird die Ermittlung verschiedener statistischer Kenngrößen beschrieben. Es wird zunächst der Aufbau der alle Versuchsergebnisse umfassenden Datenmatrix erläutert, welche die Grundlage für die statistische Auswertung bildete. Weiterhin werden die verwendeten deskriptiven statistischen Methoden beschrieben, welche die Bildung von Minimal-, Mittel- und Maximalwerten, von Standardabweichungen sowie von Quantilen, Medianen und von Extremwerten bzw. Ausreißern umfassen. Es wird ebenfalls auf die Visualisierung von Datensätzen mit Hilfe von Box-Plots eingegangen. Weiterhin erfolgt eine Beschreibung der verwendeten induktiven Beurteilungsmethoden. Es wird die Vorgehensweise bei einem F- und t-Test beschrieben, welcher Aufschluss über die statistische Signifikanz der Unterschiede zwischen Datengruppen ermöglichte. Zur Feststellung des Zusammenhangs zwischen Datensätzen diente eine Korrelationsanalyse. Es wird die Vorgehensweise zur Bestimmung des Korrelationskoeffizienten (r_n) und des Bestimmtheitsmaßes (r^2) unter Berücksichtigung der zur Verfügung stehenden Datenanzahl (n) und dem berücksichtigten Signifikanzniveau (α) beschrieben. Weiterhin umfasst die Beschreibung die Vorgehensweise zur Bestimmung der Signifikanz des Zusammenhangs zwischen Datensätzen (SI) und zur Bestimmung der Signifikanz der Unterschiede zwischen Korrelationskoeffizienten.

3.2. Kompostierungsversuche

3.2.1. Aufbau der Versuchsanlage

Der Grundaufbau der Versuchsanlage ist in Abb. 3-1 dargestellt. Die Anlage bestand aus bis zu 10 parallel einsetzbaren Bioreaktoren. Jeder Reaktor war mit verschiedenen peripheren Einrichtungen ausgerüstet. Weiterhin nutzten alle Reaktoren eine gemeinsame Messleitung. Bei einigen Versuchen wurde der Grundaufbau der Versuchsanlage modifiziert. Die Modifikationen bezogen sich auf die Befüllung des Doppelmantels, auf die Anordnung der peripheren Einrichtungen sowie auf die Art der in der Messleitung verwendeten Messgeräte. Die jeweiligen Modifikationen sind für jede Versuchsreihe in Anlage IIa zusammengestellt. In den folgenden Textfeldern werden die in Abb. 3-1 dargestellten Baugruppen der Versuchsanlage sowie die eingesetzten Variationsmöglichkeiten kurz charakterisiert. Die Aufgabe und die Funktionsweise der elektrotechnischen Anlage (Abb. 3-1, 22) wird separat in Kap. 3.2.2. beschrieben.

Die Bioreaktoren

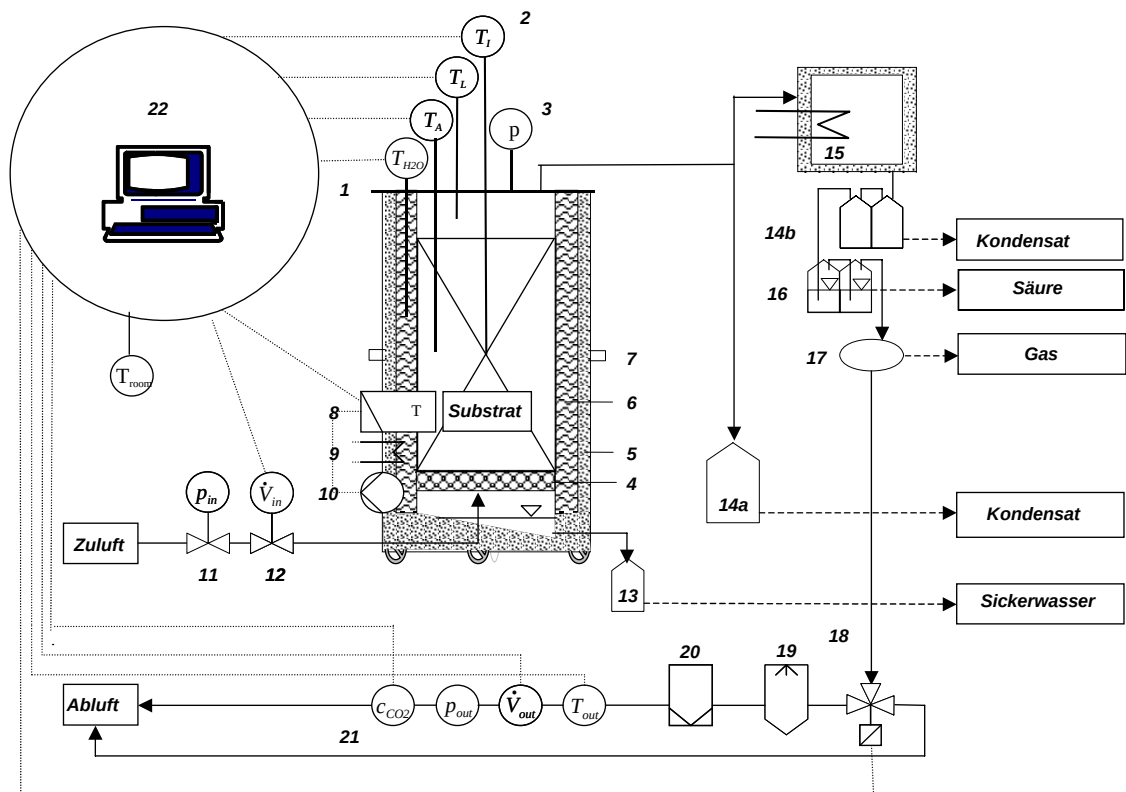
Die verwendeten Bioreaktoren (Abb. 3-1) hatten jeweils ein Fassungsvermögen von ca. 100 L. Sie waren korrosionsbeständig, mit einem beheizbaren (9), zumeist mit Wasser gefüllten Doppelmantel (6) ausgerüstet und isoliert (5). In einzelnen Versuchen war der Doppelmantel jedoch mit Luft gefüllt. Die Deckel der Reaktoren (1) waren abnehmbar. Eine Dichtung sowie Schnellspannelemente gewährleisteten ein luftdichtes Verschließen der Reaktoren. Ein Manometer (3) diente zur Prüfung der Dichtigkeit eines Reaktors. Jeder Reaktor war mit einer Anlage zur Beheizung und Umwälzung des Wassers im Doppelmantel (8, 9, 10) ausgerüstet. Am Reaktordeckel und am Fuß eines jeden Reaktors angebrachte, flexibel verwendbare Anschlussmöglichkeiten ermöglichten einen Zugang ins Reaktorinnere. Jeweils 4 Anschlüsse pro Reaktor wurden für Temperatursensoren (2) genutzt. Sie dienten der Bestimmung der Temperatur im Substratinneren (T_I) und am Rand des Substrates (T_A), der Temperatur im Luftraum oberhalb der Substanoberfläche (T_L) und der Temperatur im Doppelmantel (T_D). Ein Ablasshahn diente der Entnahme von Sickerwasser (13), welches sich in einem Depot unter dem Siebboden (4) am Reaktorfuß sammeln konnte. Zur Erleichterung des Entleerens der Reaktoren waren jeweils zwei Stutzen (7) zum Einhängen in eine Kippvorrichtung angebracht. Weitere Informationen zu den Temperatursensoren sowie zur Sickerwasserentnahme finden sich in den Anlagen IIIa bzw. Vc.

Die peripheren Einrichtungen

Die in Abb. 3-1 dargestellten peripheren Einrichtungen erfüllten verschiedenste Aufgaben. Die Druckminderer (11) reduzierten den Druck der komprimierten Zuluft. Mit Nadelventilen kombinierte Volumenstrommessgeräte (12) dienten der manuellen Einstellung des Zuluftvolumenstromes ($\dot{V}_{in}$). In den meisten Versuchen wurden die Polyamidschläuche so installiert, dass die trockene Zuluft (Feuchte 7-10 %) den Reaktor von unten nach oben durchströmte. Für einige Versuche wurde die Zuluft befeuchtet oder mit NH_3 angereichert. Zu diesem Zweck wurde sie durch beheizte bzw. unbeheizte Waschflaschen oder durch den Wassermantel des Reaktors (6) geleitet. Als Zuluftanschluss wurde in den meisten Fällen ein am Fuß des Reaktors angebrachter Eingang verwendet. Die Kompostierungsabluft verlies den Reaktor zumeist über eine der oberen Austrittsöffnungen und gelangte in eine ca. 1,5 m lange Steigleitung. Das in der Steigleitung gebildete Kondenswasser floss entweder in den Reaktor zurück oder wurde in 5-L-Flaschen (14a) separiert. Die Abluft wurde in den meisten Fällen in einem Kühlschrank (15) unter Raumtemperatur abgekühlt. Das zusätzlich anfallende Kondensat wurde in 0,5-L-Flaschen (14b) aufgefangen, welche entweder im oder nach dem Kühlschrank installiert waren. Die Abluft wurde dann zur Entfernung des NH_3 über mindestens zwei Säurewäscher (16) geleitet. Eine Probenahmestelle für Gasproben (17) war bei den meisten Versuchen entweder vor oder nach den Säurewäschern installiert. Die Abluft gelangte dann in die Messleitung bzw. den Abluftkanal. Über computergesteuerte Drei-Wege-Ventile (18) wurde jeweils die Abluft nur eines Reaktors in die Messleitung gefördert, während die Abluft der übrigen Reaktoren das System in einen Abluftkanal verlies. In einigen Fällen wurde ein Abluftteilstrom erneut als Zuluft verwendet und zu den Zuluftdurchflussmessern (12) gepumpt. Einige Versuchsreihen wiesen auch Versuchsphasen ohne Belüftung auf. In diesen Fällen wurde das entstehende Biogas entweder mittels Gasbeuteln, die am Reaktordeckel angebracht wurden, erfasst oder es verlies das System über die Abluftleitung. Auf Grund der geringen Volumenströme konnte dieses Biogas nicht über die Messleitung analysiert werden. Weitere Informationen zu den Volumenstrommessgeräten (12) sowie zur Entnahme von Kondenswasser-, Säurewäscher- und Gasproben finden sich in den Anlagen IIIb, Vc bzw. VIj.

Die Messleitung

In die Messleitung von Abb. 3-1 wurden verschiedene Messgeräte (21) integriert, welche mit Hilfe einer Intervallsteuerung (22) für alle Reaktoren nutzbar gemacht wurden (Kap. 3.2.2.). So waren Geräte zur Bestimmung der Temperatur (T_{out}), des Volumenstroms ($\dot{V}_{out}$) sowie des CO_2 -Gehaltes (c_{CO_2}) der Abluft und zur Kontrolle des Druckes in der Abluftleitung (p_{out}) integriert. Bei einigen Versuchen wurde zusätzlich ein Messgerät für die Feuchte und den O_2 -Gehalt installiert. Weiterhin kontrollierte anfangs ein NH_3 -Sensor, ob die Abluft frei von NH_3 war. Dies war später nicht mehr nötig, da sich die Säurewäscher (16a,b) als zuverlässig erwiesen. Die Messleitung enthielt auch Luftfilter (20) und Flüssigkeitsabscheider (19) zum Schutz der Messgeräte. Weitere Informationen zu den Temperatur-, Volumenstrom- und CO_2 -Messungen sind den Anlagen IIIa-c zu entnehmen.



Bestandteile des Reaktors			Peripherie pro Reaktor		Messleitung
1	Deckel	11	Druckminderer	19	Flüssigkeitsabscheider
2	Temperatursensoren	12	Durchflussmesser mit	20	Luftfilter
3	Manometer		Reguliertventil	21	Messgeräte -
4	Siebboden	13	Sickerwasserflasche		Temperatursensor,
5	Isolierung	14 a,b	Kondenswasserflaschen		Durchflussmesser
6	Wassermantel	15	Kühlschrank		Manometer
7	Kippstutzen	16	Säurewäscher		CO ₂ -Analysator
8	Schaltkasten	17	Gasentnahmestelle	<i>Elektrotechnische Anlage</i>	
9	Heizung	18	Umschaltventil	22	zur Prozesssteuerung
10	Wasserpumpe				und Messwerterfassung

Abb. 3-1: Grundaufbau der Versuchsanlage unter Berücksichtigung der Stoff-, Daten- und Probenströme.

Stoffströme für Zuluft, Abluft bzw. flüssige Emissionen

Leitungen für on-line erfasste Daten 

Stoffausträge durch Probenahmen 

3.2.2. Prozesssteuerung

3.2.2.1. Messwerterfassung und Temperierung

Die in Abb. 3-1 dargestellte elektrotechnische Anlage (22) diente, neben der in Kap. 3.2.1 erwähnten Intervallsteuerung der Reaktoren, vor allem auch der Steuerung der Messwertaufnahme sowie der Temperierung der Reaktoren. Alle Aufgabenbereiche werden in den folgenden Textfeldern näher beschrieben. Hinsichtlich der Temperierung erfolgten Modifikationen bei den einzelnen Versuchsreihen. Diese werden in Anlage IIa aufgeführt.

Messwerterfassung und Intervallsteuerung

Die in Abb. 3-1 integrierte elektrotechnische Anlage (22) beinhaltete verschiedene Multiplexer, welche von einem Computer angesteuert wurden. Die Multiplexer ermöglichten die periodische Erfassung von verschiedenen Messsignalen. Die von den Messgeräten (2, 12, 21) ausgehenden Strom- bzw. Spannungssignale waren proportional zu den jeweiligen Messwerten. Die Umrechnung erfolgte mit Hilfe des Messwerterfassungsprogrammes des PCs. Die Multiplexer, die die Signale von den verschiedenen Temperatursensoren (T_L , T_A , T_D , T_L) aufnahmen, schalteten alle 9 s einen Kanal weiter und übermittelten das jeweilige Signal dem Computer. Die den Signalen entsprechenden Messwerte wurden alle 4 h gespeichert. Der Multiplexer für Signale der Durchflussmessern ($\dot{V}_{in}$) schaltete alle 120 s auf den nächsten Kanal. Vom Computer wurden weiterhin die 3-Wege-Ventile (18) angesteuert, die eine Schaltung zwischen Mess- und Abluftleitung ermöglichten, so dass jeweils nur ein Reaktor seine Abluft in die Messleitung entließ. Die Abluft der restlichen Reaktoren wurde in einer gemeinsamen Abluftleitung erfasst und abgeleitet. Die Taktfrequenz der Ventil-Umschaltung betrug zumeist 12 min und in einigen Versuchen 20 min. In den ersten Minuten nach der Umschaltung erfolgte jeweils eine Verdrängung der Abluft des vorhergehenden Reaktors. Die am Ende des Intervalls in der Messleitung erhaltene Abluft entsprach dann aber dem jeweiligen Zustand unvermischter Abluft. Die Messwerte für die Temperatur der Abluft (T_{out}), den Abluftvolumenstrom ($\dot{V}_{out}$) und den CO_2 -Gehalt der Abluft (c_{CO_2}) wurden ebenfalls alle 4 h für jeden Reaktor gespeichert. Weitere Informationen zu den on-line Messungen an der Versuchsanlage einschließlich der weiterführenden Datenaufbereitung sind den Anlagen IIIa-c zu entnehmen.

Temperierung

Die Steuerung der Temperatur des in Abb. 3-1 dargestellten Reaktors wurde auf unterschiedliche Weisen realisiert. In den meisten Versuchsreihen erfolgte eine Simulation der Selbsterhitzung, indem die Wärmeverluste an die Umgebung durch Beheizung des Wassermantels (6) ausgeglichen wurden. Hierfür wurde mit Hilfe der elektrotechnischen Anlage (22) die Substratinnentemperatur (T_I) regelmäßig mit der Temperatur im Wassermantel (T_D) bzw. am Substratrand (T_A) verglichen. Wenn die entsprechende Temperatur um 2-3 °C niedriger war als die Temperatur im Substratinneren (T_I), wurde das Wasser im Wassermantel (6) automatisch mit der im Reaktor integrierten Heizung (9) beheizt.

In einigen Kompostierungsphasen erfolgte eine Einstellung vorgegebener Temperaturen. Die Zieltemperaturen wurden über den PC eingestellt. Die Beheizung erfolgte über den Wassermantel (6) bis die Zieltemperatur erreicht war. Eine automatische Kühlung des Wassermantels war nicht möglich. Eine Abkühlung der Reaktoren wurde dennoch in einigen Fällen realisiert, indem das erwärmte Wasser im Mantel durch kühles ersetzt wurde.

Nur in wenigen Versuchen erfolgte keine Steuerung der Temperatur. Der Doppelmantel (6) war in diesen Fällen mit Luft gefüllt. Nur die Temperaturen im Substratinneren und am Rand (T_I ; T_A) wurden zur Kontrolle gemessen.

Informationen zu den Maßnahmen zur Temperierung bei den einzelnen Versuchsreihen sind in der Anlage IIa zu finden, zusätzliche Informationen zu den Temperaturmessungen in Anlage IIIa.

Bei folgenden Versuchsreihen wurden identische Ansätze (Anlagen IIb und c), jedoch eine unterschiedliche Prozesssteuerung hinsichtlich der eingestellten Temperierung verwendet (Anlage IIa):

- Versuchsreihe R4c und R5c: 35 und 55 °C zwischen 1. und 3. Woche,
- Versuchsreihen R5a, R6a, R7a, R8a: 55 °C, 55-60 °C, 65 °C während intensiver Abbauphase; 35 °C bzw 45 °C während Reifephase.

3.2.2.2. Belüftung, Umsetzung, Befeuchtung und Kompostierungsdauer

Die Prozesssteuerung der Kompostierungsversuche beinhaltete, gemäß den Ausführungen in Kap. 1.3., die auch in Kompostierungsanlagen üblichen Maßnahmen auf Basis einer Belüftung, Befeuchtung und Umsetzung. Hierdurch konnten u.a. die Feuchte, der pH-Wert und der N-Gehalt des Substrates sowie der O₂-Gehalt in der Abluft während der Kompostierung beeinflusst werden. Die einzelnen Steuerungsmaßnahmen werden in den Textfeldern kurz charakterisiert. Eine zusammenfassende Übersicht zur Prozesssteuerung bei den 53 Versuchsreihen hinsichtlich der Belüftung, der Befeuchtung und der Umsetzung gibt Anlage IIb. Dort werden die Maßnahmen jeweils separat für die Phase des intensiven Abbaus und der Stabilisierung sowie der Reifephase (Kap. 1.2., Abb. 1-2) aufgeführt. Es wird zudem angegeben, wann der Versuch eine unbelüftete Phase durchlief, wann eine Zusatzstoffzugabe während der Kompostierung erfolgte und um welchen Zusatzstoff es sich dabei handelte.

Belüftung

Die Belüftung diente hauptsächlich der O₂-Zufuhr und der Einstellung unterschiedlicher O₂-Gehalte in der Gasphase, in einigen Versuchen jedoch auch der NH₃- und H₂O-Zufuhr, der Trocknung und der Temperierung. Ein Durchflussmesser in Kombination mit einem Regulierventil (Abb. 3-1, 12) ermöglichte die Einstellung eines Zuluftvolumenstromes ($\dot{V}_{in}$) zwischen 0 und 300 L/h. Sofern größere Volumenströme benötigt wurden, kamen zwei Durchflussmesser zum Einsatz. Die eingestellten Durchflussraten ($\dot{V}_{in}$) variierten zwischen 0 und 350 L/h. Es erfolgte immer eine Initialeinstellung des Durchflusses mit Hilfe des Regulierventils (12). Während des Prozesses wurden die voreingestellten Werte in Abhängigkeit vom Prozessverlauf manuell mit Hilfe dieses Ventils (12) eingestellt. Die Belüftung erfolgte zumeist mit Frischluft (Raumtemperatur, Feuchte 7-10 %). In einigen Fällen wurde die Zuluft jedoch auch befeuchtet und temperiert oder es kam die Abluft eines Reaktors als zusätzlicher Teilstrom zum Einsatz. In einem Versuch wurde die Zuluft zudem mit NH₃ angereichert.

Weitere Informationen zur Durchflussmessung sind in Anlage IIIb zu finden. Versuchsreihenbezogene Angaben zu H₂O- und NH₃-Zugaben sowie zu den Belüftungsraten sind Anlage IIb zu entnehmen. Angaben zur Art und Weise der Zuluftführung sind in Anlage IIa dokumentiert.

Umsetzung

Die Umsetzung diente der Homogenisierung, der Probenahme, der Mischung mit Zusatzstoffen sowie der Befeuchtung. Sie erfolgte, versuchsabhängig in unterschiedlichen Abständen, die in der Intensivrottephase von 2 mal pro Woche bis hin zu 1 mal in 10 Wochen reichten. Zumeist wurde jedoch 1 mal pro Woche umgesetzt. In der Reifephase wurden die Abstände im Allgemeinen vergrößert. Zur Umsetzung wurden die Reaktoren von der Anlage abgekoppelt. Mittels einer Kippvorrichtung (Abb. 3-1, 7) konnten sie einfach entleert werden. Die Homogenisierung und ggf. die Mischung mit Zusatzstoffen erfolgte mit einer Schaufel. Die Zugabe von Zusatzstoffen erfolgte nur in ausgewählten Versuchen bei einzelnen Umsetzterminen. Insgesamt wurden folgende Zusatzstoffe verwendet: Holzspäne bzw. Holzchips, Kalk, anorganische N-Verbindungen, Tiermehl, Weizenmehl. Sie dienten zur Beeinflussung der Milieubedingungen. Die Probenahmen erfolgten zumeist vor der Zugabe der Zusatzstoffe. Nach der Homogenisierung, Probenahme und Mischung wurde das Substrat weitestgehend vollständig über einen Trichter in den Reaktor zurückgefüllt. Der durch die Probenahme und die Umsetzverluste bedingte Masseverlust ($m_{\text{wet-substrate,sample}}$) wurde durch Wägung des Reaktors vor und nach dem Umsetzen bestimmt (Anlage IVa).

Weitere Informationen zur Umsetzung sind in Anlage Va zu finden. Angaben zu den bei einzelnen Versuchsreihen erfolgten Umsetzhäufigkeiten sowie den Zusatzstoffzugaben und -terminen sind der Anlage IIb zu entnehmen.

Befeuchtung

Die Befeuchtung diente der Einstellung des Wassergehaltes des Substrates während der Kompostierung. Sie wurde zumeist während des Umsetzens im Rahmen einer H₂O-Zugabe durchgeführt. Die erforderlichen H₂O-Zugaben wurden auf Basis der H₂O-Gehalte der Substrate ermittelt. Teilweise wurde auch über die Zuluft befeuchtet, indem die Luft durch mit Wasser gefüllte Waschflaschen oder durch den in Abb. 3-1 dargestellten Wassermantel des Reaktors (6) geleitet wurde. In einigen Fällen wurde eine Befeuchtung zudem mit Hilfe einer im Reaktorauslass angebrachten Steigleitung durchgeführt. In der Steigleitung kondensierte ein Teil des in der Abluft enthaltenen Wasser und floss wieder in den Reaktor zurück, sofern keine separate Kondenswassererfassung (Abb. 3-1, 14a) installiert wurde.

Weitere Informationen zur Befeuchtung bei den 53 Versuchsreihen sind der Anlage IIb zu entnehmen. Spezielle Maßnahmen bei einzelnen Versuchsreihen werden zudem in Anlage IIa (Fußnote G, H) erwähnt.

Bei folgenden Versuchsreihen wurden nahezu vergleichbare Ansätze (Anlagen IIb und c) jedoch eine unterschiedlichen Prozesssteuerung hinsichtlich der Belüftung, Umsetzung bzw. Befeuchtung verwendet (Anlagen IIb):

- Versuchsreihen *R3b*, *R4a* und *R9a* sowie *R4d* und *R8e*: Variation der Belüftungsrate,
- Versuchsreihen *R1i* und *R7i*; *R3i* und *R8i*; *R4i* und *R9i*: Variation der Belüftungsrate und der Umsetzrhythmen,
- Versuchsreihen *R9e* und *R9a*: Variation der Umsetzrhythmen,
- Versuchsreihen *R8e* und *R5b*: Variation der Wasserrückführung.

Ein weiterer Parameter der Prozesssteuerung in Kompostierungsanlagen ist die **Kompostierungsdauer**, welche von Fragen der betrieblichen Organisation und Kompostierungstechnik sowie vom angestrebten Anwendungsgebiet des Kompostes abhängt. Die Kompostierungsversuche durchliefen jedoch in den meisten Fällen alle in Kap. 1.2., Abb. 1-2 dargestellten Phasen, um ein komplettes Bild des Gesamtprozesses zu erhalten. Die Kompostierungsphasen bzw. die Abbaustufe (CL_{deg} , Kap. 3.5.1.) konnte mit Hilfe der Temperaturentwicklung (T_I) kontrolliert werden. Einige Versuchsreihen wurden jedoch bereits während bzw. am Ende der Abkühlungsphase abgebrochen, wenn keine wesentlichen Aussagen von der Weiterführung des Kompostierungsprozesses zu erwarten waren. Weiterhin wurden Langzeitversuche durchgeführt, um auch unterschiedliche Stadien der Reifephase beurteilen zu können. Die jeweilige Gesamtkompostierungsdauer (t_e) für jede der 53 Versuchsreihen wurde in Anlage IIb aufgeführt. Sie reichte in den Extremfällen von 3 (*R1j*) bis 67 Wochen (*R1l*), zumeist lag sie jedoch zwischen 9 und 24 Wochen.

3.2.3. Substrate

Die Inputsubstrate der 53 Kompostierungsversuche unterschieden sich mehr oder weniger hinsichtlich ihrer Zusammensetzung und ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften. Nahezu die Hälfte der Versuche wurde mit realen Abfällen verschiedenster Herkunft durchgeführt. In den restlichen Versuchen wurden verschiedene, gut definierte Modellabfälle eingesetzt, welche Bioabfälle verschiedenster Zusammensetzung simulierten. In den folgenden Textfeldern werden die verschiedenen verwendeten realen Abfälle sowie die in den Modellabfallmischungen verwendeten Bestandteile näher charakterisiert. Die genauen Anteile der bei den 53 Versuchsreihen verwendeten realen Abfälle bzw. Modellabfallbestandteile sowie ggf. zugesetzter sonstiger Zusatzstoffe zeigt Anlage IIc, wobei bei den Modellabfällen die einzelnen Bestandteile hinsichtlich ihrer chemischen Zusammensetzung in leicht abbaubare, schwerer abbaubare und inerte Bestandteile untergliedert wurden.

Reale Abfälle

Die verwendeten realen Abfälle können hinsichtlich der darin enthaltenen Bestandteile bzw. ihrer chemischen Komponenten näherungsweise wie folgt beschrieben werden:

- Die aus verschiedenen Kompostierungsanlagen stammenden Bioabfälle enthielten vorwiegend Grün- und Küchenabfälle sowie erdige Inertstoffe in unterschiedlichen Anteilen. Inerte Störstoffe waren nicht mehr enthalten. Durch Lagerung in der Biotonne und in der Kompostierungsanlage sowie teilweise durch eine Vorrotte unterlagen die leicht abbaubaren Organikfraktionen bereits einem gewissen biologischen Abbau, bevor sie als Versuchssubstrat in die Reaktoren gefüllt wurden.
- Die Gärreststoffe bestanden aus teilabgebauten Grün- und Küchenabfällen sowie erdigen Inertstoffen. Sie enthielten einen deutlich reduzierten Anteil an leichtabbaubaren Komponenten, da der ursprüngliche Abfall 20-30 Tage in einer mesophilen Vergärungsanlage behandelt wurde. In den Gärreststoffen waren ligninreiche sowie inerte Bestandteile auf Grund der Anreicherung während der Vergärung verstärkt enthalten.
- Die Restabfälle bestanden aus Grün- und Küchenabfällen sowie erdigen Inert- und Störstoffen. In einer Perkolationsversuchsanlage erfolgte eine teilweise Abtrennung wasserlöslicher Komponenten. In dieser Versuchsanlage wurden ebenfalls Störstoffe entfernt. Dennoch waren in den für die Kompostierungsversuche verwendeten Substraten noch reichlich Störstoffe aus Plastik, Glas und Metall enthalten. Weiterhin unterlag die Organikfraktion vor Versuchsbeginn einem deutlichen biologischen Abbau infolge von Lagerungs- und Transportprozessen.
- Als Repräsentant landwirtschaftlicher Abfälle wurden Hühnerexkreme verwendet. Neben un- bzw. teilverdauten Futtermitteln enthielten sie das Stoffwechselprodukt Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) in hohen Anteilen. Zudem waren sie geringfügig mit Stroh versetzt. Durch eine Lagerung auf dem Hühnerhof wurde der Anteil an leicht abbaubaren Stoffen weiter reduziert.
- Karotten wurden als Vertreter von Monoabfällen gewählt. Sie sind nach Souci et al. (1989) durchschnittlich wie folgt zusammengesetzt: Wasser 87,5-92,1 %; Protein 0,7-1,2 % FS; leicht abbaubare Kohlenhydrate 3,6-8,2 % FS (im Wesentlichen Glucose, Fructose, Saccharose); hochmolekulare Stoffe 3,4-3,7 % FS (im Wesentlichen Pentosen, Hexosen, Pectin und Cellulose).
- Die Klärschlämme entstammten einer kommunalen sowie einer gewerblichen Abwasserbehandlungsanlage. Klärschlämme sind im Wesentlichen aus mikrobieller Biomasse aufgebaut. Der N liegt in Klärschlämmen im Wesentlichen als $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ sowie in bakterieller Biomasse mehr oder weniger stabil immobilisiert vor.

Modellabfälle

Zur Herstellung der Modellabfälle wurden jeweils 7-10 Modellbestandteile in definierten Anteilen gemischt. Die folgend aufgeführten, verwendeten Bestandteile können hinsichtlich ihrer biologischen Abbaubarkeit und ihrer N-Gehalte wie folgt klassifiziert werden:

- Äpfel, Kartoffeln, Rüben, Weizen: leicht abbaubar mit N-Gehalten $< 4 \text{ \% dm}$
- Erbsen, Tiermehl: leicht abbaubar mit N-Gehalten ab $4 \text{ \% dm}$
- Holzchips, Holzspäne, Stroh, Rinde: schwerer abbaubar mit N-Gehalten $< 1 \text{ \% dm}$
- Blätter, Gras: schwerer abbaubar mit N-Gehalten ab $1 \text{ \% dm}$
- Sand: inert

Die Komposition der Modellabfälle war durch die Verwendung bekannter Bestandteile gut reproduzierbar. Die Auswahl der Bestandteile erfolgte so, dass verschiedene Repräsentanten von Bioabfallfraktionen vorlagen. Diese sollten eine verschiedenartige chemische Zusammensetzung hinsichtlich Art und Anteil der Kohlenhydrate, der nicht hydrolysierbaren, ligninartigen Anteile sowie der N-Gehalte aufweisen. Ein weiteres Auswahlkriterium für die Modellbestandteile war, dass sie ganzjährig verfügbar sowie lagerfähig sein müssen. Eine Übersicht über die Anteile an Stärke, Hemicellulosen, Cellulose, Protein und ligninartigen Substanzen findet sich bei Körner et al., 1999. Die in den Untersuchungen verwendeten leicht abbaubaren Modellabfallbestandteile enthalten einen hohen Anteil an Kohlenhydraten und Proteinen, während schwerer abbaubare Bestandteile lignocellulosischer Natur sind.

Vor Versuchsbeginn erfolgte jeweils eine manuelle Initialeinstellung der Eigenschaften des Substrates. Hierbei wurde die Substratzusammensetzung und -feuchte, die Partikelstruktur und der pH-Wert berücksichtigt. Verschiedene Modellabfallmischungen und verschiedene reale Abfälle wurden hinsichtlich ausgewählter chemisch-physikalischen Eigenschaften variiert. Die Analyseergebnisse der Inputmaterialien aller 53 Versuchsreihen sind hinsichtlich der Wassergehalte ($w_{H_2O;0}$), der pH-Werte ($pH_{FE;0}$), der Schüttdichte (ρ_0), der Organik- ($c_{org-FF;0}$) und Aschegehalte ($c_{ash-FF;0}$) sowie der C/N-Verhältnisse (C/N_0) in Anlage II d zusammengestellt. Weiterhin erfolgt in dieser Anlage die Angabe der N-Gesamt-Gehalte ($c_{N-total,substrate;0}$) der Inputsubstrate. Der N-Gesamt-Gehalt wird zudem jeweils untergliedert in den Gehalt an organischem ($c_{N-org,substrate;0}$) und an anorganischem N ($c_{NH_3-N,substrate;0}$, $c_{NO_3-N,substrate;0}$)¹ angegeben.

¹ Der Gehalt an NO_2^- -N ($c_{NO_2-N,substrate;0}$) betrug bei allen Inputsubstraten $0 \text{ \% dm}$ bzw. war vernachlässigbar gering.

Die durchgeführten Maßnahmen zur Variation ansonsten identischer Inputmaterialien sind in Tab. 3-1 zusammengefasst. Von den Versuchsreihen mit realen Abfällen waren folgende Ansätze bis auf die jeweils variierte Eigenschaft vergleichbar (Anlagen IIc,d):

- Klärschlämme (*R1l, R1m, R2m, R3m, R4m*): N-Gehalte und N-Verbindungen mit Ammoniumnitrat (NH_4NO_3) und Harnstoff ($\text{CH}_4\text{N}_2\text{O}$) variiert,
- Klärschlämme (*R1l, R1m*): durch unterschiedliche Wassergehalte variiert
- Hühnerexkremente (*R1j, R2j, R3j* sowie *R1k, R2k*): Substratstruktur mit PVC-Gitterhohlkugeln variiert sowie Substratstruktur mit Holzchips sowie Polystyrolschaumkörper variiert und Anteil leichtabbaubarer Komponenten mit Weizenmehl variiert,
- Gärreststoffe (*R6c, R7c*): Substratstruktur mit Holzchips variiert,
- Restabfälle (*R1i, R3i, R4i, R7i, R8i, R9i*): Substratzusammensetzung und -struktur durch grünabfallreiche Bioabfälle variiert,
- Monoabfall Karotten (*R3k, R4k*): Substratstruktur mit Holzchips bzw. Polystyrolschaumkörpern variiert.

Von den Versuchsreihen mit Modellabfällen waren folgende Ansätze bis auf die jeweils variierte Eigenschaft vergleichbar (Anlagen IIc und d):

- Modellabfallmischungen *R4a, R9a, R3b* mit *R5a, R6a, R7a, R8a* sowie *R4b, R3c* mit *R5b* und *R2d*: Variation des pH-Wertes mit Kalk,
- Modellabfallmischungen *R10a* mit *R2b* sowie *R10b* mit *R2c*: Variation des N-Gehaltes mit Nitratdünger,
- Modellabfallmischungen *R6b* mit *R7b*: Variationen der Substratstruktur und -zusammensetzung durch unterschiedliche Mischungen mit verschiedenen, schwerer abbaubaren Komponenten,
- Modellabfallmischungen *R5b* mit *R9b* sowie *R4d* mit *R5d*: Variationen der Substratstruktur durch unterschiedliche Korngrößen des Strukturmaterials Holz,
- Modellabfallmischungen *R8c* mit *R9c*: Variation des N-Gehaltes mit Tiermehl,
- Modellabfallmischungen *R4d, R8e* mit *R6g*: Variation der Partikelmorphologie durch unterschiedliche Zerkleinerungsarten bei den leichtabbaubaren Substratbestandteilen.

Weitere Vergleichsmöglichkeiten bieten sich außerdem, wenn man die Modifikation mehrerer Parameter (z.B. des Wassergehaltes und des pH-Wertes) berücksichtigt.

Tab. 3-1: Maßnahmen zur Variation der chemisch-physikalischen Eigenschaften der Inputsubstrate.

Eigenschaft	Maßnahmen zur Eigenschaftsmodifikation	
	<i>Bei reale Abfällen</i>	<i>Bei Modellabfällen</i>
Substratzusammensetzung	Mischung mit anderen realen Abfällen bzw. Strukturmaterialien	Mischung verschiedener Modellkomponenten
N-Gehalt	Zugabe von Ammoniumnitrat bzw. Harnstoff	Zugabe von Nitratdünger bzw. Tiermehl
Substratstruktur	Zugabe von Holzchips	Zerteilen mit einem Messer bzw. Shreddern von Äpfeln, Kartoffeln, Rüben
	Variation des Anteils an Grünabfällen	Variation des Anteils an Holz, Rinde bzw. Stroh
	Zugabe von inerten Strukturkörpern (PVC-Gitterhohlkugeln; Polysterolschaumkörper)	Variation der Partikelgröße von Holz (Späne bzw. Holzchips)
pH-Wert	-	Zugabe von Kalk
Wassergehalt	Zugabe von Wasser	Zugabe von Wasser

3.3. Mess- und Analysemethoden

3.3.1. Messungen an der Versuchsanlage

An der in Abb. 3-1 (Kap. 3.2.1.) dargestellten Versuchsanlage wurden verschiedene Parameter on- line registriert und zudem weitere off-line gemessen. Während sich die Häufigkeit der off-line durchgeführten Messungen nach dem Kompostierungsverlauf und dem Versuchsziel richtete, wurden die on-line-Parameter automatisch alle 4 h erfasst (Kap. 3.2.2.). Die bei den einzelnen Versuchsreihen zur N-Bilanzierung und zur Charakteristik der Milieubedingungen herangezogenen on- und off-line-Parameter wurden in Tab. 3-2 zusammengestellt. Die jeweiligen Messprinzipien, die verwendeten Messgeräte und Messbereiche sowie mögliche Unsicherheitsquellen wurden in den Anlagen IIIa-c und IVa-c weiter erläutert. Die Fehlerbetrachtung berücksichtigte hierbei eine Quantifizierung der systematischen Messabweichungen sowie eine Auflistung möglicher zufälliger Messabweichungen. In einigen Versuchsreihen wurden in

bestimmten Phasen zusätzliche Messparameter herangezogen. Dies war zum einen der Fall, wenn Zusatzstoffe während der Kompostierung eingesetzt wurden. Es wurden dann die Masse der Zusatzstoffe bestimmt ($m_{additive}$). Die Art und der Zeitpunkt der Zusatzstoffzugabe bei den betroffenen Versuchsreihen ist Anlage IIb zu entnehmen.

Tab. 3-2: An der Versuchsanlage gemessene und zur Auswertung herangezogene on- und off-line-Parameter; Nr. – Messstelle in Abb. 3-1 (Kap. 3.2.1.), Beschreibung – Verweise auf Methodenbeschreibungen, v_y – Variationskoeffizienten (Kap. 3.5.2.).

Parameter		Messstelle	Nr.	v (%)	Be-schreibung
Substrattemperatur ¹	T_I	Substratinneres	2	2-7,5	Anlage IIIa
Belüftungsvolumenstrom ¹	$\dot{V}_{in}$	Zuluft	12	6-13,5	Anlage IIIb
Kohlendioxidkonzentration ¹	c_{CO_2}	Abluft	21	-	Anlage IIIc
Substratfeuchtmasse ^{2,3}	$m_{wet-substrate,reactor}$	Reaktor	-	0,3-2,1	Anlage IVa
Substratmasseverlust ^{2,3}	$m_{wet-substrate,sample}$	Reaktor	-	5,7	Anlage IVa
Sickerwasservolumen ²	V_{SI}	Sickerwasserflasche	13	0,75-7,5	Anlage IVc
Kondenswasservolumen ²	V_K	Kondenswasserflaschen	14a,b	0,75-7,5	Anlage IVc
Waschlösungsvolumen ²	V_W	Säurewaschflaschen	16a,b	3-5	Anlage IVc

1 on-line erfasst

2 off-line erfasst

3 Berechnung aus mehreren gemessenen Parametern (Anlage IVa)

Zudem wurden noch einige Messgrößen erfasst, die eine Hilfs- bzw. Kontrollfunktion hatten. Diese wurden im Folgenden zusammengestellt und in der jeweils angegebenen Anlage näher beschrieben. Für die Auswertung wurden diese Ergebnisse jedoch nicht weiter genutzt.

On-line erfasste Hilfs- bzw. Kontroll-Parameter:

- Temperaturen in der Zu- und der Abluft, in der Umgebung, im Doppelmantel, an der Reaktorwand sowie in der Gasphase im Reaktor u.a. zur Kontrolle des allgemeinen Prozessverlaufes und zur Erfassung von Gradienten (T_{in} , T_{out} , T_{room} , T_D , T_A , T_L ; Anlage IIIa),
- Volumenstrom der Abluft zur Feststellung von Undichtigkeiten im System ($\dot{V}_{out}$, Anlage IIIb),
- Kontrolle der NH_3 -Freiheit in der Abluft bei Versuchsreihen mit zusätzlichem NH_3 -Sensor Messgeräten (Anlage IIa) und Kontrolle der Feuchte in der Abluft bei Versuchsreihen mit zusätzlichem Feuchte-Sensor (Anlage IIa).

Off-line erfasste Hilfs- bzw. Kontroll-Parameter:

- Druck im Reaktor (p) zur Kontrolle der Dichtigkeit der Reaktoren (Kap. 3.2.1., Abb. 3-1),
- pH-Wert im Kondenswasser zur Feststellung des Beginnes des NH_3 -Austrages; pH-Wert bzw. Farbumschlag eines Indikators in der Säure zur Ermittlung des geeigneten Zeitpunktes zum Wechsel der Säurewäscher (Anlage Vc),
- Volumen des gebildeten Biogases, dass mit Hilfe von Gasbeuteln in einigen unbelüfteten Phasen verschiedener Versuchsreihen erfasst wurde (Anlage IIb), zur Abschätzung der N_2O -Verluste in unbelüfteten Phasen (Kap. 4.1.3.1., Abschnitt 2).

3.3.2. Chemische Analytik der Proben

3.3.2.1. Probenahme, -aufbereitung und -lagerung

Der in Abb. 3-1 (Kap. 3.2.1.) dargestellten Versuchsanlage wurden feste, flüssige und gasförmige Proben zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Kompostierung entnommen. Die Entnahmen sowie die Aufbereitung und Lagerung der Proben erfolgten entsprechend des in Abb. 3-2 gegebenen Schemas.

Feststoffproben wurden bei der Umsetzung entweder als Mischprobe oder schichtweise aus dem Reaktor entnommen. Die Vorgehensweise bei der Probenahme ist im Detail in Anlage Va aufgeführt. Ein Teil der frischen Feststoffproben wurde getrocknet und gemahlen. Die Herstellung der getrockneten und pulverisierten Feststoffproben („FF“)¹ wird in Anlage Va beschrieben. Ein anderer Teil wurde mit einer CaCl_2 -Lösung bzw. mit H_2O nach der in Anlage Vb beschriebenen Vorgehensweise extrahiert. Die Extrakte („FE“)¹ wurden zur weiteren Analytik verwendet, nachdem die Feststoffpartikel durch Filtration oder Zentrifugation entfernt wurden. Die getrockneten und pulverisierten Proben wurden in luftdicht verschlossenen Gefäßen bei Umgebungstemperatur gelagert. Die Extrakte sowie die nachfolgend beschriebenen, sonstigen flüssigen Proben wurden bis zur Analyse tiefgekühlt aufbewahrt.

Weitere flüssige Proben fielen in Form von Sicker- und Kondenswasser sowie als Säurelösungen aus Säurewäschern an. Die Methodik ihrer Entnahme wurde in Anlage Vc detailliert beschrieben. Sickerwasser („ST“)¹ bildete sich nur in wenigen

¹ Index, welcher in Formelzeichen zur Kennzeichnung der Art der untersuchten Probe verwendet wurde.

Versuchsphasen. Je nach anfallender Menge wurde es täglich bis wöchentlich nahezu vollständig aus dem Reaktor abgelassen (Probenahmestelle 13, Abb. 3-1; Kap. 3.2.1.).

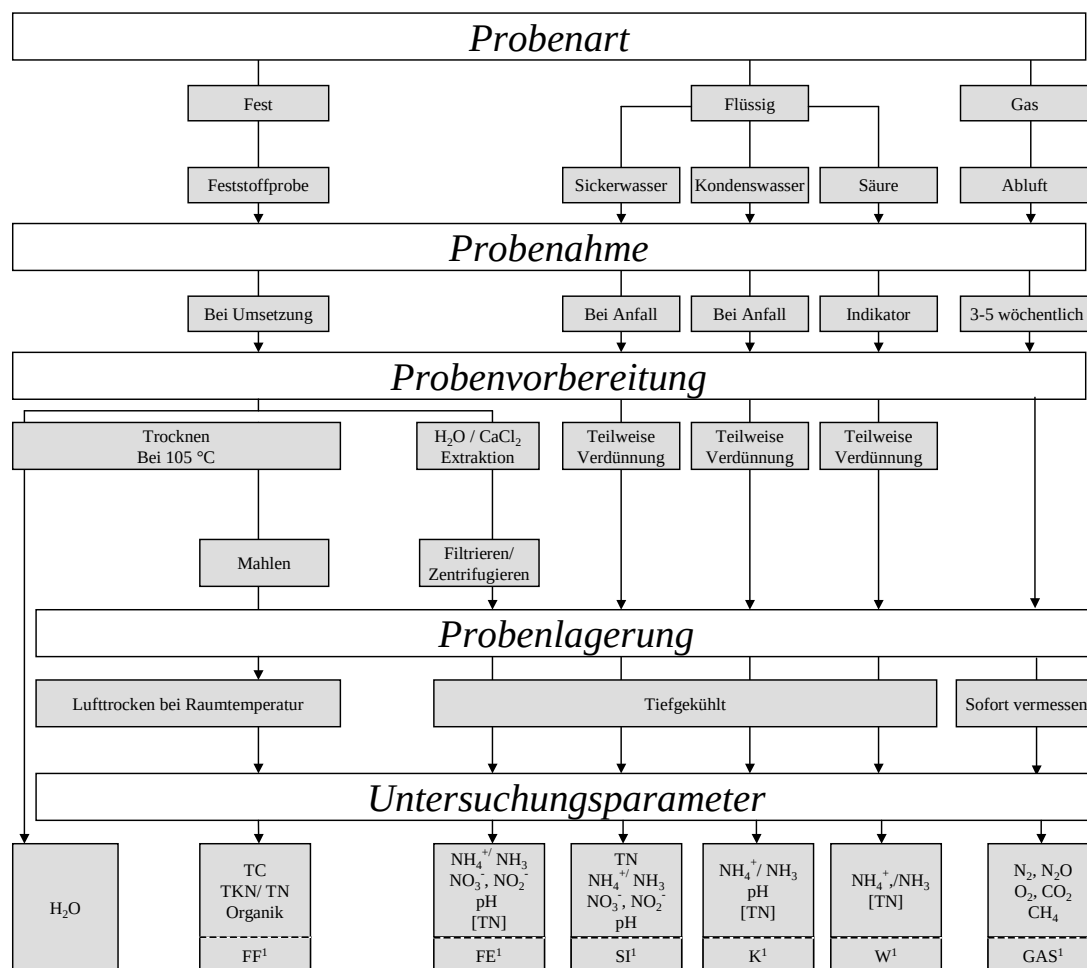


Abb. 3-2: Übersicht zur Beprobung der Reaktoren sowie zur Aufbereitung, Lagerung und chemischer Analytik der Proben (die in Klammern angegebenen Parameter wurden nur bei einigen Versuchsreihen ermittelt; die Abkürzungen unterhalb der Untersuchungsparameter stellen die Indizes dar, die zur Kennzeichnung der Probenart in Formelzeichen benutzt wurden).

Die Probenahme des Kondenswassers („K“)¹ erfolgte aus den in Kap. 3.2.1., Abb. 3-1 angegebenen Probenahmestellen 14 a und b. Die Beprobungsrate richtete sich hier ebenfalls hauptsächlich nach der anfallenden Menge und konnte von täglich bis

¹ Index, welcher in Formelzeichen zur Kennzeichnung der Art der untersuchten Probe verwendet wurde.

wöchentlich reichen. Sie war im Allgemeinen in der thermophilen Kompostierungsphase am höchsten. Zur Entfernung von NH_3 aus der Abluft wurden Wäscher mit einer Säurelösung („W“)¹ genutzt (Probenahmestellen 16, Abb. 3-1; Kap. 3.2.1.). In der thermophilen Phase erfolgte ihre Beprobung zumeist regelmäßig 1-3 x pro Woche. Später wurden die Proben zumeist in Abhängigkeit von der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Anreicherung in der Säurelösung entnommen. Diese wurde mit einem Indikator geprüft. Kondenswasser- und Säurelösungsproben wurden in einem Teil der Versuchsreihen separat analysiert. In einigen Versuchsreihen wurde das Kondenswasser mit den Säurelösungsproben quantitativ vereinigt, so dass jeweils nur eine Mischprobe analysiert werden musste. Für die Analytik war eine Probenvorbereitung bei den flüssigen Proben nur erforderlich, wenn der Messbereich des Analysegerätes zur $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Bestimmung (Anlage VIg) überschritten wurde. In diesen Fällen erfolgte eine Verdünnung der Proben.

Die Gasproben („GAS“)¹ wurden aus der in Kap. 3.2.1, Abb. 3-1 dargestellten Probenahmestelle 17 bzw. in einigen unbelüfteten Phasen aus den an den Reaktoren angebrachten Gasbeuteln entnommen. Die Probenahme erfolgte ca. 3-5 x wöchentlich mit Hilfe einer Spritze. Jeweils 1 mL der Probe wurden unverzüglich nach der Probenahme in einen GC eingespritzt und analysiert (Anlage VIj).

3.3.2.2. Analysen

Eine Übersicht über die in den Feststoffproben, den Extrakten, den Sickerwasser-, den Säurelösungs- und den Gasproben analysierten N-Komponenten zeigt Abb. 3-2 (Kap. 3.3.2.1.). Alle Analyseparameter wurden zudem in Tab. 3-3 zusammengestellt und hinsichtlich der Nachweisgrenzen (x_{NG} ; Kap. 3.5.3.) und der Variationskoeffizienten (v_y bzw. v_x , Kap. 3.5.3.) charakterisiert. In den Anlagen VIa-j wurden die jeweiligen Analysemethoden hinsichtlich der Verfahrensgrundlage, der Analysevorschriftmethode, der verwendeten Analysegeräte sowie einer Fehlerbetrachtung beschrieben. Die entsprechenden Analyseergebnisse wurden zur Erstellung der N-Bilanzen, zur Charakteristik der Milieubedingungen und des Prozessverlaufes sowie zur Erklärung der N-Umsetzungsprozesse herangezogen. Neben den N-Verbindungen wurden daher das Milieu charakterisierende Parameter ermittelt.

¹ Index, welcher in Formelzeichen zur Kennzeichnung der Art der untersuchten Probe verwendet wurde.

Tab. 3-3: Übersicht über die bei den verschiedenen Probentypen verwendeten und zur Auswertung herangezogenen Analyseparameter mit den entsprechenden Formelzeichen, Probentypen, Nachweisgrenzen (x_{NG}) und Verfahrensvariationskoeffizienten (v_x). bzw. versuchsspezifischen Variationskoeffizienten (v_y). Die Methoden wurden in den Anlagen VIa-j näher beschrieben.

Parameter	Formel	Probentyp	x_{NG}	v_y^7/v_x	Beschreibung
Kjeldahl-N ¹	C_{TKN-FF}	Feststoff ²	0,02	2,7 %	Anlage VI d
Gesamt N ¹	C_{TN-FF}		0,5	3,8 %	Anlage VI c
Gesamt N	C_{TN-SI}	Sickerwasser	10 mg/L	2,5 %	Anlage VI f
NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N	$C_{NH4-N-K}$ ³	Kondenswasser			Anlage VI g
	$C_{NH4-N-W}$ ³	Säurelösung	5 mg/L ⁴	2,0 % ⁴	
	$C_{NH4-N-FE}$	Extrakt ⁸	10 mg/L ⁵	2,5 % ⁵	
	$C_{NH4-N-SI}$	Sickerwasser			
NO ₃ ⁻ -N	$C_{NO3-N-FE}$	Extrakt ⁸	0,05	2,0 %	Anlage VI h
	$C_{NO3-N-SI}$	Sickerwasser	mg/L		
NO ₂ ⁻ -N	$C_{NO2-N-FE}$	Extrakt ⁸	0,05	1,0 %	Anlage VI h
	$C_{NO2-N-SI}$	Sickerwasser	mg/L		
N ₂	C_{N2-GAS}	Gas	0,06	0,6 %	Anlage VI j
N ₂ O	$C_{N2O-GAS}$	Gas	0,06	0,6 %	Anlage VI j
CO ₂	$C_{CO2-GAS}$	Gas	0,06	0,6 %	Anlage VI j
O ₂	C_{O2-GAS}	Gas	0,06	0,6 %	Anlage VI j
H ₂ O	w_{H2O} ⁹	Feststoff ⁶	< 2 %	0,1-0,2 % ⁷	Anlage VI a
Organik	C_{org-FF}	Feststoff ²	< 1 %	< 1 % ⁷	Anlage VI b
pH-Wert	pH_{FE}	Extrakt ⁸	-	-	Anlage VI i

1 optional C_{TKN-FF} bzw. C_{TN-FF}

2 pulverisierte Probe

3 bzw. $C_{NH4-N-K+W}$

8 Messungen während der Herstellung der Extrakte – Anlage VI b

9 berechnet aus den Messparametern $m_{wet-substrate-H2O}$, $m_{dry-substrate-H2O}$, $m_{vessel-H2O}$ (Anlage VI a)

4 für Bestimmung über gassensitive Elektrode

5 für Bestimmung über Destillation und Titration

6 frische Probe

7 Variationskoeffizient v_y

Zudem wurden, teilweise nur bei einigen Proben, weitere Analysen durchgeführt, deren Resultate jedoch nur zu Kontrollzwecken bzw. als Hilfsgrößen herangezogen wurden:

- Wassergehalt in pulverisierten Proben zur Bestimmung des durchschnittlichen Wassergehaltes in diesem Probentyp (w_{H2O-FF} , Anlage VI a),
- Kohlenstoffgehalt in pulverisierten Proben zur Kontrolle des Abbaus organischer Substanz (C_{TC-FF} , Anlage VI e),
- Gesamt-N-Gehalte in Extrakten, Kondenswässern und Säurelösungen zur Berechnung und Abschätzung des Vorkommens von organischem N in diesen flüssigen Proben (C_{TN-FE} , C_{TN-K} ; C_{TN-W} , Anlage VI f) sowie pH-Werte in Kondenswässern, Säurelösungen und Sickerwässern zu Kontrollzwecken (Anlage VI i),
- CH₄- und H₂-Konzentration der Gasproben zur Einschätzung anaerober Prozesse, (Anlage VI j).

3.4. Berechnungen

3.4.1. Zuordnung der Proben zu den Bilanzteilbereichen

Die Teilbereiche einer N-Bilanz eines Kompostierungsprozesses sind schematisch in Abb. 3-3 dargestellt. Sie umfassen den N im Substrat, im Sickerwasser und in der Abluft. Formelzeichen, die sich auf einen dieser Bilanzteilbereiche beziehen, wurden mit den Indizes „*substrate*“, „*leachate*“ bzw. „*exhaust-gas*“ gekennzeichnet. Die Erstellung der N-Bilanzen erfolgte auf Basis der verschiedenen N-Komponenten, die in den unterschiedlichen Probentypen (Kap. 3.3.2.) analysiert wurden. Ihre Zuordnung zu den Bilanzteilbereichen ist ebenfalls in Abb. 3-3 dargestellt und in den folgenden Textfeldern erläutert.

Substrat

Mit Hilfe der in den getrockneten und pulverisierten Feststoffproben (Index „*FF*“ in Formelzeichen) sowie in den Extrakten (Index „*FE*“ in Formelzeichen) nachgewiesenen N-Verbindungen konnte der Anteil des Gesamt-N des Substrates an der Bilanz ($N_{N-total,substrate}$) vollständig erfasst werden. Er setzte sich aus organischen ($N_{org,substrate}$) und anorganischen N-Verbindungen ($N_{NH4-N,substrate}$; $N_{NO3-N,substrate}$; $N_{NO2-N,substrate}$) zusammen. Zur Quantifizierung dieses Bilanzteilbereiches wurden zwei Optionen angewandt. Option 1 basierte auf der Bestimmung des Gesamt-N in den Feststoffproben (C_{TN-FF}). Bei Option 2 wurde der Kjeldahl-N (C_{TKN-FF}) in diesen Probentypen zur Auswertung herangezogen. Bei beiden Optionen wurde davon ausgegangen, dass NH_4^+/NH_3 durch die Trocknung bei 105 °C vollständig aus den Feststoffproben ausgetrieben wurde. Der Beitrag des NH_4^+/NH_3 -N an der Bilanz ($N_{NH3-N,substrate}$) wurde bei beiden Optionen über den NH_4^+/NH_3 -N im Extrakt ($C_{NH4-N-FE}$) bestimmt. Analog wurde der Beitrag des NO_3^- -N und des NO_2^- -N ($N_{NO3-N,substrate}$; $N_{NO2-N,substrate}$) über die NO_3^- -N- bzw. NO_2^- -N-Anteile im Extrakt ($C_{NO3-N-FE}$; $C_{NO2-N-FE}$) ermittelt. Die Bestimmung des organischen N-Anteils an der N-Bilanz ($N_{N-org,substrate}$) erfolgte bei Option 1 über den Gesamt-N-Gehalt der getrockneten und pulverisierten Probe (C_{TN-FF}), abzüglich der Beiträge des NO_3^- -N und NO_2^- -N ($N_{NO3-N,substrate}$; $N_{NO2-N,substrate}$), welche über die Analyse der Extrakte erhalten wurden. Option 2 basierte auf einer direkten Bestimmung des organischen N, da der in einer Feststoffprobe gemessene Kjeldahl-N (C_{TKN-FF}) dem organischen N entspricht (Kap. 4.1.4.4.). Bei der Kjeldahl-N-Bestimmung könnten unter Umständen gewisse NO_3^- -N-Anteile mit erfasst werden (Kap. 3.4.2.2.). Diese Ungenauigkeit wird jedoch als vernachlässigbar eingeschätzt (Kap. 4.1.4.4.).

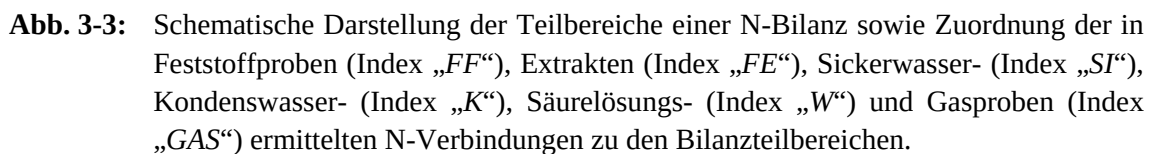
Sickerwasser

Zur Charakteristik dieses Bilanzteilbereiches wurden die Analyseergebnisse in den Sickerwasserproben (Index „SI“ in Formelzeichen) herangezogen. Der Beitrag des Sickerwasser-Gesamt-N an der Bilanz ($N_{N-total,leachate}$) konnte direkt über die Bestimmung der Gesamt-N-Konzentration des Sickerwassers (c_{TN-SI}) bestimmt werden. Analog wurden die Beiträge der anorganischen N-Verbindungen ($N_{NO3-N,leachate}$; $N_{NO2-N,leachate}$; $N_{NH4-N,leachate}$) über die jeweiligen N-Konzentrationen im Sickerwasser (c_{NO3-SI} ; c_{NO2-SI} ; c_{NH4-SI}) ermittelt. Der Anteil des organischen N des Sickerwassers ($N_{N-org,leachate}$) an der N-Bilanz wurde aus der Differenz des Gesamt-N und der anorganischen N-Anteile kalkuliert.

Abluft

Der Bilanzteilbereich der Abluft ($N_{N-total,exhaust-air}$) setzte sich aus den durch NH_3 -N, N_2O -N und N_2 gebildeten Subbereichen zusammen. Der Anteil des NH_3 -N ($N_{NH3-N,exhaust-air}$) wurde mit Hilfe des in den Kondenswasser- (Index „K“ in Formelzeichen) und Säurelösungsproben (Index „W“ in Formelzeichen) bzw. ihren Mischungen (Index „K+W“ in Formelzeichen) enthaltenen NH_4^+/NH_3 -N (Option 1: $c_{NH4-N-K}$, $c_{NH4-N-W}$, Option 3: $c_{NH4-N-K+W}$) quantifiziert. Eine weitere Option war die Berücksichtigung der Gesamt-N-Konzentrationen in den Kondenswasser- und Säurelösungsproben (Option 2: c_{TN-K} ; c_{TN-W}). Sie wurde jedoch nur stichprobenweise und zusätzlich zu Option 1 eingesetzt. Da die Analyseergebnisse von c_{TN-K} und $c_{NH4-N-K}$ sowie c_{TN-W} und $c_{NH4-N-W}$ in ihren Größenordnungen identisch waren, konnte davon ausgegangen werden, dass mit dem Kondenswasser und mit der Säurelösung in den Wäschern keine weiteren, quantitativ relevanten N-Verbindungen aus der Abluft entfernt wurden.

Der Beitrag des N_2O -N ($N_{N2O-N,exhaust-air}$) konnte prinzipiell über die N_2O -N-Konzentration in der Gasphase ($c_{N2O-N-GAS}$) ermittelt werden. Auf Grund der geringen N_2O -Anteile (Kap. 4.1.3.1.) war er jedoch für die N-Bilanz vernachlässigbar. Obwohl auch N_2 in der Gasphase gemessen wurde (c_{N2-GAS}), konnte der Anteil an N_2 , der während der Kompostierung gebildet wurde, nicht quantifiziert werden. Die Gründe wurden ebenfalls in Kap. 4.1.3.1. beschrieben. Stattdessen wurde der Beitrag des während der Kompostierung generierten N_2 ($N_{N2,exhaust-air}$) indirekt über die „Bilanzlücke“ kalkuliert. Die Vorgehensweise wurde ausführlicher in Kap. 4.1.4. erläutert.



(* nur als Stichprobe erfasst; ** nicht zur Quantifizierung herangezogen)

Gemessen	Die zur Bilanzierung herangezogene N-Verbindung wurden in einer Probe gemessen.
Kalkuliert	Die für die Bilanzierung notwendige N-Verbindung wurde mit Hilfe anderer, gemessener N-Verbindungen kalkuliert.

3.4.2. N-Verbindungen im Substrat

3.4.2.1. Ammonium-, Nitrat- und Nitrit-N

Der auf den Trockenmassegehalt des Substrates bezogene N-Gehalt der verschiedenen anorganischen N-Verbindungen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ und $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ($C_{\text{NH4-N,substrate}}$; $C_{\text{NO3-N,substrate}}$; $C_{\text{NO2-N,substrate}}$) wurde über Gl. 3-1 ermittelt.

$$C_{N\text{-inorg,substrate}} [\text{in } \% \text{ dm}] = \frac{100\% \cdot c_{N\text{-inorg-FE}} \cdot V_{\text{FE}}}{\left(1 - \frac{w_{\text{H}_2\text{O}}}{100\%}\right) \cdot m_{\text{wet-substrate,FE}}}$$

mit $C_{N\text{-inorg,substrate}} = C_{\text{NH4-N,substrate}}$; $C_{\text{NO3-N,substrate}}$ oder $C_{\text{NO2-N,substrate}}$

und $C_{N\text{-inorg-FE}} = C_{\text{NH4-N-FE}}$; $C_{\text{NO3-N-FE}}$ oder $C_{\text{NO2-N-FE}}$

Gl. 3-1

Hierfür wurden die nach Anlagen VIg bzw. VIh im Extrakt ermittelten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ - und $\text{NO}_2^-\text{-N}$ -Konzentrationen ($C_{\text{NH4-N-FE}}$; $C_{\text{NO3-N-FE}}$; $C_{\text{NO2-N-FE}}$) herangezogen. Weiterhin wurde der nach Anlage VIa bestimmte Wassergehalt des frischen Substrates ($w_{\text{H}_2\text{O}}$), die für die Extraktion verwendete Masse an frischer Probe ($m_{\text{wet-substrate,FE}}$) sowie das Extraktionsmittelvolumen (V_{FE}) berücksichtigt (Anlage Vb).

3.4.2.2. Organischer N

Für die Bestimmung des organischen N-Anteiles an der Substrattrockenmasse ($C_{N\text{-org,substrate}}$) kamen zwei verschiedene Optionen zum Einsatz. Zumeist wurde in der pulverisierten und getrockneten Probe der Kjeldahl-N ($C_{\text{TKN-FE}}$) nach Anlage VIId bestimmt. Zudem wurde der organische N des Substrates ($C_{N\text{-org,substrate}}$) teilweise mit Hilfe einer Elementaranalyse an der getrockneten und pulverisierten Probe ($C_{\text{TN-FE}}$) nach Anlage VIC ermittelt. Beide Methoden zeigten im Rahmen der Schwankungsbreite der Analysemethoden nahezu identische Ergebnisse (Kap. 4.1.4.4.).

Die Kjeldahl-N-Bestimmung wird u.a. in der Lebensmittelchemie, in der Bodenkunde sowie in der Kompostanalytik als Standardmethode zur Bestimmung des organischen N eingesetzt (Matissek et al., 1992; VDLUFA, 1991; BGK, 2006a). Neben organischen N-Verbindungen wird der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ erfasst, wenn frische Proben analysiert werden. Bei einer Trocknung bei 105 °C, wie sie auch in diesen Untersuchungen für die Feststoffproben durchgeführt wurde (Anlage Va), wird dieser jedoch vollständig aus der Probe ausgetrieben (Matissek et al., 1992; BGK, 2006a). Der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrag erfolgt auf Basis der in Kap. 2.2.2. beschriebenen chemisch-physikalischen Reaktionen (Gl. 2-2, 2-4). $\text{NO}_3^-\text{-N}$ und $\text{NO}_2^-\text{-N}$ wird bei der Kjeldahl-N-Bestimmung mit erfasst, wenn er in geringsten Mengen (z.B. 0,004 % dm) vorliegt. Höhere Anteile gehen größtenteils verloren (VDLUFA, 1991). Sie könnten jedoch gegebenenfalls zu einer geringfügigen Überschätzung des organischen N führen.

Beim Kjeldahl-Aufschluss werden organische N-Verbindungen mit 98 %iger Schwefelsäure oxidativ aufgeschlossen. Der Abbau organischer N-Verbindungen erfolgt entsprechend der Bindungsform des N zu Ammoniumsulfat $((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4)$, Salpetersäure (HNO_3) oder zu N_2 . Aus $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ wird nach Alkalizusatz NH_3 freigesetzt und titrimetrisch bestimmt (Anlage VI d). Die meisten organischen N-Bindungsformen werden hierbei erfasst: die verschiedenen C-N-Bindungen (u.a. Peptidgruppen: $-\text{CONH}-$; Amidgruppen $-\text{CONH}_2$), Amino- ($-\text{NH}_2$) und Iminogruppen ($=\text{NH}$) sowie heterocyclischer N ($=\text{N}-$; jedoch keine N-N- und N-O-Bindungen). Somit wird nicht nur der in Proteinen und in freien Aminosäuren (Kap. 2.1.1., Abb. 2-1), sondern auch der in Nukleinsäuren (Kap. 2.1.1., Abb. 2-1) und Aromaten gebundene N erfasst. Auch die im Modell einer Bodenhuminsäure (Kap. 2.2.6., Abb. 2-9) gekennzeichneten N-Verbindungen würden damit erfasst. Einige spezielle organische N-Bindungsformen können jedoch mit der Kjeldahl-Analyse nicht erfasst werden (N-O-Bindungen sowie N-N-Bindungen) (Matissek et al., 1992; VDLUFA, 1991). In Kap. 4.1.4.4. wird gezeigt, dass die dadurch gegebenenfalls entstehende Unsicherheit (Werte gegebenenfalls zu niedrig) für die N-Bilanzierung vernachlässigbar ist. Für die weiterführenden Betrachtungen wurde der organische N ($c_{\text{N-org,substrate}}$) daher nach Gl. 3-2 dem Kjeldahl-N einer getrockneten Substratprobe ($c_{\text{TKN-FF}}$) gleichgesetzt.

$$c_{\text{N-org,substrate}} [\text{in \% dm}] = c_{\text{TKN-FF}}$$

Gl. 3-2

Zur Bestätigung der Richtigkeit von Gl. 3-2 wurde bei mehreren Versuchsreihen jeweils die erste und die letzte Probe einer Versuchsreihe mit Hilfe einer Elementaranalyse untersucht. Bei der Elementaranalyse werden alle N-Verbindungen erfasst. Gebundener N wird mit reinem O₂ zu N₂ und NO_x oxidiert. NO_x wird bei hohen Temperaturen über einem Kupferkatalysator zu N₂ reduziert. N₂ wird mit einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor bestimmt (Keller und Nussbaumer, 1993). Von dem mit dieser Methode ermittelten Gesamt-N einer getrockneten Feststoffprobe (c_{TN-FF}) wurde nach Gl. 3-3 auf den organischen N ($c_{N-org,substrate}$) rückgeschlossen, indem die über Gl. 3-1 berechneten NO₃⁻- und NO₂⁻-N-Gehalte subtrahiert wurden ($c_{NO3-N,substrate}$; $c_{NO2-N,substrate}$). Der NH₄⁺/NH₃-N musste wiederum nicht berücksichtigt werden, da er, wie vorhergehend erwähnt, beim Trocknen aus der Probe ausgetrieben wurde. Bei dieser Methode können prinzipiell Ungenauigkeiten (Werte gegebenenfalls zu hoch) auftreten, da nicht alle anorganischen N-Verbindungen des Substrates erfasst werden (Kap. 2.1.1., Tab. 2-1). Auch diese Ungenauigkeiten wurden jedoch als vernachlässigbar eingeschätzt (Kap. 4.1.4.4.).

$$c_{N-org,substrate} \text{ [in \% dm]} = c_{TN-FF} - c_{NO3-N,substrate} - c_{NO2-N,substrate}$$

Gl. 3-3

3.4.3. Ausgetragene N-Verbindungen

3.4.3.1. Sickerwasser-N

Für die Bestimmung der mit dem Sickerwasser ausgetragenen N-Verbindungen wurden das nach Anlage Vc bestimmte Volumen des bei der Beprobung entnommenen Sickerwassers (V_{SI}) sowie die verschiedenen, im Sickerwasser ermittelten N-Konzentrationen (c_{TN-SI} ; $c_{NH4-N-SI}$; $c_{NO3-N-SI}$; $c_{NO2-N-SI}$; Anlagen VI f, VI g, VI h) benötigt. Die Konzentration des organischen N im Sickerwasser ($c_{N-org-SI}$) wurde nach Gl. 3-4 a bestimmt. Aus den verschiedenen N-Konzentrationen und dem Volumen des bei der Beprobung entnommenen Sickerwassers (V_{SI}) konnten die jeweils aus dem Reaktor ausgetragenen N-Massen ($m_{N-total,leachate,reactor}$; $m_{N-org,leachate,reactor}$; $m_{NH4-N,leachate,reactor}$; $m_{NO3-N,leachate,reactor}$; $m_{NO2-N,leachate,reactor}$) nach Gl. 3-4 b bestimmt werden.

$$c_{N-org-SI} \text{ [in \% mg/L]} = c_{TN-SI} - c_{NH4-N-SI} - c_{NO3-N-SI} - c_{NO2-N-SI} \quad \text{Gl. 3-4 a}$$

$$m_{N,leachate,reactor} \text{ [in g/reactor]} = V_{SI} \cdot c_{N-SI} \quad \text{Gl. 3-4 b}$$

$$c_{N,leachate} \text{ [in \% dm]} = \frac{m_{N,leachate,reactor} \cdot 100\%}{m_{dry-substrate,reactor}} \quad \text{Gl. 3-4 c}$$

mit $m_{N,leachate,reactor} = m_{N-total,leachate,reactor}; m_{N-org,leachate,reactor}; m_{NH4-N,leachate,reactor};$

$m_{NO3-N,leachate,reactor}$ oder $m_{NO2-N,leachate,reactor}$

und $c_{N-SI} = c_{TN-SI}; c_{N-org-SI}; c_{NH4-N-SI}; c_{NO3-N-SI}$ oder $c_{NO2-N-SI}$

Der nach Gl. 3-4 b ermittelte N-Austrag bezog sich jeweils auf die N-Masse, die während des Zeitraum zwischen zwei Bilanzierungsterminen¹ aus dem Substrat im Reaktor austrat. Gl. 3-4 c gibt den entsprechenden N-Austrag bezogen auf die jeweils im Reaktor befindliche Trockenmasse an.

3.4.3.2. Ammoniak-N der Abluft

Zur Berechnung der aus dem Reaktor über die Abluft ausgetragenen NH_3 -N-Masse ($m_{NH3-N,exhaust-air,reactor}$) wurde auf die nach Anlage VIg bestimmten NH_4^+/NH_3 -N-Konzentrationen in den Kondenswässern und Säurelösungen ($c_{NH4-N-K}; c_{NH4-N-KI}; c_{NH4-N-KIIa}; c_{NH4-N-KIIB}; c_{NH4-N-W}; c_{NH4-N-WI}; c_{NH4-N-WII}; c_{NH4-N-WIII}$ bzw. $c_{NH4-N-K+W}$) und die jeweils entsprechenden Volumina der Flüssigkeiten ($V_K; V_{KI}; V_{KIIa}; V_{KIIB}; V_W; V_{WI}; V_{WII}; V_{WIII}$ bzw. V_{K+W} ; Anlage Vc) zurückgegriffen. Hierbei war zu berücksichtigen, dass sich die Anzahl und der Typ der Proben (Indizes „KI, KIIa, KIIB, WI, WII, WIII, WI+II, K+W“ in den Formelzeichen; Anlage Vc) bei den einzelnen Probenahmeterminen unterscheiden konnte. Teilweise fiel nur ein Probentyp (Indizes „K, W“ in den Formelzeichen) an. Häufig wurden mehrere Proben zu einer Mischprobe vereinigt (Indizes „K, W, K+W“ in den Formelzeichen). In vielen Fällen erfolgten die Messungen jedoch auch separat für die verschiedenen Probentypen (KI, KIIa, KIIB, WI, WII, WIII). Die insgesamt aus dem Reaktor ausgetragene NH_3 -N-Masse konnte für alle Varianten über Gl. 3-5 a ermittelt werden. Auch hier bezogen sich die ermittelten Austräge auf die

¹ Sofern während einer Bilanzierungsperiode mehrere Probenahmen erfolgten, wurden die entsprechenden N-Austräge addiert.

Zeitpunkte zwischen zwei Bilanzierungsterminen¹. Gl. 3-5 b gibt den entsprechenden N-Austrag bezogen auf die jeweils im Reaktor befindliche Trockenmasse an.

$$m_{NH_3-N,exhaust-air,reactor} \text{ [in g/reactor]} = (c_{NH_4-N-K} \cdot V_K) + (c_{NH_4-N-KI} \cdot V_{KI}) + (c_{N-NH_4-KIIa} \cdot V_{KIIa}) + (c_{NH_4-N-KIIb} \cdot V_{KIIb}) + (c_{NH_4-N-W} \cdot V_W) + (c_{NH_4-N-WI} \cdot V_{WI}) + (c_{NH_4-N-WII} \cdot V_{WII}) + (c_{NH_4-N-WIII} \cdot V_{WIII}) + (c_{NH_4-N-K+W} \cdot V_{K+W})$$

Gl. 3-5 a

$$c_{NH_3-N,exhaust-air} \text{ [in \% dm]} = \frac{m_{NH_3-N,exhaust-air} \cdot 100\%}{m_{dry-substrate,reactor}}$$

Gl. 3-5 b

3.4.4. N- Bilanzen

Die N-Bilanzen wurden mit Hilfe der im Substrat enthaltenen ($c_{N-total,substrate}$) sowie der ausgetragenen N-Verbindungen ($m_{N-release-total,reactor}$) erstellt, wobei von den in Kap. 3.4.2. und 3.4.3. enthaltenen Gleichungen ausgegangen wurde:

N-Konzentrationen im Substrat

- $c_{NH_4-N,substrate}$ (Gl. 3-1)
- $c_{NO_3-N,substrate}$ (Gl. 3-1)
- $c_{NO_2-N,substrate}$ (Gl. 3-1)
- $c_{N-org,substrate}$ (Gl. 3-2 bzw. 3-3)

Aus dem Reaktor ausgetragene N-Massen

- $m_{N-total,leachate,reactor}$ (Gl. 3-4 b)
- $m_{NH_3-N,exhaust-air,reactor}$ (Gl. 3-5)

Der im Substrat enthaltene Gesamt-N ($c_{N-total,substrate}$) ergab sich nach Gl. 3-6 und der aus dem Reaktor ausgetragene N ($m_{N-release-total,reactor}$) nach Gl. 3-7. Ein weiterer, möglicher Austrag von während der Kompostierung gebildetem N_2 wurde in den Bilanzen nicht berücksichtigt, da der N_2 -Austrag nicht direkt quantifiziert werden konnte (Kap. 4.1.3.1.). Die Beurteilung des Beitrages von N_2 wurde in Kap. 4.1.4.5. erläutert.

$$c_{N-total,substrate} \text{ [in \% dm]} = c_{N-org,substrate} + c_{NH_4-N,substrate} + c_{NO_3-N,substrate} + c_{NO_2-N,substrate}$$

Gl. 3-6

$$m_{N-release-total,reactor} \text{ [in g/reactor]} = m_{N-total,leachate,reactor} + m_{NH_3-N,exhaust-air,reactor}$$

Gl. 3-7

¹ Sofern während einer Bilanzierungsperiode mehrere Probenahmen erfolgten, wurden die entsprechenden N-Austräge addiert.

Zur Charakteristik des Bilanzteilkbereiches „Substrat“ (Kap. 3.4.1.) wurden an den Ein-, Umsetz- und Ausbautagen Feststoffproben entnommen. Die Zeitpunkte der Probenahmen werden im Folgenden als „Bilanzierungstermin“ bezeichnet. Die entsprechenden Bilanzierungstermine werden mit Hilfe des Indexes „p“ in den Formelzeichen gekennzeichnet¹. Zusätzliche Bilanzierungstermine ergaben sich an den Umsetztagen, an welchen Zugaben erfolgten. Sie wurden mit dem Index „p+0,1“ markiert². Die zur Charakteristik der Bilanzteilkbereiche „Sickerwasser“ und „Abluft“ (Kap. 3.4.1.) benötigten N-Austräge wurden innerhalb des Zeitraumes zwischen zwei Bilanzierungsterminen als Summenparameter erfasst. Dieser Bereich wird im folgenden unter dem Begriff „Bilanzierungsperiode“ geführt.

(1) Real im Reaktor befindliche N-Masse

Die verschiedenen N-Konzentrationen im Substrat ($C_{N-substrate;p}$) waren für die jeweiligen Bilanzierungstermine bekannt. Die Anzahl (n_p) der vorhandenen Bilanzierungstermine pro Versuchsreihe ist in Anlage VIIc aufgeführt. Sie lag zwischen 5 (Versuchsreihe: R1j) und 23 (Versuchsreihen: R4a; R9a). Für die N-Bilanzierung wurde zunächst jeweils die nach dem Einbau bzw. vor dem Umsetzen oder dem Ausbau real im Reaktor befindliche N-Masse ($m_{N-substrate,reactor;p}$) nach Gl. 3-8 a berechnet. In die Berechnung ging die nach Gl. 3-8 b bestimmte Substrattrockenmasse ($m_{dry-substrate,reactor;p}$) ein. Sie wurde mit Hilfe der Substratfeuchtmasse ($m_{wet-substrate,reactor;p}$; Anlage IVa) und deren Wassergehalt ($w_{H_2O;p}$; Anlage VIa) bestimmt.

$$m_{N-substrate,reactor;p} \text{ [in g/reactor]} = m_{dry-substrate,reactor;p} \cdot \frac{C_{N-substrate;p}}{100\%} \quad \text{Gl. 3-8 a}$$

$$m_{dry-substrate,reactor;p} \text{ [in g/reactor]} = m_{wet-substrate,reactor;p} \cdot \left(1 - \frac{w_{H_2O;p}}{100\%}\right) \quad \text{Gl. 3-8 b}$$

mit $m_{N-substrate,reactor} = m_{N-org,substrate,reactor}, m_{NH_4-N,substrate,reactor}, m_{NO_3-N,substrate,reactor}$ oder $m_{NO_2-N,substrate,reactor}$

und $C_{N-substrate} = C_{N-org,substrate}, C_{NH_4-N,substrate}, C_{NO_3-N,substrate}$ oder $C_{NO_2-N,substrate}$

¹ Beispiel: Bilanzierungstermin am Einbautag: $p=0$; bei der Umsetzung nach 7 Tagen: $p=7$; am Ausbautag $p=e$; Alle Bilanzierungstermine sind in den in Anlage VIIa-VIIh dargestellten Bilanzen an einem „Knick“ zu erkennen.

² Beispiel: Am 5. Tag der Kompostierung erfolgte eine N-Zugabe während des Umsetzens - Bilanzierungstermin $p=5$ d ; nach der N-Zugabe $p+0,1=5,1$ d.

Die zum jeweiligen Bilanzierungstermin im Reaktor befindliche N-Gesamt-Masse ergab sich additiv unter Berücksichtigung der relevanten N-Komponenten nach Gl. 3-9.

$$m_{N-total, substrate, reactor; p} \text{ [in g/reactor]} = m_{N-org, substrate, reactor; p} + m_{NH4-N, substrate, reactor; p} + m_{NO3-N, substrate, reactor; p} + m_{NO2-N, substrate, reactor; p}$$

Gl. 3-9

(2) N-Verluste beim Umsetzen

Durch die Verluste beim Umsetzen ergab sich ein Austrag von Substrat am jeweiligen Bilanzierungstermin ($m_{wet-substrate, sample; p}$; Anlage IVa). Die Bestimmung der Masse der jeweiligen N-Verbindung ($\Sigma m_{N-substrate, sample}$; $\Sigma m_{N-org, substrate, sample}$; $\Sigma m_{NH4-N, substrate, sample}$; $\Sigma m_{NO3-N, substrate, sample}$; $\Sigma m_{NO2-N, substrate, sample}$), die kumulativ über diesen Weg während der Kompostierung bis zu einem bestimmten Bilanzierungstermin („p“) ausgetragen wurde, erfolgte mit Hilfe von Gl. 3-10 a. Der Index „i“ bezeichnet die Abfolge von Bilanzierungsterminen beginnend mit dem Einbautermin (i=0). In die Berechnung ging die jeweilige Konzentration der N-Verbindungen im Substrat ($C_{N-substrate}$; $C_{N-org, substrate}$; $C_{NH4-N, substrate}$; $C_{NO3-N, substrate}$; $C_{NO2-N, substrate}$) sowie die über Gln. 3-10 b mit Hilfe des Wassergehaltes einer Probe (w_{H2O}) sowie mit der Feuchtmasse der Umsetzverluste ($m_{wet-substrate, sample; p}$) bestimmte Trockenmasse der Umsetzverluste ($m_{dry-substrate, sample; p}$) ein.

$$\Sigma m_{N-substrate, sample; p} \text{ [in g/reactor]} = \sum_{i=0}^p \left(m_{dry-substrate, sample; i} \cdot \frac{C_{N-substrate; i}}{100\%} \right) \quad \text{Gl. 3-10 a}$$

$$m_{dry-substrate, sample; p} \text{ [in g/reactor]} = m_{wet-substrate, sample; p} \cdot \left(1 - \frac{w_{H2O; p}}{100\%} \right) \quad \text{Gl. 3-10 b}$$

mit $\Sigma m_{N-substrate, sample} = \Sigma m_{N-org, substrate, sample}, \Sigma m_{NH4-N, substrate, sample}, \Sigma m_{NO3-N, substrate, sample}$
oder $\Sigma m_{NO2-N, substrate, sample}$

und $C_{N-substrate} = C_{N-org, substrate}, C_{NH4-N, substrate}, C_{NO3-N, substrate}$ oder $C_{NO2-N, substrate}$

Der mit den Verlusten beim Umsetzen insgesamt aus dem Reaktor ausgetragene N ($\Sigma m_{N-total, substrate, sample}$) wurde über Gl. 3-11 mit Hilfe der kumulativen Massen der verschiedenen ausgetragenen N-Verbindungen ($\Sigma m_{N-org, substrate, sample}$, $\Sigma m_{NH4-N, substrate, sample}$, $\Sigma m_{NO3-N, substrate, sample}$, $\Sigma m_{NO2-N, substrate, sample}$) ermittelt.

$$\begin{aligned} \Sigma m_{N-total, substrate, sample; p} \text{ [in g/reactor]} = & \Sigma m_{N-org, substrate, sample; p} + \Sigma m_{NH3-N, substrate, sample; p} \\ & + \Sigma m_{NO3-N, substrate, sample; p} + \Sigma m_{NO2-N, substrate, sample; p} \end{aligned}$$

Gl. 3- 11

(3) Kumulative N-Austräge aus dem Reaktor

Die absoluten N-Austräge aus dem Reaktor lagen bereits als Massenangaben pro Austragsperiode für den Zeitraum zwischen zwei aufeinander folgenden Bilanzierungsterminen vor ($m_{NH3-N, exhaust-air, reactor}$; $m_{N-total, leachate, reactor}$; Gl. 3-4 b; Gl. 3-5). Für die Bilanzierung wurde ein kumulativer Wert ($\Sigma m_{NH3-N, exhaust-air, reactor}$; $\Sigma m_{N-total, leachate, reactor}$) nach Gl. 3-12 bis zu den jeweiligen Umsetz- bzw. Ausbautagen gebildet. Der Index „i“ bezeichnet wiederum die Abfolge von Bilanzierungsterminen beginnend mit dem Einbautermin ($i=0$).

$$\Sigma m_{N-release, reactor; p} \text{ [in g/reactor]} = \sum_{i=0}^p m_{N-release, reactor; i} \quad \text{Gl. 3-12}$$

mit $\Sigma m_{N-release, reactor} = \Sigma m_{NH3-N, exhaust-air, reactor}$ oder $\Sigma m_{N-total, leachate, reactor}$

und $m_{N-release, reactor} = m_{NH3-N, exhaust-air, reactor}$ oder $m_{N-total, leachate, reactor}$

Die Gesamtausträge aus dem Reaktor bis zum jeweiligen Bilanzierungstermin „p“ ergaben sich mit Hilfe der Sickerwasser- und Abluftausträge nach Gl. 3-13.

$$\Sigma m_{N-release-total, reactor; p} \text{ [in g/reactor]} = \Sigma m_{NH3-N, exhaust-air, reactor; p} + \Sigma m_{N-total, leachate, reactor; p} \quad \text{Gl. 3-13}$$

(4) N-Anteile in den Bilanzen

Mit Hilfe des im Reaktor verbliebenen Gesamt-N ($m_{N-total, substrate, reactor; p}$; Gl. 3-9), der N-Austräge über die Substratverluste beim Umsetzen ($\Sigma m_{N-total, substrate, sample; p}$; Gl. 3-11) sowie der N-Austräge über das Sickerwasser und die Abluft ($\Sigma m_{N-release-total, reactor; p}$; Gl. 3-13) konnten nach Gl. 3-14 massenbezogene N-Bilanzen erstellt werden. Das Resultat $m_{N-total, balance; p}$ beinhaltet alle zum Bilanzierungstermin „p“ im Reaktor befindlichen N-Massen sowie die bis dahin als Emission oder als Umsetzverlust aus

dem Reaktor ausgetragenen N-Massen. Abb. 3-4 (oben) zeigt exemplarisch eine Serie von N-Bilanzen mit 11 Bilanzierungsterminen („p“) auf Basis der absoluten Massen der jeweiligen N-Ströme.

$$m_{N-total, balance; p} \text{ [in g/reactor]} = m_{N-total, substrate, reactor; p} + \sum m_{N-total, substrate, sample; p} + \sum m_{N-release-total, reactor; p} \quad \text{Gl. 3-14}$$

In Abb. 3-4 (oben) wird ersichtlich, dass die N-Austräge durch die Umsetzverluste ($\sum m_{N-substrate, sample}$) einen erheblichen Anteil an der N-Bilanz einnehmen können. Da die Umsetzverluste nicht den Vorgängen der Kompostierung zuzurechnen sind, wurden sie den N-Austrägen bzw. der N-Verbindungen im Substrat prozentual zugeordnet. Die Berechnung der N-Anteile (N_N) der verschiedenen N-Verbindungen an den Bilanzen ($N_{N-org, substrate}$; $N_{NH4-N, substrate}$; $N_{NO3-N, substrate}$; $N_{NO2-N, substrate}$; $N_{NH3-N, exhaust-air}$; $N_{N-total, leachate}$) erfolgte mit Hilfe der Gln. 15 a und b. Dabei wurden der N-Anteil ($N_{N/N-total-0}$) in Gl. 3-15 a bezogen auf den Anfangs-N-Gehalt des Substrates ($m_{N-total, substrate; 0}$; in % $N_{total-0}$) ermittelt. In Gl. 3-15 b wurde der N-Anteil ($N_{N/dry-substrate-0}$) entsprechend auf den Anfangs-Trockenmasse-Gehalt des Substrates ($m_{dry-substrate; 0}$; in % $dm-0$) bezogen ermittelt. In die Berechnungen gingen weiterhin die Masse der verschiedenen N-Verbindungen zu den jeweiligen Bilanzierungsterminen ($m_{N-org, substrate, reactor; p}$; $m_{NH4-N, substrate, reactor; p}$; $m_{NO3-N, substrate, reactor; p}$; $m_{NO2-N, substrate, reactor; p}$; $m_{NH3-N, exhaust-air, reactor; p}$; $m_{N-total, leachate, reactor; p}$), die nach Gl. 3-14 bestimmte Gesamt-N-Masse im System ($m_{N-total, balance; p}$) und die Masse der Umsetzverluste ($\sum m_{N-substrate, sample; p}$) ein.

$$N_{N / N-total-0; p} \text{ [in \% } N_{total} - 0] = \frac{m_{N; p} \cdot 100\% \cdot m_{N-total, balance; p}}{m_{N-total, substrate, reactor; 0} \cdot (m_{N-total, balance; p} - \sum m_{N-substrate, sample; p})} \quad \text{Gl. 3-15 a}$$

$$N_{N / dry-substrate-0; p} \text{ [in \% } dm - 0] = \frac{N_{N-total-0; p} \cdot 100\%}{m_{dry-substrate, reactor; 0}} \quad \text{Gl. 3-15 b}$$

mit $m_N = m_{N-org, substrate, reactor}; m_{NH4-N, substrate, reactor}; m_{NO3-N, substrate, reactor}; m_{NO2-N, substrate, reactor};$
 $m_{NH3-N, exhaust-air}$ bzw. $m_{N-total, leachate}$

$N_N = N_{N-org, substrate}; N_{NH4-N, substrate}; N_{NO3-N, substrate}; N_{NO2-N, substrate}; N_{NH3-N, exhaust-air}$ bzw.
 $N_{N-total, leachate}$

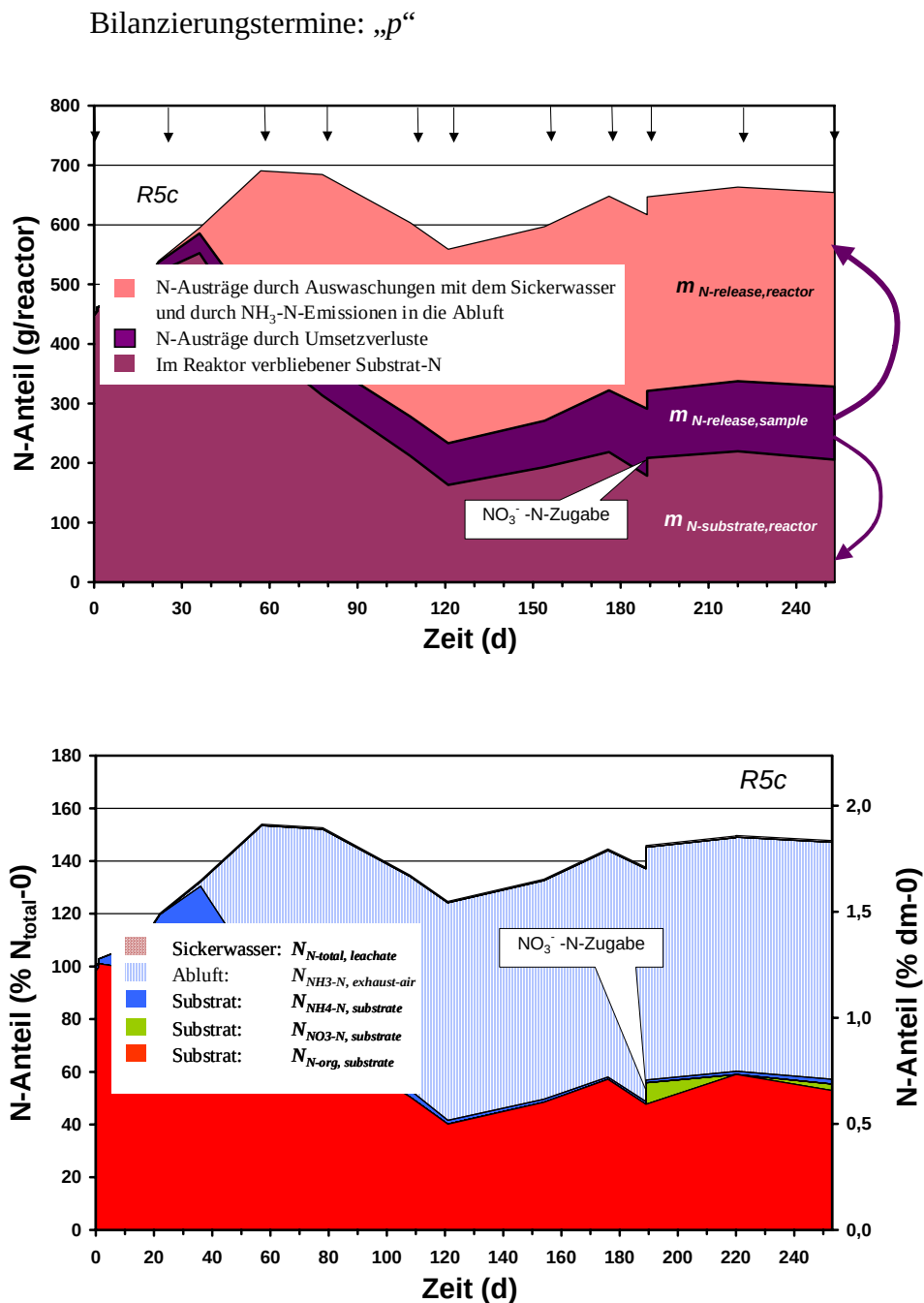


Abb. 3-4: Darstellungsformen der N-Bilanzserien am Beispiel der Versuchsreihe R5c.

- oben) Die Darstellung erfolgte für die absoluten N-Massen (m_N ; in g/reactor) der jeweiligen Bilanzteilbereiche. Die Pfeile kennzeichnen die verschiedenen Bilanzierungstermine „p“. Der Anteil der Umsetzverluste wurde separat als Bilanzteilbereich aufgeführt. Dieser Anteil wurde in der korrigierten Bilanz von Abb. 3-4 (unten) den anderen Bilanzteilbereichen prozentual zugeordnet.
- unten) Die Darstellung der N-Anteile erfolgte jeweils bezogen auf den Anfangs-Gesamt-N-Gehalt ($N_{N/N\text{-total-0}}$; in % $N_{\text{total-0}}$) bzw. den Anfangs-Trockenmasse-Gehalt ($N_{N/\text{dry-substrate-0}}$; in % dm-0) des Substrates. Die einzelnen Bilanzteilbereiche wurden hinsichtlich der Umsetzverluste korrigiert.

Die Gesamt-N-Bilanz zu einem bestimmten Bilanzierungstermin ($N_{N-total, balance; p}$) wurde nach Gl. 3-16 bestimmt. Diese beinhaltete die mit Hilfe von Gl. 3-15 a bzw. b ermittelten N-Anteile für die organischen und anorganischen N-Verbindungen im Substrat sowie die ausgetragenen N-Verbindungen. Der mögliche Austrag von generiertem N_2 mit der Abluft (Kap. 4.1.3.2.; Kap. 4.1.4.5.) wurde hierbei nicht berücksichtigt, da er nicht quantitativ erfasst werden konnte (Kap. 4.1.3.1.).

$$N_{N-total; balance; p} [\text{in } \% N_{total-0} \text{ bzw. } \% dm-0] = N_{N-org, substrate; p} + N_{NH4-N, substrate; p} + N_{NO3-N, substrate; p} + N_{NO2-N, substrate; p} + N_{NH3-N, exhaust-air; p} + N_{N-total, leachate; p} \quad \text{Gl. 3-16}$$

Abb. 3-4 (unten) zeigt eine nach Gl. 3-15 a und b hinsichtlich der Umsatzverluste korrigierte Bilanzserie. Diese enthält mit Ausnahme von NO_2^- -N sämtliche bei der N-Bilanzierung berücksichtigten N-Verbindungen des Substrates sowie sämtliche berücksichtigten N-Austräge. Zur Auswertung wurden nur diese, hinsichtlich des Umsatzverlustes korrigierten N-Bilanzen herangezogen.

Während einiger Umsetzungsvorgänge erfolgten N-Zugaben (Anlage IIb). Die N-Zugaben ($N_{N-additive}$; in $\% N_{total-0}$ bzw. in $\% dm-0$) wurden in den Bilanzen berücksichtigt, indem an den jeweiligen Zugabetagen der Zeitpunkt „p+0,1“ (Kap. 3.4.4.) eingeführt und die N-Anteile ($N_N / N_{N-total-0; p+0,1}$; $N_N / N_{dry-substrate-0; p+0,1}$) nach der Zugabe neu berechnet wurden. Die Darstellung einer Zugabe von NO_3^- -N am 190. Tag der Kompostierung wurde exemplarisch in Abb. 3-4 gekennzeichnet. Erhöhte N-Zugaben sind in den in Anlagen VIIa-h dargestellten N-Bilanzserien ebenfalls an einem Sprung erkennbar (Anlage VIIb - Versuchsreihen R5b, R6b, R7b, R8b; Anlage VIIc - Versuchsreihen R4c, R5c; Anlage VIIf - Versuchsreihe R2k; Anlage VIIg - Versuchsreihe R8k).

Für die Erstellung von N-Bilanzserien waren komplette Datenserien nötig. Fehlende Daten für einzelne N-Anteile mussten interpoliert werden. Sie treten in den in Anlagen VIIa-h abgebildeten N-Bilanzserien auf Grund der linearen Interpolation nicht offensichtlich in Erscheinung. Die auf Messwerten basierenden Datenpunkte sind in den N-Bilanzserien an einem leichten „Knick“ im Kurvenverlauf zu erkennen (siehe auch Abb. 3-4).

3.5. Kategoriebildungen, Unsicherheitsanalyse und statistische Methoden

3.5.1. Kategoriebildungen

Eine Klassifikation bzw. Kategoriebildung erleichtert die Beschreibung von Ergebnissen und die Auffindung allgemeingültiger Trends, indem bestimmte Ergebnisgruppen auf ihre wesentlichen Merkmale reduziert werden. Die vorgenommenen Klassifikationen erfolgten jeweils durch die Vergabe von Kategorie-Nummern, welche auf bestimmten, messtechnisch erfassten Eigenschaften basierten. Jeder Kategorie-Nummer wurde eine verbale Beschreibung zugeordnet, welche das Wesen der entsprechenden Kategorie am einprägsamsten beschreibt.

Auf diese Weise wurden die Substratkomposition des Inputmaterials ($CL_{sub}=0, 1, 2, 4, >4$) sowie die Abbaustufe während der Kompostierung ($CL_{deg}= 1-7$) klassifiziert. Diese Kategorietypen werden in Abschnitt (1) und (2) dieses Kapitels erläutert.

Weiterhin erfolgte eine Klassifikation verschiedener N-bezogener Parameter (Emissionen von N_2 , N_2O , NH_3 in die Abluft; Veränderung des N_{org} in den N-Bilanzserien, Austrag von Gesamt-N mit dem Sickerwasser; Veränderung des N_{org} , NH_4^+/NH_3-N , NO_3^-N , NO_2^-N im Substrat). Bei diesen Parametern wurde die gesamte Versuchsreihe in einer Kategorie zusammengefasst, welche die quantitative bzw. qualitative Ausprägung des jeweils betrachteten Parameters während der Kompostierung beschrieb. Es wurden Kategorie-Nummern von 0 bis 5 vergeben. Die Beschreibung der Kategorien erfolgte in Abschnitt (3) dieses Kapitels. Auf die konkret herangezogenen Zuordnungskriterien wird weiterführend in den Kapiteln eingegangen, in denen die jeweiligen Parameter diskutiert werden (CL_{N_2-GAS} - Kap. 4.3.3.2.; CL_{N_2O-GAS} -Kap. 4.1.3.3.; $CL_{N_2,exhaust-air}$ - Kap. 4.1.4.5.; $CL_{balance}$ - Kap. 4.1.5.3.; $CL_{quantity,N-org,substrate}$, $CL_{time,N-org,substrate}$ - Kap. 4.2.2.1.; $CL_{quantity,NH_4-N,substrate}$, $CL_{time,NH_4-N,substrate}$ - Kap. 4.2.3.1.; $CL_{quantity,NH_3-N,exhaust-air}$, $CL_{time,NH_3-N,exhaust-air}$ - Kap. 4.2.3.2.; $CL_{quantity,NO_3-N,substrate}$, $CL_{quantity,NO_2-N,substrate}$ - Kap. 4.2.4.1.; $CL_{quantity,N-total,leachate}$ - Kap. 4.2.5.).

Ein weiterer Kategorietyt beschreibt die Stärke des Zusammenhangs zwischen 2 Datensätzen ($CL_{rn} = -1, 0, 1, 2, 3, 4$). Dieser Typ wird in Kap. 3.5.3. näher beschrieben

und bei den Auswertungen hinsichtlich der Abhängigkeiten der verschiedenen N-bezogenen Parameter von den Milieubedingungen in Kap. 4.4.2. genutzt.

(1) Kategorien für die Abbaustufe

Der Substratabbau kann messtechnisch über den Trockenmasseverlust ($m_{\text{dry-substrate,reactor}}$) zwischen zwei Bilanzierungsterminen („p-1“, „p“) ermittelt werden. Der Masseverlust lässt jedoch nur unzureichend Aussagen zur Charakteristik des Fortschritts des Kompostierungsprozesses zu, weil Masseabbau und Huminfizierung nicht notwendigerweise miteinander korrelieren. Der Fortschritt des Kompostierungsprozesses kann prinzipiell mit Hilfe des Rottegrades (Rottegrade I-V; BGK, 2006) beschrieben werden. Das zur Bestimmung nötige Probenvolumen von 2 L hätte jedoch den in Gl. 3-11 (Kap. 3.4.4.) beschriebenen N-Austrag durch Beprobungsverluste während des Umsetzens ($\Sigma m_{\text{N-total,substrate,sample}}$) in nicht akzeptabler Weise vergrößert.

$CL_{deg} = 0$:	Phase des Temperaturanstieges = „Kein bis geringfügiger Abbau“
$CL_{deg} = 1$:	Phase mit maximalen Temperaturen = „Intensiver Abbau“
$CL_{deg} = 2$:	Phase der Abkühlung bis zur Umgebungstemperatur = „Abnehmender Abbau“
$CL_{deg} = 3$:	Reifephase; bis 1 Monat nach Abkühlung = „geringfügiger bis kein Abbau; Huminfizierung vergleichsweise eher sehr gering“
$CL_{deg} = 4$:	Reifephase; bis 2 Monate nach Abkühlung = „geringfügiger bis kein Abbau; Huminfizierung vergleichsweise eher gering“
$CL_{deg} = 5$:	Reifephase; bis 3 Monate nach Abkühlung = „geringfügiger bis kein Abbau; Huminfizierung vergleichsweise eher mittel“
$CL_{deg} = 6$:	Reifephase; bis 6 Monate nach Abkühlung = „geringfügiger bis kein Abbau; Huminfizierung vergleichsweise eher stark“
$CL_{deg} = 7$:	Reifephase; ab 6 Monate nach Abkühlung = „geringfügiger bis kein Abbau; Huminfizierung vergleichsweise eher sehr stark“

Es wurde daher auf die in Kap. 1.2. beschriebenen Phasen einer Kompostierung zurückgegriffen, die einen Zusammenhang zwischen den Prozesstemperaturen, den Ab- und Aufbauvorgängen und dem Rottegrad erkennen lassen. Zur Charakteristik des Rottefortschrittes wurde die „Abbaustufe“ eingeführt. Die im vorhergehenden Textfeld aufgeführten Kategorien für die Abbaustufe (CL_{deg}) wurden auf Basis des Temperaturverlaufes (T_I) während der Kompostierung gebildet. Die temperaturkonstante Reifephase wurde in 5 zeitabhängige Phasen unterteilt, für welche

ein unterschiedlicher Huminfizierungsgrad erwartet wird. Diese Einteilung basiert auf der Annahme, dass die Komplexität der Huminstoffe mit zunehmender Kompostierungszeit tendenziell voranschreitet (Kap. 2.1.6., Abschnitt 3).

(2) Kategorien für die Substratkomposition

Die zum Einsatz kommenden Inputsubstrate wurden hinsichtlich ihrer chemischen Komponenten klassifiziert. Die Kategoriebildung war nur für die Modellabfälle möglich, da für deren Bestandteile die enthaltenen chemischen Komponenten bekannt waren (siehe Textfeld Modellabfälle, Kap. 3.2.3.). Lignocellulose Substratbestandteile wurden als „schwerer abbaubar“ eingestuft, Substratbestandteile mit hohen Anteilen an Stärke bzw. an niedermolekularen Kohlenhydraten als „leicht abbaubar“. Die Anteile an leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen sind für alle Modellabfälle in Anlage IIc dokumentiert.

Mit Hilfe der Gl. 3-17 wird das Verhältnis von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteile im Substrat nährungsweise beschrieben. Der Quotient gibt die Nummer der Kategorie (CL_{sub}) an, zu der ein Modellabfall zugeordnet wurde. Dabei wurde die Kategorienummer auf eine ganze Zahl gerundet. Die Modellabfälle konnten mit dieser Vorgehensweise den Kategorien $CL_{sub} = 0, 1, 2, 4$ sowie $>4^1$ zugeordnet werden.

$$CL_{sub} = \frac{\Sigma \text{Anteil leicht abbaubarer Substratbestandteile [in \% dm]}}{\Sigma \text{Anteil schwerer abbaubarer Substratbestandteile [in \% dm]}} \quad \text{Gl. 3-17}$$

Die jeweiligen Kategorien (CL_{sub}) sind für die verschiedenen Modellabfälle in Anlage IId aufgelistet. Die Kategorien können verbal wie folgt charakterisiert werden:

$CL_{sub} = 0$:	„Sehr strukturreicher Abfall mit einem sehr hohen Anteil an schwerer abbaubaren Bestandteilen“
$CL_{sub} = 1$:	„Sehr strukturreicher Abfall mit einem relativ hohen Anteil an schwerer abbaubaren Bestandteilen“
$CL_{sub} = 2$:	„Strukturreicher Abfall mit einem ausgewogenen Anteil zwischen leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen“
$CL_{sub} = 4$:	„Strukturarmer Abfall mit einem hohen Anteil an leicht abbaubaren Bestandteilen“
$CL_{sub} = >4$:	„Sehr strukturarmer Abfall mit einem sehr hohen Anteil an leicht abbaubaren Bestandteilen“

¹ Hierbei handelte es sich um das Inputmaterial der Versuchsreihe R4k. Dieses bestand nahezu vollständig aus Karotten. Der nach Gl. 3-17 bestimmte Quotient betrug 23.

(3) *N-bezogene Kategorien*

Die Versuchsreihen wurden 5 verschiedenen Grundtypen zugeordnet ($CL_{balance}$; Kap. 4.1.5.3.), welche die Veränderung des N_{org} -Anteils in den N-Bilanzserien während der Kompostierung beschreiben. Es wurden die Kategorien $CL_{balance} = 0-4$ gebildet, welche sich verbal, wie im Textfeld beschrieben, charakterisieren lassen. Die Zuordnungskriterien waren die absolute sowie die zeitabhängige Veränderung des N_{org} -Anteils während der Kompostierung ($\Delta N_{N-org, substrate; e}$). Die Zuordnung der 53 Versuchsreihen zu den entsprechenden Kategorien ist in Anlage VIIIc dokumentiert.

$CL_{balance} = 0$:	„Der N_{org} -Anteil veränderte sich während der gesamten Kompostierungsperiode nicht wesentlich.“
$CL_{balance} = 1$:	„Der N_{org} -Anteil zeigte eine eher geringe, annähernd lineare Abnahme bis ein nahezu konstanter Bereich erreicht wurde.“
$CL_{balance} = 2$:	„Der N_{org} -Anteil zeigte eine hohe, annähernd lineare Abnahme über die gesamte Kompostierungsperiode, die jedoch deutlich verzögert einsetzte. Sie dauerte an, bis ein nahezu konstanter Bereich erreicht wurde.“
$CL_{balance} = 3$:	„Der N_{org} -Anteil zeigte eine hohe, annähernd lineare Abnahme über die gesamte Kompostierungsperiode, die sofort einsetzte. Sie dauerte an, bis ein nahezu konstanter Bereich erreicht wurde.“
$CL_{balance} = 4$:	„Es erfolgte eine Zunahme des N_{org} -Anteils.“

Die verschiedenen Versuchsreihen wurden zudem hinsichtlich des Auftretens von N_2 -Konzentrationen über 78,8 Vol. % (CL_{N_2-GAS} ; Kap. 4.1.3.2.) sowie hinsichtlich der Detektion von N_2O (CL_{N_2O-GAS} ; Kap. 4.1.3.3.) in der Abluft klassifiziert. Weiterhin wurden sie hinsichtlich des insgesamt während der Kompostierung generierten N_2 ($CL_{N_2, exhaust-air}$; Kap. 4.1.4.5.) kategorisiert. Die konkreten Zuordnungskriterien werden in den entsprechenden Kapiteln erläutert. Es wurden jeweils die Kategorien 0, 1 und 2 gebildet, welche sich hinsichtlich des Auftretens der jeweiligen Eigenschaft verbal, wie im folgenden Textfeld beschrieben, charakterisieren lassen. Die Zuordnung der 53 Versuchsreihen zu den jeweiligen Kategorien ist der Anlage VIIIA zu entnehmen.

$CL_{N_2-GAS} / CL_{N_2O-GAS} / CL_{N_2, exhaust-air} = 0$:	„Nicht detektiert“
$CL_{N_2-GAS} / CL_{N_2O-GAS} / CL_{N_2, exhaust-air} = 1$:	„Nicht signifikant“
$CL_{N_2-GAS} / CL_{N_2O-GAS} / CL_{N_2, exhaust-air} = 2$:	„Signifikant“

Die bei einer Versuchsreihe während der Kompostierung im Substrat enthaltenen N-Gehalte ($C_{N-org, substrate}$, $C_{NH_4-N, substrate}$, $C_{NO_3-N, substrate}$, $C_{NO_2-N, substrate}$; % dm) und die ausgetragenen N-Anteile ($C_{NH_3-N, exhaust-air}$; $C_{N-total, leachate}$; % dm) wurden hinsichtlich ihrer Größenordnung kategorisiert ($CL_{quantity, N-org, substrate}$; $CL_{quantity, NH_4-N, substrate}$;

$CL_{quantity,NO3-N,substrate}$; $CL_{quantity,NO2-N,substrate}$; $CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air}$; $CL_{quantity,N-total,leachate}$). Für die jeweiligen Größenordnungskategorien wurde eine Skala von 0-5 erstellt. Die Zuordnung hinsichtlich der im Substrat enthaltenen N-Gehalte orientierte sich an den jeweiligen initialen bzw. maximalen N-Gehalten ($c_{N-org,substrate,0}$, Anlage IIId; $c_{NH4-N,substrate,max}$, $c_{NO3-N,substrate,max}$, $c_{NO2-N,substrate,max}$, Anlagen VIIId und e), die bei einer Versuchsreihe detektiert wurden. Die genauen Zuordnungskriterien sind den Kap. 4.2.2.1., 4.2.3.1. bzw. 4.2.4.1. zu entnehmen. Die Zuordnung der N-Austräge orientierte sich dagegen jeweils an den kumulativen Gesamt-N-Austrägen ($\Sigma c_{NH3-N,exhaust-air,e}$, $\Sigma c_{N-total,leachate,e}$; Anlage VIIIf) bis zum Ende des Kompostierungsprozesses. Die genauen Zuordnungskriterien sind in den Kap. 4.2.3.2. bzw. 4.2.5.2. dokumentiert. Die vorkommenden Kategorien und die verbale Zuordnung ist dem folgenden Textfeld zu entnehmen. Die für die Zuordnung herangezogenen Parameter sowie die jeweilige Kategoriennummer sind für jede Versuchsreihe in den Anlagen IIId, VIIIf, VIIId bzw. VIIIf aufgeführt.

$CL_{quantity,NO3-N,substrate} / CL_{quantity,NO2-N,substrate} / CL_{quantity,N-total,leachate}$	= 0: „Nicht detektiert“
$CL_{quantity,NO3-N,substrate} / CL_{quantity,NO2-N,substrate} / CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air} / CL_{quantity,N-total,leachate}$	= 1: „Nicht signifikant“
$CL_{quantity,NO3-N,substrate} / CL_{quantity,NH4-N,substrate} / CL_{quantity,NO2-N,substrate} / CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air} / CL_{quantity,N-total,leachate}$	= 2: „Signifikant“
$CL_{quantity,N-org,substrate} / CL_{quantity,NH4-N,substrate} / CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air}$	= 3: „Mäßig“
$CL_{quantity,N-org,substrate} / CL_{quantity,NH4-N,substrate}$	= 4: „Viel“
$CL_{quantity,N-org,substrate}$	= 5: „Sehr viel“

Weiterhin wurde der zeitabhängige Verlauf der Veränderung der Gehalte an N_{org} und an NH_4^+ / NH_3-N im Substrat ($c_{N-org,substrate}$, $c_{NH4-N,substrate}$) und des ausgetragenen NH_3-N ($c_{NH3-N,exhaust-air}$) kategorisiert. Die entsprechenden Kategorien ($CL_{time,N-org,substrate}$, $CL_{time,NH4-N,substrate}$, $CL_{time,NH3-N,exhaust-air}$) umfassen eine Skala von 0-3, wobei einzelne Kategorien nur für bestimmte Parameter vergeben wurden. Die Kategorien werden im Detail in den Kap. 4.2.2.1., 4.2.3.1. und 4.2.3.2. beschrieben. Die Zuordnung der einzelnen Versuchsreihen zu den entsprechenden Kategorien ist in den Anlagen VIIIf bzw. VIIId dokumentiert. Verbal kann der zeitabhängige Verlauf der jeweiligen Eigenschaft mit folgenden Stichworten beschrieben werden:

$CL_{time,N-org,substrate} / CL_{time,NH4-N,substrate} / CL_{time,NH3-N,exhaust-air}$	= 0: „Unstetig“
$CL_{time,N-org,substrate}$	= 1: „Konstant“
$CL_{time,N-org,substrate} / CL_{time,NH4-N,substrate}$	= 2: „Fallend“
$CL_{time,N-org,substrate} / CL_{time,NH4-N,substrate} / CL_{time,NH3-N,exhaust-air}$	= 3: „Maximum“

3.5.2. Unsicherheitsanalyse

Die Unsicherheit von Mess- und Analyseergebnissen wird durch bekannte und unbekannte systematische Messabweichungen sowie durch zufällige Messabweichungen bestimmt. Weiterhin ist für die Bewertung von Ergebnissen die Nachweisgrenze (x_{NG}) der jeweiligen Methode zu berücksichtigen. Die Nachweisgrenze (x_{NG}) der Analysemethoden wurde in den durchführenden Laboratorien auf Basis von DIN 32645 bestimmt. Die Messunsicherheit (u) ist ein Kennwert, der zusammen mit dem Messergebnis zur Kennzeichnung eines Wertebereiches für den wahren Wert der Messgröße dient (DIN 1319-1), und wie folgt eingeschätzt wurde:

Die auf bekannten systematischen Messabweichungen basierenden Unsicherheiten (u ; Einheit des Messwertes) wurden bei den in dieser Arbeit verwendeten Methoden mit Hilfe von Variationskoeffizienten (v_x, v_y ; in % vom Messwert) quantifiziert.

- Der Variationskoeffizient (v_x) eines Analyseverfahrens wurde in den durchführenden Laboratorien auf Basis von DIN 32645 ermittelt. Die Verfahrensvariationskoeffizienten (v_x) sowie die Nachweisgrenzen (x_{NG}) wurden in den jeweiligen Methodenbeschreibungen in den Anlagen aufgeführt (Gesamt-N in Feststoffen, c_{TN-FF} , Anlage VIc; Kjeldahl-N in Feststoffen, c_{TKN-FF} , Anlage VIId; Gesamt-N in Flüssigkeiten, c_{TN-SI} , c_{TN-K} , c_{TN-W} , Anlage VIIf; NH_4^+/NH_3 -N in Flüssigkeiten, c_{NH_4-FE} , c_{NH_4-SI} , c_{NH_4-K} , c_{NH_4-W} , c_{NH_4-K+W} , Anlage VIg; NO_3^- -N, NO_3^- -N in Flüssigkeiten, c_{NO_3-FE} , c_{NO_3-SI} , c_{NO_2-FE} , c_{NO_2-SI} , Anlage VIh; N_2 und N_2O in Gasen, c_{N_2-GAS} , c_{N_2O-GAS} , Anlage VIj). Sie wurden zudem in Tab. 3-3 (Kap. 3.3.2.2.) zusammengestellt.
- Für weitere Mess- und Analysemethoden wurde ein Bereich für die möglichen Variationskoeffizienten (v_y) mit Hilfe der Messunsicherheit (u) der Messgeräte bzw. der Messmethode und dem für die Untersuchungen relevanten Messwertebereich nach Gl. 3-18 bestimmt. Die berücksichtigten Messunsicherheiten und Messwertebereiche sind in den jeweiligen Anlagen dokumentiert (Temperatur, T_I , Anlage IIIa; Volumenstrom, $\dot{V}_{in}$, Anlage IIb; Substratfeuchtmass im Reaktor, Substratverluste während des Umsetzens, $m_{wet-substrate,reactor}$, $m_{wet-substrate,sample}$, Anlage IVa; Volumina der Sickerwässer, Kondenswässer und Säurelösungsproben, V_{SI} , V_K , V_W , Anlage IVc; Feuchtmass der zur Extraktion verwendeten Probe, $m_{wet-substrate,FE}$, Anlage Vb; Volumen des Extraktionsmittels bei der Herstellung der

Feststoffextrakte, V_{FE} , Anlage Vb; Wassergehalt der frischen Probe, w_{H_2O} , Anlage VIa). Die Angabe der Messunsicherheit erfolgte jeweils gemäß den Angaben der Hersteller der Messgeräte. Für einige Parameter wurde sie zudem separat bestimmt, um neben den gerätespezifischen Eigenschaften weitere, versuchsspezifische Faktoren zu erfassen (Substratfeuchtmass im Reaktor und Umsetzverluste, $m_{wet-substrate,reactor}$, $m_{wet-substrate,sample}$, Anlage IVa; Volumen des Extraktionsmittel bei der Herstellung der Feststoffextrakte, Wassergehalt von pulverisierten und getrockneten Feststoffproben, V_{FE} , w_{H_2O-FF} , Anlage Vb; c_{TN-FF} ; c_{TKN-FF} , Kap. 4.1.4.4.). Das zu ihrer Bestimmung zu Grunde gelegte Datenmaterial wurde für jede dieser Methoden ebenfalls in den entsprechenden Anlagen bzw. Kapiteln beschrieben.

$$v_y \text{ [in \%]} = \frac{u \cdot 100\%}{\text{obere bzw. untere Grenze des Messwertebereiches}} \quad \text{Gl. 3-18}$$

Zudem konnten unbekannte systematische Messabweichungen sowie zufällige Messabweichungen die Unsicherheit des Mess- bzw. Analyseergebnisses beeinflussen. Mögliche Quellen zufälliger Messabweichungen wurden für die jeweiligen Methoden in den Anlagen IIIa-c, IVa-j, Va-b und VIa-d genannt. Prinzipiell mögliche Ursachen für unbekannte systematische Messabweichungen können DIN 1319-1 entnommen werden.

Bei funktionsmäßigen Verknüpfungen ($z=f(x_1, x_2, \dots, x_n)$) mehrerer Messergebnisse ($x_1, x_2, \dots, x_n$) pflanzten sich die Unsicherheiten fort. Die absolute Messunsicherheit (u_z) bzw. die relative Messunsicherheit (u_z/z) des berechneten Wertes (x) wurde nach der von Doerffel (1987) angegebenen Methodik bestimmt. Bei Summen oder Differenzen wurden die Quadrate der absoluten Unsicherheiten ($u_{x1}, u_{x2}, \dots, u_{xn}$), bei Produkten oder Quotienten die Quadrate der relativen Unsicherheiten ($u_{x1}/x_1, u_{x2}/x_2, \dots, u_{xn}/x_n$) addiert (Gl. 3-19 a,b). Zusammengesetzte Funktionen wurden zunächst in Teilfunktionen zerlegt. Zur Bestimmung der absoluten bzw. relativen Unsicherheiten (u_z ; u_z/z) wurden die jeweils relevanten Messwertebereiche der einzelnen Kenngrößen sowie die vorhergehend beschriebenen Variationskoeffizienten der Mess- bzw. Analysemethoden (v_y ; v_x) herangezogen. Der Bereich für die absolute Unsicherheit einer berechneten Kenngröße (u_z) wurde mit Hilfe der relativen Unsicherheit (u_z/z) und dem relevanten Wertebereich der Kenngröße (z) nach Gl. 3-19 c ermittelt. Der Bereich für die Variationskoeffizienten (v_z) der berechneten Werte (z) wurde über die relative Unsicherheit (u_z/z) nach Gl. 3-19 d bestimmt.

$$\begin{aligned} Z &= x_1 + x_2 + \dots + x_n & u_z^2 &= u_{x1}^2 + u_{x2}^2 + \dots + u_{xn}^2 & \text{Gl. 3-19 a} \\ Z &= x_1 - x_2 - \dots - x_n \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Z &= x_1 \cdot x_2 \cdot \dots \cdot x_n & \left(\frac{u_z}{Z}\right)^2 &= \left(\frac{u_{x1}}{x_1}\right)^2 + \left(\frac{u_{x2}}{x_2}\right)^2 + \dots + \left(\frac{u_{xn}}{x_n}\right)^2 & \text{Gl. 3-19 b} \\ Z &= x_1 / x_2 / \dots / x_n \end{aligned}$$

$$u_z = \frac{u_z}{Z} \cdot Z \quad \text{Gl. 3-19 c} \quad v_z = \frac{u}{Z} \cdot 100\% \quad \text{Gl. 3-19 d}$$

3.5.3. Statistische Methoden

In der Literatur erfolgt die Auswertung von Untersuchungsergebnissen zur Kompostierung häufig durch den Vergleich von ähnlichen Versuchsreihen. Beispiele für derartige ähnliche Versuchsreihen sind in den Kap. 3.2.2.1., 3.2.2.2. und 3.2.3. aufgeführt. Dieser Ansatz wurde hier jedoch nicht verfolgt, da auch bei identischen Versuchsansätzen und der Variation nur eines Prozessparameters sich alle für die Kompostierung und für die N-Umsetzung relevanten Milieubedingungen (Substrat-, Gaszusammensetzung, Temperatur, Wassergehalt, pH-Wert: Kap. 1.2.; Kap. 2.2.) im Komplex ändern. Zudem kann sich die Veränderung eines Prozessparameters substratabhängig unterschiedlich auswirken. Um zu gewährleisten, dass die getroffenen Aussagen eine gewisse Allgemeingültigkeit besitzen, wurden in dieser Arbeit alle Versuchsreihen im Komplex betrachtet. Zu diesem Zweck wurden alle Ergebnisse in einer Datenmatrix zusammengestellt:

Um die ermittelten Daten in geeigneter Weise zu beschreiben, zusammenzufassen und zu interpretieren, wurden verschiedene statistische Methoden eingesetzt. Statistische Tests dienten auch zur systematischen Erfassung und Bewertung von möglichen Zusammenhängen oder Unterschieden zwischen Daten bzw. Datensätzen. Die durchgeführte statistische Auswertung lässt sich in deskriptive und induktive Methoden unterteilen. Sie werden in den Abschnitten (1) und (2) dieses Kapitels erläutert. Die jeweiligen statistischen Bewertungen und Tests wurden mit Hilfe von Statistikprogrammen durchgeführt.

Datenmatrix

Die Datenmatrix enthält mehr als 160 Spalten und 708 Zeilen. Die Spalten enthalten die verschiedenen Prozessbedingungen, die gemessenen und errechneten Werte bzw. die Kategorien für die Milieuparameter sowie für die N-Verbindungen und N-Austräge. Bei den Auswertungen wurden nicht alle Spalten berücksichtigt, da einige Spalten auch Hilfsparameter enthalten bzw. Parameter, die sich für die Auswertungen zum N-Haushalt nicht relevant zeigten. Die Zeilen beziehen sich jeweils auf eine bestimmte Versuchsreihe und einen bestimmten Bilanzierungstermin (53 Versuchsreihen mit ihren entsprechenden Bilanzierungsterminen „p“). Für einige Parameter (Kompostierungszeit, Abbaustufe, Wassergehalt, Temperatur, N-Anteile in den Bilanzen) war ein kompletter Datensatz mit 708 Werten vorhanden. Einige Parameter waren jedoch nur in bestimmten Kompostierungsphasen (z.B. $\text{NH}_3\text{-N}$ in der Abluft wurde nur in belüfteten Phasen ermittelt) bzw. bei bestimmten Inputsubstraten (z.B. war die Substratkomposition nur bei Modellabfällen bekannt) messbar, wodurch sich die verfügbare Datenanzahl (n) verringerte. Weiterhin wurde teilweise auf Messungen bzw. Analysen verzichtet, wenn keine Veränderung des entsprechenden Parameters zu erwarten war.

(1) Deskriptive Zusammenfassung von Datensätzen

Deskriptive statistische Methoden wurden eingesetzt, um Datensätze ($x_1, x_2 \dots x_n$; Datenanzahl - n) summarisch darzustellen. Mit ihrer Hilfe kann von der Grundgesamtheit auf eine Stichprobe geschlossen werden. Von den betrachteten Datensätzen wurden Minimal-, Mittel- ($\bar{x}$) und Maximalwerte sowie Quantilen und Medianwerte ermittelt. Weiterhin wurden teilweise Standardabweichungen (s) und Variationskoeffizienten (v_s) nach Gl. 3-20 a bzw. b berechnet.

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad \text{Gl. 3-20 a} \qquad v_s = \frac{s}{\bar{x}} \cdot 100\% \quad \text{Gl. 3-20 b}$$

Zudem wurde die statistische Verteilung der Daten mit Hilfe von Box-Plots visualisiert. In Kap. 4.1.3.1., Abb. 4-3, ist der erste Box-Plot dieser Arbeit als Beispiel zu finden. In den Box-Plots gibt das 0,25- bis 0,75-Quantil den Häufigkeitsschwerpunkt der Daten an. Das 1,5-fache von der Ober- bzw. Unterkante des Häufigkeitsschwerpunktes gibt den Bereich an, in welchem die Daten noch nicht als Extremwerte oder Ausreißer gelten (siehe auch Abschnitt 2 dieses Kapitels). Alle Daten ober- bzw. unterhalb dieses Bereiches stellen Extremwerte oder Ausreißer dar (Statistica, 2005).

(2) Induktive Beurteilung von Datensätzen

Induktive statistische Methoden können zur Beurteilung von Datensätzen auf Grundlage der Wahrscheinlichkeitstheorie herangezogen werden. Konkrete Vermutungen über die Zusammenhänge von Daten können hierdurch bestätigt oder falsifiziert werden. Die statistische Signifikanz ist ein Maß für den Grad an „Wahrheit“ des Ergebnisses. Sie wird durch das α -Niveau charakterisiert. Je geringer das α -Niveau ist, um so mehr kann man annehmen, dass die beobachtete Beziehung zwischen den Daten zuverlässig die Realität beschreibt. Auf vielen Forschungsgebieten wird ein α -Niveau von 0,05 üblicherweise als „Grenzwert“ für das Fehlniveau akzeptiert (Statistica, 2005). Dieses α -Niveau wurde auch bei den hier durchgeführten statistischen Tests zu Grunde gelegt¹.

Ob statistisch gesicherte Unterschiede zwischen Datengruppen vorlagen, wurde mit Hilfe eines F- und t-Tests ermittelt. Die dabei erfolgten Berechnungen werden im nachfolgenden Textfeld beschrieben.

F-Test und t-Test

Zum Vergleich von zwei Standardabweichungen s_1 und s_2 von Datengruppen mit f_1 bzw. f_2 Freiheitsgraden wird die Testgröße F nach Gl. 3-21 a berechnet:

$$F = \frac{s_1^2}{s_2^2}$$

Gl. 3-21 a

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{s} \sqrt{\frac{n_1 \cdot n_2}{n_1 + n_2}}$$

Gl. 3-21 b

Der Wert dieses Quotienten muss stets >1 sein. Die Standardabweichungen (s_1 , s_2) sind vergleichbar, falls $F < F(P; f_1; f_2)$ ist. In diesem Falle ist ein Vergleich zweier Mittelwerte $\bar{x}_1$ und $\bar{x}_2$ der Datengruppen mit Hilfe des t-Tests möglich (Gl. 3-21 b). Die Standardabweichung (s) bezieht sich hierbei gemeinsam auf alle Daten ($n=n_1+n_2$). Der Unterschied zwischen den Mittelwerten ($\bar{x}_1$, $\bar{x}_2$) ist signifikant, falls $t > t(\alpha; f)$ ist. Die Vergleichswerte für $F(\alpha; f_{n1}; f_{n2})$ sowie $t(\alpha; f_n)$ entstammen im Computer integrierten Tabellen. α bezeichnet das Signifikanzniveau und f , f_1 und f_2 die mit Hilfe der Anzahl der Daten (n , n_1 , n_2) ermittelbaren Freiheitsgrade (Doerffel, 1987; Statistica, 2005).

Zur Feststellung eines Zusammenhanges zwischen zwei Datensätzen wurden bivariate Korrelationsanalysen durchgeführt. Um die Korrelation zwischen Datensätzen zu bewerten, ist sowohl die Kenntnis der „Stärke bzw. Größe“ als auch die „Zuverlässigkeit bzw. Wahrhaftigkeit“ der Korrelation wichtig. Die

¹ Definitionsgemäß tritt bei einem α -Niveau von 0,05 (Fehlerwahrscheinlichkeit 5 %) eine signifikante Korrelation rein zufällig bei einem von 20 Fällen auf.

Korrelationsanalysen dienen der Aufdeckung und Gewichtung der Zusammenhänge zwischen verschiedenen N-bezogenen Eigenschaften ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ des Substrates, $c_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$, Kap. 4.2.3.3.; $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsrate, $\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air}}$, Kap. 4.2.3.3.; NO_3^- -N-Akkumulationsraten, $+\dot{c}_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$, Kap. 4.2.4.2.; normierte NO_3^- -N-Verbrauchs-raten, $-\dot{c}_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;norm}}$, Kap. 4.2.4.3.1.; Sickerwasserbildung, $V_{\text{SI}}/m_{\text{wet-substrate,reactor}}$, Gesamt-N und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge, $m_{\text{N-total,leachate,reactor}}/m_{\text{dry-substrate,reactor}}$, $m_{\text{NH}_4\text{-N,leachate,reactor}}/m_{\text{dry-substrate,reactor}}$ Kap. 4.2.5.1.) und verschiedenen Prozess- und Milieuparametern. Die Korrelationsanalyse beinhaltete folgende Teilschritte:

- Im Rahmen der Korrelationsanalyse wurde zunächst der Pearsonsche Korrelationskoeffizient (r_n) nach Gl. 3-22 a ermittelt (siehe Textfeld „Korrelationskoeffizient und Bestimmtheitsmaß“). Er beschreibt den linearen Zusammenhang zwischen zwei Datensätzen und kann Werte zwischen -1 und $+1$ annehmen (-1 : perfekte negative Korrelation, 0 fehlende Korrelation, $+1$ perfekte positive Korrelation). Hohe positive oder negative Werte weisen tendenziell auf einen sehr starken, Werte um 0 auf einen sehr geringen Zusammenhang hin. Wie der ermittelte Korrelationskoeffizient eingestuft werden muss, hängt jedoch von der vorhandenen Datenanzahl (n) ab¹ (siehe folgendes Textfeld).
- Ob zwischen 2 Korrelationskoeffizienten ein statistisch signifikanter Unterschied besteht, wurde mit Hilfe eines von Statistica (2005) bereitgestellten Signifikanztestes beurteilt. Mit diesem konnte das α -Niveau, auf dem sich zwei Korrelationskoeffizienten unterschieden, unter Berücksichtigung der jeweiligen Korrelationskoeffizienten (r_{n1} ; r_{n2}) und der Anzahl der vorhandenen Daten (n_1 , n_2) berechnet werden. Ab einem α -Niveau von $\leq 0,05$ wurde ein Unterschied als signifikant eingestuft. Darauf aufbauend erfolgte die Gewichtung des jeweils betrachteten Zusammenhanges, und es wurden Kategorien gebildet, welche die Stärke des Zusammenhanges charakterisieren (CL_m) (siehe folgendes Textfeld).
- Auch die Signifikanz einer Korrelation ist abhängig von der Anzahl der berücksichtigten Daten (n) sowie vom zu Grunde gelegten α -Niveau. Schwache Zusammenhänge sind nur in großen Stichproben als signifikant beweisbar. Stärkere Zusammenhänge sind signifikanter und daher auch in kleineren Datensätzen nachweisbar¹. Das bei jeder Korrelationsanalyse mit Hilfe eines weiteren, von Statistica (2005) bereitgestellten Signifikanztestes² ermittelte α -Niveau ist die Hauptquelle der Information, ob der gefundene Zusammenhang als „signifikant“ oder „nicht signifikant“ eingestuft werden muss. Auch hier wurde das α -Niveau von $0,05$ als Grenzwert genutzt: Korrelationen, die α -Niveaus $>0,05$ lieferten, wurden als „nicht signifikant“ ($\text{Si} = \text{„-“}$) eingestuft, Korrelationen mit α -Niveaus $\leq 0,05$ galten dagegen als „signifikant“ ($\text{Si} = \text{„+“}$).

¹ Auf einem α -Niveau von $0,05$ zeigen folgende Korrelationskoeffizienten signifikante Zusammenhänge an: $r_{n=5}=0,754$; $r_{n=10}=0,576$; $r_{n=50}=0,273$; $r_{n=100}=0,195$; $r_{n=500}=0,0875$; $r_{n=1000}=0,0619$; n gibt jeweils die Anzahl der berücksichtigten Daten an (Hager, 2006).

² Der Signifikanztest basiert auf der Annahme der Normalverteilung der Daten. Als Faustregel gilt, das bei einem Stichprobenumfang von $n > 50$ ernsthafte Verzerrungen der Ergebnisse des Signifikanztestes auf Grund einer Abweichung von der Normalverteilung unwahrscheinlich sind (Statistica, 2005).

Kategorien für Korrelationskoeffizienten

$CL_{rn} = -2$: „schwache positive Korrelation“

($r_{n=50} = -0,56..-0,77$; $r_{n=100} = -0,41..-0,61$; $r_{n=200} = -0,29..-0,45$; $r_{n=500} = -0,20..-0,31$; $r_{n=700} = -0,17..-0,26$)

$CL_{rn} = -1$: „sehr schwache negative Korrelation“

($r_{n=50} = -0,21..-0,55$; $r_{n=100} = -0,15..-0,40$; $r_{n=200} = -0,10..-0,28$; $r_{n=500} = -0,07..-0,19$; $r_{n=700} = -0,06..-0,16$)

$CL_{rn} = 0$: „keine Korrelation“

($r_{n=50} = -0,20..0,20$; $r_{n=100} = -0,14..0,14$; $r_{n=200} = -0,09..0,09$; $r_{n=500} = -0,06..0,06$; $r_{n=700} = -0,05..0,05$)

$CL_{rn} = 1$: „sehr schwache positive Korrelation“

($r_{n=50} = 0,21..0,55$; $r_{n=100} = 0,15..0,40$; $r_{n=200} = 0,10..0,28$; $r_{n=500} = 0,07..0,19$; $r_{n=700} = 0,06..0,16$)

$CL_{rn} = 2$: „schwache positive Korrelation“

($r_{n=50} = 0,56..0,77$; $r_{n=100} = 0,41..0,61$; $r_{n=200} = 0,29..0,45$; $r_{n=500} = 0,20..0,31$; $r_{n=700} = 0,17..0,26$)

$CL_{rn} = 3$: „mittlere positive Korrelation“

($r_{n=50} = 0,78..0,90$; $r_{n=100} = 0,62..0,76$; $r_{n=200} = 0,46..0,60$; $r_{n=500} = 0,32..0,42$; $r_{n=700} = 0,27..0,36$)

$CL_{rn} = 4$: „hohe positive Korrelation“

($r_{n=50} = 0,91..0,95$; $r_{n=100} = 0,77..0,86$; $r_{n=200} = 0,61..0,71$; $r_{n=500} = 0,42..0,52$; $r_{n=700} = 0,57..0,45$)

$CL_{rn} = 5$: „sehr hohe positive Korrelation“

($r_{n=50} = >0,95$; $r_{n=100} = >0,86$; $r_{n=200} = >0,71$; $r_{n=500} = >0,52$; $r_{n=700} = >0,45$)

Folgende Einschränkungen sind bei der Beurteilung der Korrelationsparameter (r_n , CL_{rn} , SI) zu beachten: Ein wesentliches Problem ist, dass die mit der Korrelationsanalyse betrachtete lineare Funktion die wahren Zusammenhänge zwischen den Variablen nur unzureichend beschreibt. D.h. nichtlinear monoton steigende bzw. fallende funktionelle Zusammenhänge würden mit dem linearen Korrelationskoeffizienten zwar erfasst werden, die wahre Korrelation wäre jedoch höher. Konvexe bzw. konkave Funktionen, d.h. Funktionen mit einem lokalen Minimum bzw. Maximum, würden insgesamt betrachtet, nur unzureichend erfasst werden. Zudem können durch zufällige Messabweichungen hervorgerufene Ausreißer die Ergebnisse der Korrelationsanalyse verfälschen. Um dieses Problem zu minimieren wurden Box-Plots erstellt (s. Abschnitt 1 in diesem Kapitel), mit deren Hilfe potenzielle Ausreißer angezeigt werden konnten. Für alle Daten, die den Bereich „Extremwerte oder Ausreißer“ zugeordnet wurden, wurde geprüft, ob es sich eher um Extremwerte oder um Ausreißer handelt, indem die jeweiligen Daten bis hin zu ihren Basisdaten zurückverfolgt und auf Plausibilität geprüft wurden. Auf diese Weise als Ausreißer entlarvte Daten wurden eliminiert.

Das Bestimmtheitsmaß (r^2) wurde ermittelt, um festzustellen, wie gut ein erstelltes Modell den Daten angepasst ist (siehe auch folgendes Textfeld). Es kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen ($r^2 = 1$: das Modell kann vollständig durch die im Modell enthaltenen Variablen erklärt werden; $r^2 = 0,4$: 40 % des Zusammenhanges können durch das Modell erklärt werden, 60 % werden durch weitere Einflüsse bestimmt). Das

Bestimmtheitsmaß (r^2) der bivarianten, linearen Korrelationsanalysen wurde mit Hilfe des Pearsonschen Korrelationskoeffizienten (r_n) nach Gl. 3-22 b ermittelt. Es ist in der Regel gering, da einerseits nicht unbedingt ein linearer Zusammenhang vorliegt und andererseits jede der betrachteten Eigenschaften von einer Vielzahl von Parametern abhängt. Das Bestimmtheitsmaß (r^2) für nichtlineare Modelle wurde mit Statistikprogrammen nach Gl. 3-22 c ermittelt.

Korrelationskoeffizient und Bestimmtheitsmaß

Der am häufigsten verwendete Korrelationskoeffizient zur Beschreibung der Korrelation zwischen zwei Datensätzen ($x_{1;n}, x_{2;n}$) mit der Datenanzahl (n) ist der Pearsonsche bzw. lineare Korrelationskoeffizient (r_n). Die Korrelation zwischen den Datensätzen wird hierbei durch eine Regressionsgerade mit positivem oder negativem Anstieg dargestellt. Der Pearsonsche Korrelationskoeffizient (r_n) wird mit Hilfe der Methode der kleinsten Quadrate bestimmt und nach Gl. 3-22 a berechnet (Statistica, 2005). Hierbei werden alle Daten ($i=1$ bis n) in den Datensätzen ($x_{1;n}, x_{2;n}$) mit den jeweiligen Mittelwerten der Datensätze ($\bar{x}_1, \bar{x}_2$) verglichen.

$$r_n = \frac{\sum_{i=1}^n (x_{1,i} - \bar{x}_1) \cdot (x_{2,i} - \bar{x}_2)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_{1,i} - \bar{x}_1)^2 \cdot \sum_{i=1}^n (x_{2,i} - \bar{x}_2)^2}} \quad \text{Gl. 3-22 a}$$

Das Bestimmtheitsmaß entspricht bei einfachen Regressionen dem Quadrat des Pearson'schen Korrelationskoeffizienten (r_n). Bei nichtlinearen Modellen wird es nach Gl. 3-22 c berechnet (Excel, 2000). Dabei werden alle realen Daten ($x_i; i=1 \dots n$) mit den über das Modell berechneten Daten ($f(x_{A,i}, x_{B,i}, x_{C,i}, x_{D,i}); i=1 \dots n$) verglichen, wobei $x_{A,i}, x_{B,i}, x_{C,i}, x_{D,i}$ die verschiedenen im Modell berücksichtigten Variablen darstellen.

$$r^2 = r_n^2 \quad \text{Gl. 3-22 b} \quad r^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - f(x_{A,i}, x_{B,i}, x_{C,i}, x_{D,i}))^2}{\sum_{i=1}^n x_i^2 - \frac{\left(\sum_{i=1}^n x_i\right)^2}{n}} \quad \text{Gl. 3-22 c}$$

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1. N-Bilanzen

4.1.1. Überblick

Es wurden insgesamt 53 Serien von N-Bilanzen nach der in Kap. 3.4.4. beschriebenen Vorgehensweise erstellt. Die 53 N-Bilanzserien bestanden insgesamt aus 708 Einzelbilanzen (Kap. 3.5.3.). In Kapitel 4.1. werden die N-Einzelbilanzen und N-Bilanzserien näher beschrieben und ausgewertet.

- Zunächst wird in Kap. 4.1.2. das Auftreten und die Größenordnung der bilanzierbaren N-Verbindungen diskutiert und statistisch ausgewertet. Hierbei werden die in den N-Bilanzen vorhandenen und dem Substrat zugerechneten Anteile an N_{org} , $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3^- \text{-N}$ und $\text{NO}_2^- \text{-N}$ ($N_{N\text{-org,substrate}}$, $N_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$, $N_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$, $N_{\text{NO}_2\text{-N,substrate}}$) berücksichtigt. Zudem werden die Anteile, welche auf $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen in die Abluft und auf N-Austräge mit dem Sickerwasser zurückzuführen sind ($N_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air}}$, $N_{N\text{-total,leachate}}$), betrachtet. Es werden ausgewählte Beispiele von N-Bilanzserien gezeigt – eine Serie, mit sämtlichen bilanzierbaren N-Verbindungen sowie eine Serie, welche nur die in allen N-Bilanzserien vorkommenden N-Verbindungen enthält.
- In Kap. 4.1.3. wird erläutert, warum während der Kompostierung generiertes N_2 und N_2O keine Berücksichtigung in den N-Bilanzen findet. In Kap. 4.1.3.1. wird zunächst nachgewiesen, dass beide Komponenten während der Kompostierung entstehen können. Daraufhin werden die Gründe diskutiert, die dazu führten, dass sie nicht in den N-Bilanzen erfasst wurden. Weiterhin wird gezeigt, dass die N_2 -Generierung im Vergleich zur N_2O -Generierung deutlich überwiegt. In Kap. 4.1.3.2. und 4.1.3.3. wird dann die Abluftzusammensetzung weiterführend ausgewertet. Hierbei wird das Auftreten von N_2 -Konzentrationen ($c_{\text{N}_2\text{-GAS}}$) über 78,8 Vol. % und das Auftreten von N_2O ($c_{\text{N}_2\text{O-GAS}}$) berücksichtigt. Die einzelnen Versuchsreihen werden Kategorien zugeordnet ($CL_{\text{N}_2\text{-GAS}}$; $CL_{\text{N}_2\text{O-GAS}}$), welche das jeweilige Auftreten als „nicht detektiert“, „nicht signifikant“ bzw. „signifikant“ beschreiben. Es erfolgt weiterhin eine Auswertung hinsichtlich wesentlicher Faktoren, welche die N_2 - und N_2O -Konzentrationen beeinflussen (Belüftungsrate, $\dot{V}_{\text{in}}$; O_2 -Konzentration, $c_{\text{O}_2\text{-GAS}}$).

- In Kap. 4.1.4. wird diskutiert, inwieweit die N-Bilanzen als vollständig erachtet werden können. Weiterhin wird eine Methodik zur indirekten Quantifizierung der N_2 -Generierung erarbeitet. Zunächst wird in Kap. 4.1.4.1. die „Vollständigkeit der N-Bilanzen“ ($N_{N-total,difference}$) ermittelt, statistisch ausgewertet und diskutiert. In Kap. 4.1.4.2. und 4.1.4.3. werden die Unsicherheiten, die zu „Bilanzlücken“ bzw. zu „Überbilanzen“ führen, analysiert und quantifiziert. Dies beinhaltet systematisch auftretende, analytisch bedingte Unsicherheiten sowie Unsicherheiten, die auf die Inhomogenität des Substrates zurückzuführen sind. Diese „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ einer N-Bilanz ($N_{N-total,balance}$) wird in Abbildungen von ausgewählten N-Bilanzserien veranschaulicht. In Kap. 4.1.4.4. werden die nicht quantifizierten (N_2 ; N_2O) und nicht gemessene N-Verbindungen hinsichtlich ihres potenziellen Einflusses auf die Bildung einer „Bilanzlücke“ beurteilt. Hierbei zeigte sich nur das generierte N_2 als relevant. In Kap. 4.1.4.5. wird daraufhin eine Methodik zur indirekten, quantitativen Abschätzung der N_2 -Generierung ($N_{N_2,exhaust-air}$) vorgestellt („Bilanzierungsmethode“), welche die bei der N-Bilanzierung auftretenden Unsicherheiten berücksichtigt. Mit Hilfe dieser Methodik werden die einzelnen Versuchsreihen Kategorien ($CL_{N_2,exhaust-air}$) zugeordnet, welche die N_2 -Generierung während der Kompostierung mit „nicht detektiert“, „nicht signifikant“ bzw. „signifikant“ beschreiben.
- In Kap. 4.1.5. werden die 53 N-Bilanzserien hinsichtlich ihrer Gemeinsamkeiten und Unterschiede ausgewertet. In Kap. 4.1.5.1. werden zunächst 5 verschiedene Grundtypen ($CL_{balance}$), welche die Veränderung des N_{org} -Anteils in den N-Bilanzserien ($\Delta N_{N-org,substrate,e}$) charakterisieren, definiert. In Kap. 4.1.5.2. werden dann die Kennparameter, die einen Grundtyp näher beschreiben, erläutert. Diese Kennparameter umfassen den initialen N_{org} -Anteil ($N_{N-org,substrate;0}$), N-Zugaben während der Kompostierung ($N_{N-additive;p+0,1}$), den minimalen und maximalen N_{org} -Anteil innerhalb einer N-Bilanzserie ($N_{N-org,substrate,min}$; $N_{N-org,substrate,max}$), die absolute Veränderung des N_{org} -Anteils innerhalb einer N-Bilanzserie ($\Delta N_{N-org,substrate,e}$) sowie die Abbau- bzw. Immobilisierungsrate des N_{org} ($\pm \Delta \dot{N}_{N-org,substrate}$). In Kap. 4.1.5.3. erfolgt eine Zuordnung der einzelnen Versuchsserien zu diesen Grundtypen und eine Erläuterung der jeweils auftretenden Prozesse. Darauf aufbauend wird in Kap. 4.1.5.4. ein Schema entwickelt, das den Verlauf des N_{org} -Anteils in einer N-Bilanzserie allgemeingültig charakterisiert. Hierbei wird auch auf die wesentlichen Einflussfaktoren, die diesen Verlauf bestimmen, eingegangen.

Die 53 erstellten N-Bilanzserien sind in den Anlagen VIIa-h abgebildet. Alle N-Bilanzen wurden jeweils bezogen auf den im Ausgangssubstrat vorhandenen Gesamt-N (% $N_{\text{total-0}}$) sowie auf die Trockenmasse des Ausgangssubstrates (% $dm-0$) dargestellt. Die Anzahl (n_p) der pro Versuchsreihe vorhandenen N-Bilanzen ist Anlage VIIIc zu entnehmen. Die Versuchsreihen *R4a* und *R9a* waren mit 23 N-Bilanzen am umfangreichsten. Die Versuchsreihe *RIj* wies mit 5 die geringste Anzahl von N-Bilanzen auf. In Anlage VIIIc werden weiterhin folgende Kenngrößen für die 53 N-Bilanzserien dokumentiert: die Gesamtkompostierungszeit (t_e), der initiale N_{org} -Anteil ($N_{N\text{-org,substrate};0}$), der Anteil von N-Zugaben während der Kompostierung ($N_{N\text{-additive};p+0,1}$), der Zugabezeitpunkt ($t_{p+0,1}$), der minimale und maximale N_{org} -Anteil ($N_{N\text{-org,substrate};\min}$; $N_{N\text{-org,substrate};\max}$) mit dem Zeitpunkt seines Auftretens ($t_{\min}$; $t_{\max}$), die Veränderung des N_{org} -Anteils vom Anfang bis zum Ende der Kompostierung ($\Delta N_{N\text{-org,substrate};e}$), die Abbau- bzw. Immobilisierungssrate im Bereich der linearen Veränderung des N_{org} -Anteils ($\pm \Delta \dot{N}_{N\text{-org,substrate};\text{linear}}$) mit der entsprechenden Zeitspanne (t_{linear}), der N-Bilanzgrundtyp (CL_{balance}), die mittleren pH-Werte des Substrates (pH_0 , pH_1) während der Abbaustufen ($CL_{\text{deg}}=0$ und 1) sowie ihre Differenz (pH_{Δ}).

Die Kenngrößen zur Charakteristik der N_2 - und N_2O -Generierung sind für jede Versuchsreihe in Anlage VIIIa zusammengestellt. Diese umfassen die Größenordnungskategorien ($CL_{N_2\text{-GAS}}$, $CL_{N_2O\text{-GAS}}$) und eine Angabe, ob Detektionen in belüfteten oder unbelüfteten Phasen aufgetreten sind, die Größenordnungskategorien für die indirekt nachgewiesene N_2 -Generierung ($CL_{N_2\text{-exhaust-air}}$) sowie die nährungsweisen N_2 -Gesamtausträge bis zum Ende der Kompostierung ($N_{N\text{-exhaust-air};e}$).

4.1.2. Bilanzierbare N-Verbindungen

In diesem Kapitel wird die Relevanz folgender N-Verbindungen für die N-Bilanzierung betrachtet: für den Bilanzteilbereich „Substrat“ - N_{org} , $NH_4^+/NH_3\text{-N}$, $NO_3^-\text{-N}$, $NO_2^-\text{-N}$; für den Bilanzteilbereich „Abluft“ - $NH_3\text{-N}$; für den Bilanzteilbereich „Sickerwasser“ - Gesamt-N (Tab. 4-1).

Die Abb. 4-1 a und b zeigen exemplarisch zwei eher untypische N-Bilanzserien. Abb. 4-1 a stellt eine N-Bilanzserie dar, in der alle bilanzierbaren N-Verbindungen enthalten sind. Es handelt sich hierbei um die Versuchsreihe *R8e*, bei welcher ein Modellabfall ($CL_{\text{sub}}=2$; Anlage IIc) kompostiert wurde. Im Gegensatz zu dieser

„Maximalversion“ zeigt Abb. 4-1 b eine „Minimalversion“, bei welcher nur zwei N-Verbindungen des Substrates ($N_{N-org,substrate}$; $N_{NH4-N,substrate}$) in signifikanter Größenordnung vorkamen. Zudem traten bei dieser Versuchsreihe während der Kompostierung geringste, in Abb. 4-1 b kaum erkennbare NH_3 -N-Austräge über die Abluft auf. Als Substrat kam bei der in Abb. 4-1 b berücksichtigten Versuchsreihe *R6c* ein Gärreststoff (Anlage IIc) zum Einsatz. Beide Versuchsreihen (*R8e*, *R6c*) wurden sowohl mit belüfteten als auch mit unbelüfteten Phasen betrieben (Anlage IIb).

Diese beiden N-Bilanzserien sind für den N-Haushalt bei der Kompostierung nicht repräsentativ. Mit der in Abb. 4-1 b dargestellten N-Bilanzserie gibt es insgesamt 3 (*R2c*, *R6c*, *R7c*; 5,7 %), welche nur N_{org} und NH_4^+/NH_3 -N im Substrat, jedoch keine relevanten N-Austräge zeigen. Die in Abb. 4-1 a dargestellte N-Bilanzserie gehört zu einer von 7 Versuchsreihen (*R9a*, *R4d*, *R8e*, *R4k*, *R5k*, *R1m*, *R1l*; 13,2 %), die alle bilanzierbaren N-Verbindungen und N-Austräge enthält. Auf die Gründe, die zur Entstehung der verschiedenen N-Verbindungen und N-Austräge führen, wird in Kap. 4.2. eingegangen.

Tab. 4-1: Statistischer Überblick über die Anteile der im Substrat enthaltenen und der ausgetragenen N-Verbindungen (N_N) an der N-Bilanz: N-Verbindungen im Substrat ($N_{N-org,substrate}$, $N_{NH4-N,substrate}$, $N_{NO3-N,substrate}$, $N_{NO2-N,substrate}$) und N-Austräge vom Beginn der Kompostierung bis zum Ende der jeweiligen Bilanzierungsperiode ($N_{NH3-N,exhaust-air}$, $N_{N-total,leachate}$); ermittelt für 708 N-Bilanzen aus 53 Kompostierungsversuchen.

N_N	Substrat				Abluft	Sickerwasser
	N_{org}	NH_4^+/NH_3 -N	NO_3^- -N	NO_2^- -N	NH_3 -N	N_{total}
Anteil an der N-Bilanz (% $N_{total-0}$)						
Maximum	168,8	56,1	31,0	16,1	89,8	31,1
Mittelwert	72,4	9,8	0,5	0,2	17,0	1,9
Minimum	26,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
0,75-Quantil	92,5	14,4	0,0	0,0	33,3	1,5
Median	71,2	6,8	0,0	0,0	6,2	0,1
0,25-Quantil	54,1	2,9	0,0	0,0	0,2	0,0
u [N_N] (% $N_{total-0}$) ¹	9,0-10,3	0,5-1,5	0,1-0,3	0,1-0,4	0,0-4,8	0,1-0,5

1 Die Bestimmung der analytisch bedingten Unsicherheit (u) wurde in Kap. 4.1.4.2. erläutert.

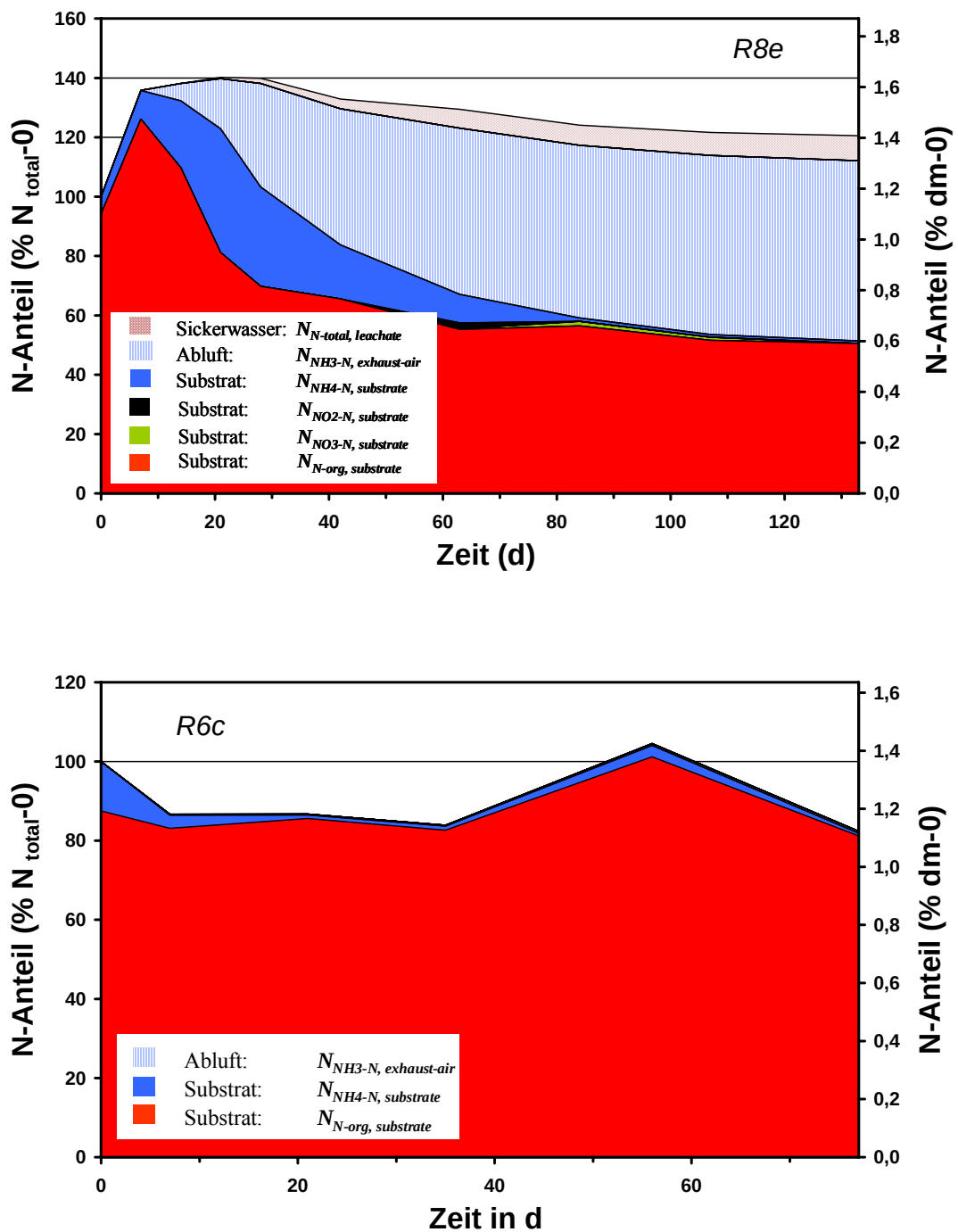


Abb. 4-1: Ausgewählte N-Bilanzserien zur Darstellung der bilanzierbaren N-Verbindungen im Substrat, in der Abluft und im Sickerwasser.

- Versuchsreihe R8e enthält alle als bilanzierbar erachteten N-Verbindungen.
- Versuchsreihe R6c enthält die auch ausnahmslos in allen anderen N-Bilanzen vorkommenden N-Verbindungen.

Die Anlagen VIIa-h zeigen, dass in allen 53 N-Bilanzserien N_{org} und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ im Substrat sowie, wenn auch teilweise in geringen Anteilen, $\text{NH}_3\text{-N}$ in der Abluft präsent waren. NO_3^- und NO_2^- im Substrat sowie N-Austräge mit dem Sickerwasser traten nur teilweise auf. Zwischen den in Abb. 4-1 a und b gezeigten N-Bilanzserien gab es die verschiedensten Kombinationen hinsichtlich der Art und der Größenordnung des Auftretens von N-Verbindungen und N-Austrägen.

Tab. 4-1 fasst die nach Gl. 3-15 a (Kap. 3.4.4.) für alle N-Bilanzen ermittelten Anteile der verschiedenen im Substrat enthaltenen und ausgetragenen N-Verbindungen statistisch zusammen. Die Zusammenstellung zeigt, dass im Substrat N_{org} , $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ quantitativ in der angegebenen Reihenfolge wichtig waren. Entsprechend verdeutlicht Tab. 4-1, dass der Austrag von $\text{NH}_3\text{-N}$ über die Abluft relevanter war als der N_{total} -Austrag über das Sickerwasser. Weiterhin zeigt die Tab. 4-1, dass $\text{NO}_3^-\text{-N}$ und $\text{NO}_2^-\text{-N}$ im Substrat sowie N_{total} -Austräge über das Sickerwasser nur gelegentlich vorkamen. Bei der Bewertung der Ergebnisse wurden insbesondere die Werte innerhalb der Häufigkeitsschwerpunkte (0,75- bis 0,25-Quantil) berücksichtigt. Im Minimal- und Maximalbereich sind aufgrund „Probenahme und analytisch bedingter Unsicherheiten“ (Kap. 4.1.4.; Kap. 3.5.2.) über- bzw. unterschätzte Daten enthalten. Die Größenordnungen der auf bekannten systematischen Messabweichungen basierenden Unsicherheiten (u) wurden in Tab. 4-1 angegeben. Darüber hinaus auftretende „Probenahme bedingte Unsicherheiten“ wurden in Kap. 4.1.4.3. quantifiziert. Weiterhin können unbekannte systematische und zufällige Messabweichungen aufgetreten sein (Kap. 3.5.2.)

4.1.3. Bilanzanteile von N_2 und N_2O

4.1.3.1. Nachweis der Generierung und Bilanzierbarkeit

In den N-Bilanzen traten teilweise deutliche „Bilanzlücken“ auf (Anlagen IIa-h; Kap. 4.1.4.1.). Sommer et al. (1999) und Hwang und Hanaki (2000) führten N-Bilanzlücken auf die Bildung von N-Verbindungen im Rahmen von Denitrifikationsprozessen zurück. Auf diesen Vorschlag wurde hier ebenfalls als Arbeitshypothese zurückgegriffen.

N_2 kann bei der Denitrifikation als Endprodukt und N_2O als Zwischenprodukt entstehen (Kap. 2.2.4.). Die Konzentration von N_2 und N_2O in der Abluft ($c_{\text{N}_2\text{-GAS}}$, $c_{\text{N}_2\text{O-GAS}}$) wurde nach der in Anlage VIj angegebenen Methode ermittelt. Wesentliche Ergebnisse

werden in Tab. 4-2 statistisch zusammengefasst. Sie werden in den Abschnitten (1), (2) und (3) dieses Kapitels sowie in den Kap. 4.1.3.2. und 4.1.3.3. weiterführend ausgewertet.

Tab. 4-2: Statistischer Überblick über die erhöhten N₂- und die N₂O-Konzentrationen in den Abluftproben (c_{N_2-GAS} ; c_{N_2O-GAS}): Größenordnungen der Konzentrationen mit Nachweisgrenze (x_{NG}) und der Verfahrensvariationskoeffizienten (v_x) sowie Probenanzahl (n) und Detektionshäufigkeit; ausgewertet für die Daten aus 49 (für N₂) bzw. 45 (für N₂O) Kompostierungsversuchen insgesamt sowie getrennt für belüftete und unbelüftete Phasen betrachtet.

	N ₂ -Konzentrationen über 78,8 Vol. %			N ₂ O-Konzentrationen über 0,0 Vol. %		
	Insgesamt	Unbelüftet	Belüftet	Insgesamt	Unbelüftet	Belüftet
	Vol. %					
Maximum	96,5	96,5	95,4	4,49	4,49	0,51
Mittelwert	83,1	83,4	80,2	0,48	0,58	0,03
Minimum	78,9	78,9	78,9	0,001	0,001	0,001
0,75-Quantil	84,4	84,8	80,6	0,70	0,89	0,03
Median	82,6	82,9	79,8	0,20	0,37	0,02
0,25-Quantil	80,8	81,5	79,2	0,003	0,09	0,01
x_{NG} (Vol. %) ¹		0,06			0,06	
v_x (%) ¹		0,6			0,6	
n (insgesamt)	2958	1667	1291	2857	1630	1227
n (detektiert)	1265	1123	142	207	168	39
(Anteil)	(42, 7 %)	(67,4 %)	(11,0 %)	(7,2 %)	(10,3 %)	(3,2 %)

¹ siehe Dokumentationen in Kap. 3.5.2. und Anlage VIj

(1) Direkter Nachweis der Generierung von N₂ und N₂O

Die Möglichkeit der Generierung von N₂ sowie N₂O während der Kompostierung wurde über die Messung ihrer Konzentrationen in der Abluft (c_{N_2-GAS} ; c_{N_2O-GAS}) untersucht. Hierbei wurde die in Abb. 4-2 dargestellte Veränderung der Gaszusammensetzung und des Gasvolumens während der Kompostierung berücksichtigt. Während der Kompostierung fanden keine N₂- und N₂O-Einträge statt. Die Möglichkeit einer N₂-Fixierung (Kap. 2.2.5.) aus der atmosphärischen Luft wurde aus den in Kap. 5.6.2. erläuterten Gründen ausgeschlossen. Da die Substrate mit atmosphärischer Luft belüftet wurden, enthielt die Zuluft bereits 78,8 Vol. % N₂. Sie

war jedoch N_2O -frei. Der in der Zuluft enthaltene N_2 durchströmte den Reaktor unverändert. Aerobe Abbauprozesse führten zu einem O_2 -Verbrauch und einer CO_2 -Produktion, hatten jedoch auf das Gasvolumen keinen Einfluss (siehe Textfeld „Gasvolumen beim aeroben Abbau“). Durch ggf. stattfindende anaerobe Abbauprozesse sowie durch Denitrifikationsprozesse ändert sich die Gaszusammensetzung in der in Abb. 4-2 angegebenen Weise. Das Gasvolumen nimmt durch die Denitrifikationsprodukte (N_2 , N_2O , CO_2 ; Kap. 2.2.4.) sowie durch die Produkte des anaeroben Abbaus (CO_2 , CH_4 , H_2) zu. Durch die Zunahme des Gasvolumens verschiebt sich die prozentuale Gaszusammensetzung.

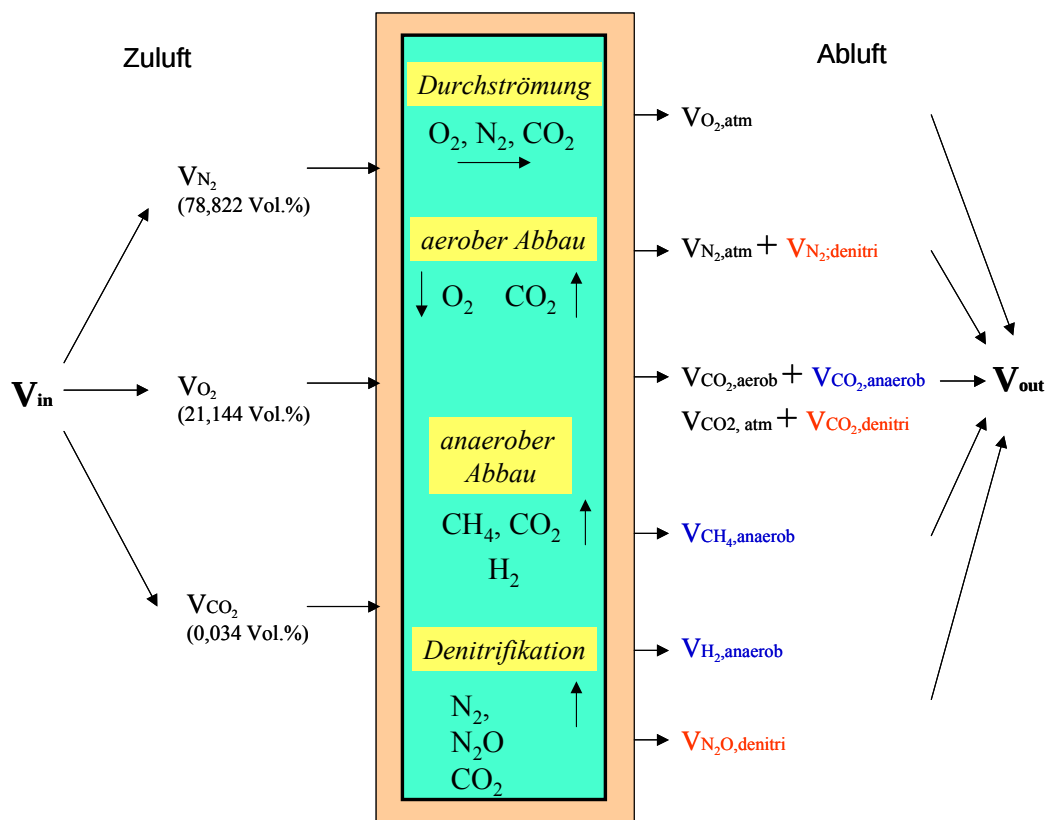
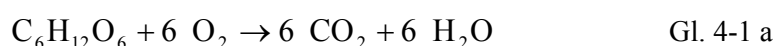


Abb. 4-2: Veränderung des Gasvolumens (V) und der Gaszusammensetzung (hinsichtlich der gaschromatografisch erfassten Bestandteile - O_2 , N_2 , CH_4 , H_2 , N_2O , CO_2) bei der Kompostierung:

- Gasvolumina der Zuluft (V_{in}): bedingt durch atmosphärische Luft,
- Gasvolumina der Abluft (V_{out}): bedingt durch Restkomponenten der Zuluft ($V_{\text{O}_2, \text{atm}}$, $V_{\text{N}_2, \text{atm}}$, $V_{\text{CO}_2, \text{atm}}$), durch aerobe Abbauprozesse ($V_{\text{CO}_2, \text{aerob}}$), durch anaerobe Abbauprozesse ($V_{\text{H}_2, \text{anaerob}}$, $V_{\text{CO}_2, \text{anaerob}}$, $V_{\text{CH}_4, \text{anaerob}}$) und durch Denitrifikationsprozesse ($V_{\text{N}_2\text{O}, \text{denitri}}$, $V_{\text{CO}_2, \text{denitri}}$, $V_{\text{N}_2, \text{denitri}}$); Die Produkte des anaeroben Abbaus sowie der Denitrifikation führten zu einer Erhöhung des Gasvolumens.

Gasvolumen beim aeroben Abbau

Beim aeroben Abbau wird ein Teil des in der Zuluft enthaltenen O₂ unter Substratverbrauch zu CO₂ und H₂O umgesetzt. Diese Reaktion kann näherungsweise mit Hilfe der allgemeinen Atmungsgleichung (Gl. 4-1 a) beschrieben werden. Im Folgenden wird hergeleitet, dass sich durch einen aeroben Abbau die Volumina der Zu- und der Abluft nicht ändern. Die Beziehung zwischen den Volumina des verbrauchten O₂ (V_{O_2}) und des generierten CO₂ (V_{CO_2}) kann nach Gl. 4-1 b dargestellt werden, wobei F1 den Faktor für eine Änderung des Volumens repräsentiert. Die jeweiligen Volumina (V_{O_2} , V_{CO_2}) konnten unter Verwendung der allgemeinen Zustandsgleichung für Gase ($pV = mRT$) mit Hilfe der Massen an verbrauchtem O₂ (m_{O_2}) und generiertem CO₂ (m_{CO_2}) ausgedrückt werden. Die Masse des generierten CO₂ (m_{CO_2}) kann dabei auf Basis der allgemeinen Atmungsgleichung (Gl. 4-1 a) näherungsweise mit Hilfe der molaren Massen von O₂ und CO₂ (M_{O_2} , M_{CO_2}) nach Gl. 4-1 d berechnet werden.



$$V_{O_2} = F1 \cdot V_{CO_2} \quad \text{Gl. 4-1 b} \quad \frac{m_{O_2} \cdot R_{O_2} \cdot T}{p} = F1 \cdot \frac{m_{CO_2} \cdot R_{CO_2} \cdot T}{p} \quad \text{Gl. 4-1 c}$$

$$m_{CO_2} = \frac{m_{O_2} \cdot M_{CO_2}}{M_{O_2}} \quad \text{Gl. 4-1 d} \quad F1 = \frac{M_{O_2} \cdot R_{O_2}}{M_{CO_2} \cdot R_{CO_2}} = 1 \quad \text{Gl. 4-1 e}$$

Da die Zu- und die Abluft in den Versuchen bei den jeweiligen Probenahmestellen (Kap. 3.2.1., Abb. 3-1, 11-12 bzw. 17) vergleichbare Temperaturen (T) und Drücke (p) aufwiesen, konnte unter Verwendung der Gln. 4-1 c und d der Faktor F1 mit Hilfe der Gaskonstanten (R_{O_2} , R_{CO_2}) und der molaren Massen (M_{O_2} , M_{CO_2}) für O₂ und CO₂ nach Gl. 4-1 e kalkuliert werden. Diese Berechnung ergibt $F1=1$. Nach Gl. 4-1 b ist damit das Volumen des verbrauchten O₂ mit dem Volumen des generierten CO₂ gleichzusetzen. Das bedeutet, dass das Gasvolumen von Zu- und Abluft beim aeroben Abbau vergleichbar ist. Das gilt unter der Voraussetzung vergleichbarer Umgebungsbedingungen hinsichtlich Temperatur und Druck (T , p) sowie der Annahme, dass Glukose (C₆H₁₂O₆) das abgebaute Substrat ist.

Aus der Kenntnis der Abluftzusammensetzung konnten hinsichtlich einer N₂- und der N₂O-Generierung zunächst folgende Schlüsse gezogen werden:

- *N₂O-Konzentration > 0 Vol. %*

Eine Detektion von N₂O in der Abluft lässt auf das Stattfinden unvollständiger Denitrifikationsprozesse schließen. Es können jedoch nur qualitative, keine quantitativen Aussagen erfolgen. N₂O konnte bei 7 % der untersuchten Proben detektiert werden (Tab. 4-2). Die N₂O-Konzentrationen der Abluft wurden weiterführend in Kap. 4.1.3.2. ausgewertet.

- *N₂-Konzentration > 78,8 Vol. %:*

Eine N₂-Konzentration über 78,8 Vol. % deutet eindeutig auf eine N₂-Generierung hin. Wenn eine Denitrifikation stattfindet, muss sich eine Zunahme der N₂-Konzentration ergeben, da das bei der Denitrifikation gebildete N₂-Volumen größer ist als das gebildete CO₂-Volumen (siehe folgendes Textfeld). Erhöhte N₂-Konzentrationen, bis hin zu 96,5 Vol. %, wurden in 43 % der untersuchten Proben ermittelt (Tab. 4-2). Die erhöhten N₂-Konzentrationen wurden weiterführend in Kap. 4.1.3.2. ausgewertet.

Verhältnis von gebildetem CO₂ zu N₂ bei der Denitrifikation

Der Zusammenhang zwischen den bei der Denitrifikation gebildeten CO₂- und N₂-Volumina ($V_{CO_2,denitri}$, $V_{N_2,denitri}$) kann unter Verwendung der allgemeinen Zustandsgleichung für Gase (siehe Textfeld „Gasvolumen beim aeroben Abbau“) nach Gl. 4-2 a dargestellt werden, wobei F2 der Faktor für die Volumenveränderung ist. Auf Basis der vollständigen Denitrifikationsgesamtgleichung (Gl. 2-12, Kap. 2.3.4.) kann das Verhältnis zwischen den Massen der Denitrifikationsprodukte N₂ und CO₂ ($m_{CO_2,denitri}$, $m_{N_2,denitri}$) nach Gl. 4-2 b beschrieben werden. Gln. 4-2 a und b ergeben Gl. 4-2 c. Aus dieser kann mit Hilfe der Gaskonstanten (R_{N_2} , R_{CO_2}) und der molaren Massen (M_{N_2} , M_{CO_2}) der Faktor F2 berechnet werden.

$$V_{CO_2,denitri} = F2 \cdot V_{N_2,denitri} = \frac{m_{CO_2,denitri} \cdot R_{CO_2} \cdot T}{p} = F2 \cdot \frac{m_{N_2,denitri} \cdot R_{N_2} \cdot T}{p} \quad \text{Gl. 4-2 a}$$

$$m_{N_2,denitri} = \frac{5m_{CO_2,denitri} \cdot M_{N_2}}{2M_{CO_2}} \quad \text{Gl. 4-2 b} \quad F2 = \frac{2M_{CO_2} \cdot R_{CO_2}}{5M_{N_2} \cdot R_{N_2}} = 0,4 \quad \text{Gl. 4-2 c}$$

- *N₂-Konzentration ≤ 78,8 Vol. %:*

Bei diesen N₂-Konzentrationen können keine Rückschlüsse auf eine N₂-Generierung gezogen werden. Prinzipiell lassen sinkende N₂-Konzentrationen auf anaerobe Abbauprozesse schließen, da die Produktion von CO₂ (CH₄, H₂) zu einer relativen Verschiebung der Gaszusammensetzung führt und dadurch die N₂-Konzentration in der Probe relativ abnimmt. Die anaeroben Prozesse könnten jedoch auch von Denitrifikationen begleitet sein. Sie werden nicht anhand der Gaszusammensetzung sichtbar, wenn die gebildeten N₂-Volumina zu gering sind. Bei Konzentrationen von

78,8 Vol. % ($u=0,05$ Vol. %) ist es wahrscheinlich, dass weder anaerobe noch Denitrifikationsprozesse aufgetreten sind. Es ist jedoch auch nicht auszuschließen, dass sie in einem Verhältnis auftreten, bei dem sich die relative N_2 -Abnahme aufgrund des zusätzlichen gebildeten Gasvolumens und die N_2 -Zunahme aufgrund einer N_2 -Generierung aufheben. Die bei den Untersuchungen ermittelte minimale N_2 -Konzentration lag bei 0,3 Vol. % und die mittlere N_2 -Konzentration lag bei 78,6 Vol. %. Diese Ergebnisse wurden nicht weiterführend ausgewertet.

(2) Bilanzierbarkeit des generierten N_2

Um generiertes N_2 quantitativ zur Integration in den N-Bilanzen zu erfassen, müssen die Volumenströme der Zu- und Abluft ($\dot{V}_{in}$, $\dot{V}_{out}$) bekannt sein. Die Masse an generiertem N_2 ($m_{N_2,denitri}$) kann mit Hilfe der allgemeinen Zustandsgleichung für Gase (Gl. 4-3 a) ermittelt werden. Druck (p) und Temperatur (T) der analysierten Zu- und Abluftproben waren vergleichbar und entsprachen jeweils dem Umgebungsdruck (p_{atm}) bzw. der Umgebungstemperatur (T_{room}). Das durch Denitrifikation gebildete N_2 -Volumen innerhalb einer bestimmten Zeitspanne (t) ergibt sich nach Gl. 4-3 b als Differenz zwischen dem insgesamt in der Abluft vorhandenen N_2 (ermittelt mit Hilfe der N_2 -Konzentration in der Abluft, $c_{N_2,exhaust-air}$, und dem Abluftvolumenstrom, $\dot{V}_{out}$) und dem N_2 , das bereits in der Zuluft enthalten war (ermittelt mit Hilfe der N_2 -Konzentration in der Atmosphäre und dem Zuluftvolumenstrom, $\dot{V}_{in}$). Vereinfachend wurde angenommen, dass die N_2 -Generierung während der betrachteten Bilanzierungsperiode linear erfolgte, was zu dem Faktor „0,5“ in Gl. 4-3 b führte.

$$m_{N_2,denitri} \text{ [in g]} = \frac{p_{atm} \cdot V_{N_2,denitri}}{R_{N_2} \cdot T_{room}} \quad \text{Gl. 4-3 a}$$

$$\text{mit: } V_{N_2,denitri} \text{ [in L]} = 0,5 \cdot \left(\frac{c_{N_2-GAS} - 78,8 \text{ Vol. \%}}{100 \text{ Vol. \%}} \cdot (\dot{V}_{out} - \dot{V}_{in}) \right) \cdot t \quad \text{Gl. 4-3 b}$$

Ein wesentliches Problem bei der Bestimmung der generierten N_2 -Masse nach Gln. 4-3 a und b ergab sich in den belüfteten Phasen durch die im Allgemeinen sehr geringe Veränderung der N_2 -Konzentrationen (c_{N_2-GAS}) gegenüber der atmosphärischen N_2 -Konzentration von 78,8 Vol. %. So lag der Häufigkeitsschwerpunkt der eher selten aufgetretenen erhöhten N_2 -Konzentrationen in den belüfteten Phasen zwischen 79,2 und 80,6 Vol. % (N_2 -Zunahme: 0,4-1,8 Vol. %, Tab. 4-2). Nach der in Kap. 3.5.2. (Gl. 3-19 a-d) beschriebenen Vorgehensweise wurde eine exemplarische Berechnung der Unsicherheit (u_z) und der Variationskoeffizienten (v_z) für die nach Gln. 4-3 a und b

ermittelte Masse an N_2 ($m_{N_2,denitri}$) durchgeführt. Hierbei wurden folgende Annahmen für die in Gln. 3-19 a und b benötigten Messunsicherheiten (u) und Messwertbereiche (x) der in Gln. 4-3 a und b enthaltenen Variablen ($\dot{V}_{in}$, $\dot{V}_{out}$, c_{N_2-GAS}) getroffen:

- Es wurden nur N_2 -Konzentrationen in der Abluft (c_{N_2-GAS}) berücksichtigt, die über 78,8 Vol. % lagen, da bei diesen sicher von einer N_2 -Generierung ausgegangen werden konnte. Für die obere und untere Grenze des Messwertbereiches wurden die in Tab. 4-2 dokumentierten 0,25- und 0,75-Quantile für erhöhte N_2 -Konzentrationen in belüfteten Phasen herangezogen. Die entsprechenden Messunsicherheiten (u_x) wurden mit Hilfe des Verfahrensvariationskoeffizienten (v_x) der analytischen Bestimmung von N_2 in einer Gasprobe bestimmt (Anlage VIj).
- Es wurde angenommen, dass die Variationskoeffizienten (v_y) der Abluft- ($\dot{V}_{out}$)¹ und der Zuluftvolumenstrommessung ($\dot{V}_{in}$) vergleichbar sind. Der Variationskoeffizient (v_y) der Zuluftvolumenstrommessung wurde in Anlage IIIb dokumentiert. Für die obere und untere Grenze des Messwertbereiches wurden die in Tab. 5-1 (Kap. 5.3.) dokumentierten 0,25- und 0,75-Quantile des Zuluftvolumenstromes ($\dot{V}_{in}$) genutzt. Weiterhin wurde angenommen, dass der Abluftvolumenstrom ($\dot{V}_{out}$) um 20 % höher ist als der Zuluftvolumenstrom ($\dot{V}_{in}$). Für die Kompostierungsdauer (t) wurden 84 d angenommen (0,75-Quantil; Tab. 5-1; Kap. 5.3).

Die exemplarischen Berechnungen ergaben für die Masse des generierten N_2 ($m_{N_2,denitri}$) im Bereich von 3-24 g. Dies entspricht einem Anteil von generiertem N_2 ($N_{N_2-exhaust-air}$) in einer N-Bilanz von etwa 0,1-8,8 % $N_{total}-0^2$. Die Größenordnung zeigt, dass das in belüfteten Phasen generierte N_2 in durchaus bilanzrelevant sein kann, auch wenn sich die N_2 -Konzentrationen (c_{N_2-GAS}) nur geringfügig ändern. Für die Masse des generierten N_2 ergaben die exemplarischen Berechnungen Variationskoeffizienten (v_z) im Bereich von $\pm 47-105$ %¹. Die für die Kalkulation verwendete Differenz zwischen Zu- und Abluftvolumenstrom war als Extremwert einzuschätzen. Die in der Realität auftretenden, geringeren Differenzen würden zu noch höheren Unsicherheiten führen. Die Unsicherheit bei dieser Art der Bestimmung der N_2 -Generierung in belüfteten Phasen wurde als zu hoch erachtet.

In unbelüfteten Phasen wurden erhöhte N_2 -Konzentrationen (c_{N_2-GAS}) bei 67,4 % der untersuchten Proben (Tab. 4-2) detektiert. Der Häufigkeitsschwerpunkt lag hierbei zwischen 81,5 und 84,8 Vol. % (N_2 -Zunahme: 2,7-6,0 Vol. %). Die Berechnung eines

¹ Der Variationskoeffizient des Abluftvolumenstromes ($\dot{V}_{out}$) konnte nicht quantifiziert werden, war jedoch tatsächlich größer als der des Zuluftvolumenstromes ($\dot{V}_{in}$) einzuschätzen (Anlage IIIb), sodass die Variationskoeffizienten für die Masse an generiertem N_2 ($m_{N_2,denitri}$) noch größer ausfallen.

² Annahme: $m_{N-total;0} = 271$ g/ reactor (0,25-Quantil aller Inputsubstrate)

extremen Fallbeispielen nach Gln. 4-3 a und b¹ ergab einen N₂-Austrag ($m_{N_2,denitri}$) von 1,2 g, welcher in der Beispiel-N-Bilanz einem Anteil von generiertem N₂ ($N_{N_2-exhaust-air}$) von etwa 0,4 % $N_{total-0}$ ² entsprach. Dieser Anteil muss aufgrund der getroffenen Annahmen als zu hoch eingeschätzt werden. Die Größenordnung zeigt, dass der in unbelüfteten Phasen generierte N₂-Anteil zumeist nicht von quantitativer Relevanz für die N-Bilanzierung sein dürfte. Obwohl teilweise recht hohe N₂-Konzentrationen in der Abluft ermittelt wurden, sind die N₂-Gesamtausträge aufgrund der eher kleinen Biogasvolumina ($\dot{V}_{out}$) gering.

Die für die belüfteten und unbelüfteten Phasen angegebenen N-Bilanzanteile ($N_{N_2-exhaust-air}$) sollen nur Größenordnungen widerspiegeln. Eine weiterführende qualitative und quantitative Auswertung zur N₂-Generierung ist für die einzelnen Versuchsreihen den Kap. 4.1.3.2. (Bewertung mit Hilfe erhöhter N₂-Konzentrationen, „Konzentrationsmethode“), Kap. 4.1.4.5. (Bewertung mit Hilfe der Bilanzlücke, „Bilanzierungsmethode“) und Kap. 4.2.4.3. (Vergleich beider Methoden unter Berücksichtigung des NO₃⁻-N-Verbrauches) zu entnehmen.

(3) Bilanzierbarkeit des generierten N₂O

Die gemessenen N₂O-Konzentrationen (c_{N_2O-GAS} , c_{N_2-GAS}) waren im Allgemeinen sehr gering (Tab. 4-2). Sie wiesen einen Häufigkeitsschwerpunkt zwischen 0,03 und 0,7 Vol. % auf und wurden nur bei 7,2 % der untersuchten Proben detektiert. Die Masse an produzierten N₂O ($m_{N_2O,denitri}$) kann, wiederum auf Basis der allgemeinen Zustandsgleichung für Gase, näherungsweise mit Hilfe der Gln. 4-4 a und b berechnet werden. Hierbei wurde wiederum, analog zu den Ausführungen in Abschnitt (2), eine lineare Produktion während des betrachteten Zeitraumes (t) (Faktor: 0,5) angenommen. Da die Zuluft N₂O-frei ist, muss bei der Berechnung nur der Abluftvolumenstrom ($\dot{V}_{out}$) berücksichtigt werden.

$$m_{N_2O,denitri} = \frac{p_{atm} \cdot V_{N_2O,denitri}}{R_{N_2O} \cdot T_{room}} \quad \text{Gl. 4-4 a}$$

$$\text{mit: } V_{N_2O,denitri} = 0,5 \cdot \frac{c_{N_2O,exhaust-air}}{100 \text{ Vol.}\%} \cdot \dot{V}_{out} \cdot t \quad \text{Gl. 4-4 b}$$

¹ Annahmen: $c_{N_2-GAS} = 84,8$ Vol. % (0,75-Quantil, Tab. 4-2)

$t = 84d$ (0,75-Quantil, Tab. 5-1; Kap. 5.3.)

$\dot{V}_{out} = 0,4$ L/d (0,75-Quantil; Biogasvolumen in 128 Bilanzierungsperioden der Versuchsreihen R1I, R1m, R2m)

² Annahme: $m_{N-total;0} = 271$ g/ reactor (0,25- Quantil aller Inputsubstrate)

Die Einschätzung der Bilanzierbarkeit von N_2O erfolgte separat für belüftete und unbelüftete Phasen. In belüfteten Phasen wurde N_2O bei 3,2 % der untersuchten Proben detektiert (Tab. 4-2). Dabei lag der Häufigkeitsschwerpunkt dieser positiven Detektionen unterhalb der Nachweisgrenze ($x_{NG}=0,06$ Vol. %). Diese Detektionen können nur als „gezeigt“ gewertet werden. Sie können jedoch nicht quantitativ genutzt werden. N_2O wurde daher als nicht bilanzierbar und als quantitativ unbedeutend für die belüfteten Phasen eingeschätzt.

In unbelüfteten Phasen wurde N_2O bei 10,3 % der untersuchten Proben (Tab. 4-2) detektiert. Der Häufigkeitsschwerpunkt lag hierbei zwischen 0,09 und 0,84 Vol. %. Die Berechnung eines extremen Fallbeispiels nach Gln. 4-4 a und b¹ ergab einen N_2O -Austrag ($m_{N_2O,denitri}$) von 0,3 g über den betrachteten Zeitraum. Dieser entsprach in der N-Bilanz einem N_2O -N-Anteil von etwa 0,1 % N_{total} -0² und war somit ebenfalls nicht von quantitativer Relevanz für die N-Bilanzierung.

(4) Vergleich der Generierung von N_2 und N_2O

In diesem Abschnitt wurde die N_2 -Generierung mit der N_2O -Generierung verglichen. Die statistische Verteilung der erhöhten N_2 -Konzentrationen ($c_{N_2-GAS} > 78,8$ Vol. %) und der N_2O -Konzentrationen (c_{N_2O-GAS}) ist in Abb. 4-3 dargestellt. Die Kenndaten sowie die Detektionshäufigkeit sind Tab. 4-2 zu entnehmen.

Während die Zunahmen der N_2 -Konzentrationen über 78,8 Vol. % zumeist zwischen 2,0 und 5,6 Vol. % lagen, wurden N_2O -Konzentrationen mit einem Häufigkeitsschwerpunkt zwischen 0,03 und 0,7 Vol. % ermittelt (Abb. 4-3 a,b). Nur in Ausnahmefällen (Bereich „Extremwerte und Ausreißer“; Abb. 4-3 b) erreichte die N_2O -Konzentration eine mit der N_2 -Zunahme vergleichbare Größenordnung. Die Medianwerte aus Abb. 4-3 a und b ergaben ein Verhältnis von sicher generiertem N_2 zu gebildetem N_2O von 14:1. Obwohl das jeweilige Verhältnis bei allen Probenahmen unterschiedlich ausfiel, deutete sich die stärkere Bedeutung von N_2 an. Diese Aussage wird auch durch die Anzahl der Detektionen (n) bestätigt (Tab. 4-2). Hier überwogen die Detektionen von erhöhten N_2 -Konzentrationen ebenfalls deutlich gegenüber der N_2O -Detektion mit einem

¹ Annahmen: $c_{N_2O,exhaust-air} = c_{N_2O-GAS} = 0,84$ Vol. % (0,75-Quantil, Tab. 4-2)

$t = 84$ d (0,75-Quantil, Tab. 5-1; Kap. 5.3.) ; $\dot{V}_{out} = 0,4$ L/d (0,75-Quantil; Biogasvolumen in 128 Bilanzierungsperioden der Versuchsreihen *R1l*, *R1m*, *R2m*)

² Annahme: $m_{N-total;0} = 271$ g/ reactor (0,25 – Quantil aller Inputsubstrate)

Verhältnis von 6:1. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die erhöhten N_2 -Konzentrationen die N_2 -Generierung nicht vollständig erfassen können (Abschnitt 1), kann vermutet werden, dass das reale durchschnittliche Verhältnis zwischen N_2 - und N_2O -Generierung bei der Kompostierung noch höher liegt.

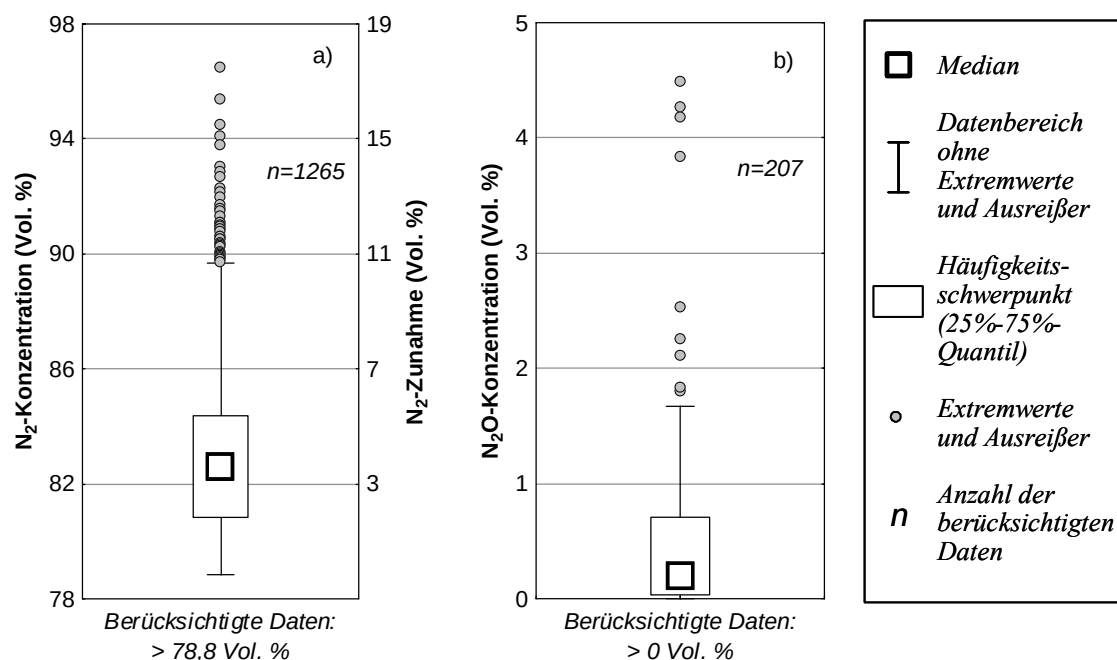


Abb. 4-3: Box-Plots von erhöhten N_2 - und von N_2O -Konzentrationen in der Abluft von belüfteten und unbelüfteten Phasen.

- Die dargestellten Daten umfassen alle N_2 -Konzentrationen (c_{N_2-GAS}) über 78,8 Vol. %. Erhöhte N_2 -Konzentrationen wurden in 42 von 49 Kompostierungsversuchen detektiert. Es wurde ebenfalls die Zunahme der N_2 -Konzentration über 78,8 Vol. % angegeben.
- Die dargestellten Daten umfassen alle gemessenen N_2O -Konzentrationen (c_{N_2O-GAS}). N_2O wurde in 13 von 45 Kompostierungsversuchen detektiert.

Aus den Detektionsergebnissen kann geschlussfolgert werden, dass bei durchschnittlich 14 % der Beprobungsperioden mit erhöhten N_2 -Konzentrationen eine unvollständige Denitrifikation ablief, da sich zugleich N_2O zeigte. Der 4. Schritt der Denitrifikation (Gl. 2-13 d; Kap. 2.2.4.) war in diesen Fällen eingeschränkt. Diese Limitierung war jedoch im Durchschnitt nicht besonders intensiv. Der Vergleich der Konzentrationen von sicher generiertem N_2 und von N_2O zeigte, dass der N_2O -Anteil an der Gesamtdenitrifikation im Durchschnitt nur 7 % betrug.

4.1.3.2. Erhöhte N₂-Konzentrationen in der Abluft

N₂-Konzentrationen über 78,8 Vol. % weisen eindeutig auf eine N₂-Generierung hin (Kap. 4.1.3.1.). Sie können daher dem direkten, qualitativen Nachweis einer N₂-Generierung dienen. Diese Nachweismethode wird im Folgenden auch als „Konzentrationsmethode“ bezeichnet. Die „Konzentrationsmethode“ erlaubt jedoch keine Aussagen zum insgesamt erzielbaren N₂-Austrag. Eine indirekte Methode zum qualitativen Nachweis von generiertem N₂ wird in Kap. 4.1.4.5. beschrieben („Bilanzierungsmethode“). Beide Methoden werden in Kap. 4.2.4.3. verglichen.

Bei etwa der Hälfte aller, mit Hilfe der „Konzentrationsmethode“ untersuchter Proben wurden N₂-Konzentrationen (c_{N_2-GAS}) über 78,8 Vol. % ermittelt. Der Häufigkeitsschwerpunkt der erhöhten N₂-Konzentrationen lag zwischen 80 und 85 Vol. %, die höchste N₂-Konzentration betrug 96,5 Vol. % (Tab. 4-2, Abb. 4-3; Kap. 4.1.3.1.). Sie wurde bei der Versuchsreihe R8c ermittelt. Bei dieser Versuchsreihe erfolgte eine Belüftung des Substrates bis zur 8. Versuchswoche. Danach folgten 4 unbelüftete Phasen. Die höchste N₂-Konzentration wurde am Ende der 1. unbelüfteten Phase detektiert. Diese unbelüftete Phase war mit 3 Wochen vergleichsweise lange. Die anderen 3 unbelüfteten Phasen dieser Versuchsreihe dauerten jeweils nur 1 bis 2 Wochen an.

Der statistische Überblick von Tab. 4-2 (Kap. 4.1.3.1.) zeigt, dass sich die Detektionshäufigkeit erhöhter N₂-Konzentrationen deutlich zwischen belüfteten und unbelüfteten Phasen unterschied. Von den 49 betrachteten Versuchsreihen wiesen 31 Versuchsreihen unbelüftete Phasen auf¹. Die Gesamtanzahl der bewerteten belüfteten und unbelüfteten Phasen ist Tab. 5-1 (Kap. 5.3) zu entnehmen. Die Art und Weise der Belüftung wurde für jede Versuchsreihe in der Anlage IIb zusammengestellt.

67 % der Proben aus unbelüfteten Phasen wiesen erhöhte N₂-Konzentrationen auf. Im Vergleich traten sie in belüfteten Phasen eher selten, bei 11 % der Proben, auf (Tab. 4-2, Kap. 4.1.3.1.). Bei diesen Proben können die Werte im Minimalbereich auch auf analytisch bedingte Unsicherheiten zurückgeführt werden ($v_x=0,6$ %, Anlage VIj). Einige der im Maximalbereich liegenden Werte sind dagegen vermutlich als Ausreißer

¹ Einige unbelüftete Phasen erfuhren einen periodischen, nur kurzzeitig andauernden (ca. 2h) Austausch der Reaktorinnenluft durch atmosphärische Luft (Anlage IIb), wodurch eine unbelüftete Phase in mehrere Teilperioden untergliedert wurde. Der Austausch erfolgte zur Veränderung der Gaszusammensetzung im Reaktor, da sich die veränderten O₂-Konzentrationen gemäß den Ausführungen in Kap. 2.2.4. auf Denitrifikationsprozesse auswirken sollten.

zu werten, welche vermutlich auf eine Störung der Belüftung zurückzuführen sind und daher eher unbelüftete Phasen repräsentieren. Die erhöhten N_2 -Konzentrationen innerhalb des Häufigkeitsschwerpunktes sind jedoch als zuverlässiger Nachweis einer N_2 -Generierung in belüfteten Phasen anzusehen.

Abb. 4-3 a (Kap. 4.1.3.1.) zeigt die statistische Verteilung aller erhöhten N_2 -Konzentrationen. Die meisten erhöhten N_2 -Konzentrationen aus belüfteten Phasen lagen unterhalb des dargestellten Häufigkeitsschwerpunktes, die aus unbelüfteten Phasen innerhalb des Häufigkeitsschwerpunktes oder darüber. Die erhöhten N_2 -Konzentrationen lagen in den unbelüfteten Phasen im Durchschnitt um ca. 3,5 Vol. % über den erhöhten N_2 -Konzentrationen in den belüfteten Phasen. Sie waren zudem weiter verteilt. Nachfolgend werden die Versuchsreihen 3 Kategorien ($CL_{N_2-GAS}=0, 1, 2$; Kap. 3.5.1.) zugeordnet, welche die N_2 -Generierung während der Kompostierung mit „nicht detektiert“, „nicht signifikant bzw. „signifikant“ beschreiben (Abschnitt 1). Weiterhin werden die wesentlichen Ursachen erläutert, die den Austrag von N_2 in die Abluft bestimmten (Abschnitt 2).

(1) Zuordnung der Versuchsreihen zu Kategorien

Für 4 Versuchsreihen ($R1k, R2k, R3k, R4k$) lagen keine N_2 -Messungen (c_{N_2-GAS}) vor. Für die verbleibenden 49 Versuchsreihen wurden die vergebenen Kategoriennummern ($CL_{N_2-GAS} = 0, 1, 2$) in Anlage VIIIA zusammengestellt. Weiterhin wurde in dieser Anlage dokumentiert, ob die erhöhten N_2 -Konzentrationen in belüfteten oder unbelüfteten Phasen auftraten. Nur bei wenigen Versuchsreihen konnten zu keinem Zeitpunkt der Kompostierung N_2 -Konzentrationen über 78,8 Vol. % festgestellt werden ($CL_{N_2-GAS} = 0$). Eine N_2 -Generierung könnte jedoch dennoch aufgetreten sein: die erhöhten N_2 -Konzentrationen wurden möglicherweise durch die diskontinuierliche Probenahme nicht erfasst (Kap. 3.3.2.1.) bzw. der durch anaerobe Prozesse gebildete Biogasanteil war zu hoch (Kap. 4.1.3.1.). Häufiger wurden erhöhte N_2 -Konzentrationen bei ein oder zwei Proben pro Versuchsreihe ermittelt ($CL_{N_2-GAS} = 1$). Zumeist jedoch erfolgten Detektionen erhöhter N_2 -Konzentrationen in längeren Serien ($CL_{N_2-GAS} = 2$). Auf dieser Basis konnten die Versuchsreihen wie folgt eingeteilt werden:



Nicht detektiert ($CL_{N_2-GAS} = 0$): In 7 Versuchsreihen ($R2b, R4b, R9b, R3c, R1j, R2j, R3j$; 14,2 %) wurden zu keinem Zeitpunkt der Kompostierung erhöhte N_2 -Konzentrationen detektiert. Neben den belüfteten Phasen wiesen 2 dieser Versuchsreihen ($R2b, R9b$) zudem unbelüftete Phasen auf.



Nicht signifikant ($CL_{N_2-GAS} = 1$): In 13 Versuchsreihen (Anlage VIIa; 18,4 %) wurden erhöhte N_2 -Konzentrationen bei maximal zwei Proben pro Versuchsreihe detektiert. Die Detektionen traten in belüfteten und unbelüfteten Phasen auf. Es ist nicht auszuschließen, dass einige Einzelwerte, die den belüfteten Phasen zugerechnet wurden, auf Störungen der Belüftung zurückzuführen waren.



Signifikant ($CL_{N_2-GAS} = 2$): In 29 Versuchsreihen (Anlage VIIa; 59,1 %) wurden erhöhte N_2 -Konzentrationen bei mehr als zwei Proben pro Versuchsreihe detektiert. In 13 (26,5 %) Versuchsreihen erfolgte die Detektion nur in unbelüfteten Phasen, in 8 (16,3 %) nur in belüfteten und in 7 (14,2 %) sowohl in belüfteten als auch in unbelüfteten Phasen. Belüftete Phasen in denen nur Einzelwerten auftraten wurden hierbei nicht berücksichtigt.

(2) Tendenzen im Überblick

Ein wesentlicher Einfluss auf die Detektion erhöhter N_2 -Konzentrationen ($c_{N_2-GAS} > 78,8$ Vol. %) war die Belüftung. Erhöhte N_2 -Konzentrationen traten nur in begrenztem Maße in belüfteten Phasen auf. Relativ häufig wurden sie jedoch in unbelüfteten Phasen detektiert (Tab. 4-2; Kap. 4.1.3.1.). Die Entwicklung der N_2 -Konzentrationen während unbelüfteter und belüfteter Phasen wird im folgenden kurz beschrieben:

- Die Dauer der unbelüfteten Phasen reichte von einer Woche (*R4c*, *R5c*) bis 22 Wochen (*R1l*, *R1m*, *R2m*, *R3m*, *R4m*). Die erhöhten N_2 -Konzentrationen traten zumeist in zeitlich zusammenhängenden Serien auf. Die Serien setzten teilweise unverzüglich nach Abstellen der Belüftung, teilweise aber auch erst später ein. Sie erstreckten sich über die gesamte verbleibende unbelüftete Phase.
- In belüfteten Phasen wurden zumeist mehrfach auftretende Einzelwerte mit erhöhten N_2 -Konzentrationen ermittelt. Es konnten jedoch auch längere zusammenhängende Serien beobachtet werden. Die längste Serie betrug hierbei 2 Wochen (*R1m*).

Trotz der geringeren N_2 -Konzentrationen und der geringeren Anzahl an Detektionen war nur das in belüfteten Phasen generierte N_2 bilanzrelevant (Abschnitt 2, Kap. 4.1.3.1.;). Die Größenordnung der in belüfteten Phasen ermittelten N_2 -Konzentrationen hängt von folgenden Faktoren ab: der Belüftungsrate sowie dem Auftreten von Denitrifikationen und von anaeroben Prozessen. Der mit der Belüftung zugeführte atmosphärische N_2 führt zu einer hohen Verdünnung, was ggf. bei sehr hohen Belüftungsraten die Detektion generiertem N_2 mit Hilfe der „Konzentrationsmethode“ verhinderte. Zudem kann sich der mit der Belüftung zugeführte O_2 auf die biologischen Abbauprozesse auswirken. Gemäß den Ausführungen in Kap. 2.2.4. können sich hohe O_2 -Konzentrationen hemmend auf Denitrifikationsprozesse und damit auf eine N_2 -Generierung auswirken. Zur Beurteilung

beider Einflussfaktoren wurde in Abb. 4-4 die Abhängigkeit des Auftretens erhöhter N_2 -Konzentrationen von den Belüftungsraten¹ aufgezeigt.

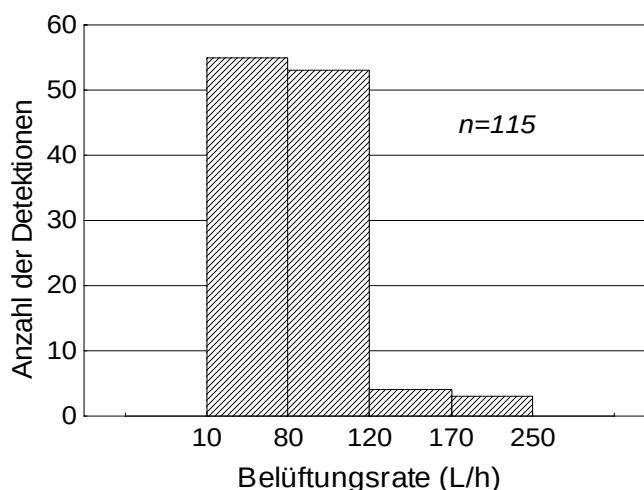


Abb. 4-4: Histogramm der Belüftungsraten ($\dot{V}_{in}$): ermittelt bei Bilanzierungsperioden mit erhöhten N_2 -Konzentrationen ($c_{N_2-GAS} > 78,8$ Vol. %) aus der Kategorie mit signifikanten Konzentrationserhöhungen ($CL_{N_2-GAS} = 2$).

Die Anzahl der belüfteten Phasen insgesamt sowie die Anteile, die erhöhte N_2 -Konzentrationen aufwiesen, gestalteten sich wie folgt:

- sehr niedrige Belüftungsraten ($\dot{V}_{in} = 10-80$ L/h) wurden bei 23 % ($n=106$) der belüfteten Phasen eingestellt; davon wiesen insgesamt 48 % ($n=55$) erhöhte N_2 -Konzentrationen auf,
- niedrige Belüftungsraten ($\dot{V}_{in} = 80-120$ L/h) wurden bei 13 % ($n=60$) der belüfteten Phasen eingestellt; davon wiesen insgesamt 46 % ($n=53$) erhöhte N_2 -Konzentrationen auf,
- mittlere Belüftungsraten ($\dot{V}_{in} = 120-170$ L/h) wurden bei 45 % ($n=208$) der belüfteten Phasen eingestellt, davon wiesen insgesamt 3,5 % ($n=4$) erhöhte N_2 -Konzentrationen auf.
- hohe bis sehr hohe Belüftungsraten ($\dot{V}_{in} \geq 170$ L/h) wurden bei 19 % ($n=91$) der belüfteten Phasen eingestellt; davon wiesen insgesamt 2,5 % ($n=3$) erhöhte N_2 -Konzentrationen auf.

¹ Einen Überblick über die Spannweite der bei den verschiedenen Bilanzierungsperioden verwendeten Belüftungsraten gibt Tab. 5-1 (Kap. 5.3.).

Die Datenverteilung in Abb. 4-4 sowie die vorhergehende Auflistung zeigen, dass nicht nur Verdünnungseffekte eine Rolle spielten. In diesem Falle wäre die Abnahme der Anzahl der Detektionen eher gleichförmig verlaufen. Unabhängig von der Belüftungsrate wurden erhöhte N_2 -Konzentrationen gleichermaßen im Bereich zwischen 10 und 120 L/h festgestellt. Bei diesen geringen Belüftungsraten stellten sich verstärkt O_2 -Mangelbedingungen ein, welche die Denitrifikationsprozesse begünstigten. Eine N_2 -Generierung konnte aber nur eintreten, wenn mittels Nitrifikationsprozessen NO_3^- bereitgestellt wurde (Kap. 2.2.4.). Da dies nicht immer der Fall war, kann vermutet werden, da bei etwa der Hälfte der Proben aus gering belüfteten Phasen keine erhöhten N_2 -Konzentrationen auftraten. Bei den ab 120 L/h auftretenden mittleren, hohen bis sehr hohen Belüftungsraten wurde die Denitrifikation dann vermutlich aufgrund der höheren O_2 -Konzentrationen limitiert. Eine weiterführende Auswertung zur N_2 -Generierung erfolgt in Kap. 4.2.4.3. Dort erfolgt eine Beurteilung des Einflusses der Milieubedingungen auch im Hinblick auf die Bedeutung der O_2 -Konzentrationen in der Gasphase. Eine Diskussion hinsichtlich der für die N_2 -Generierung verantwortlichen Prozesse bei der Kompostierung (Denitrifikation in Kombination mit Nitrifikation) erfolgt in Kap. 5.2.2.2. und 5.2.3.2.

4.1.3.3. N_2O -Konzentrationen in der Abluft

Eine N_2O -Bildung weist auf unvollständige Denitrifikationsprozesse hin (Kap. 2.2.4.). Ein statistischer Überblick über die N_2O -Detektionen (c_{N_2O-GAS}) bei den untersuchten Proben (insgesamt sowie untergliedert nach dem Auftreten in belüfteten und in unbelüfteten Phasen) ist Tab. 4-2 (Kap. 4.1.3.1.) zu entnehmen. Die ermittelten N_2O -Konzentrationen zeigten extrem starke Schwankungen in ihrer Größenordnung, welche von 0,001 Vol. % bis hin zu 4,49 Vol. % reichten (Abb. 4-3 b).

Abb. 4-5 sowie Tab. 4-2; (Kap. 4.1.3.1.) zeigen, dass N_2O zumeist in unbelüfteten, aber teilweise auch in belüfteten Phasen festgestellt wurde. In belüfteten Phasen lagen die N_2O -Konzentrationen alle und in unbelüfteten Phasen teilweise unterhalb der Nachweisgrenze (x_{NG}) von 0,06 Vol. % und auch unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,18 Vol. %¹. Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze können nur als „Detektion“ gewertet werden, sind jedoch in quantitativer Hinsicht nicht als zuverlässig einzuschätzen. Im Bereich unterhalb der Nachweisgrenze könnten zudem noch weitere „Detektionen“ vorgelegen haben, welche das Analysegerät nicht erfasst hat. Daher

¹ bestimmt mit Hilfe der Nachweisgrenze (x_{NG}) nach DIN 32645

wurden nur die Daten oberhalb der Bestimmungsgrenze als „quantitativ zuverlässig“ gewertet. Daten zwischen der Bestimmungs- und der Nachweisgrenze wurden als „qualitativ zuverlässig“ eingestuft und Daten unterhalb der Nachweisgrenze kennzeichneten „positive Detektionen.“

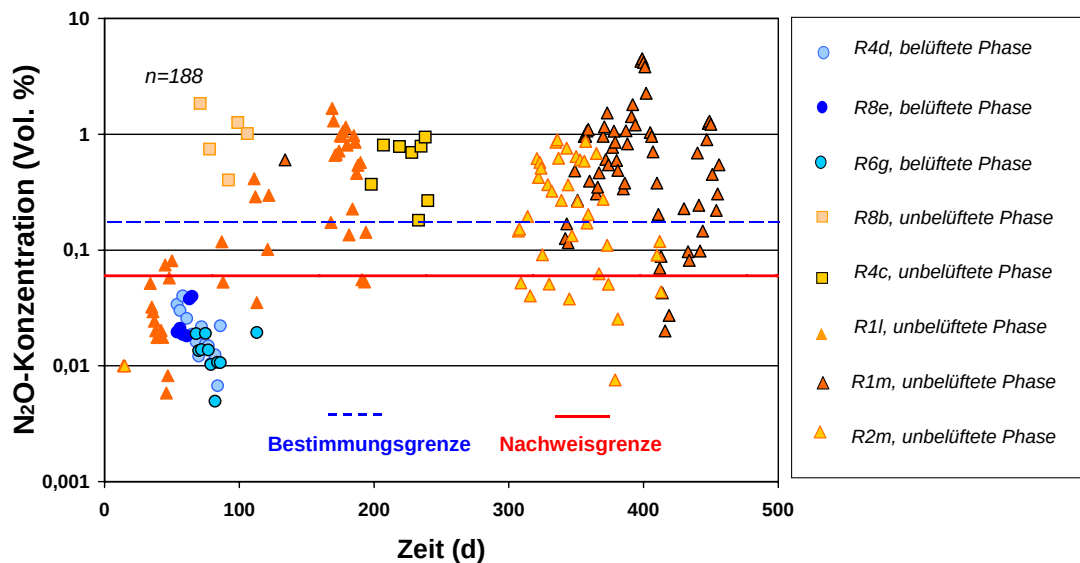


Abb. 4-5: N₂O-Konzentrationen in der Abluft (c_{N_2O-GAS}) in Abhängigkeit von der Kompostierungszeit und der Belüftung. Es wurden nur Versuchsreihen aus der Kategorie „signifikant“ ($CL_{N_2O-GAS}=2$) betrachtet, welche mindestens 5 Proben mit N₂O-Generierung aufwiesen.

Nachfolgend werden die Versuchsreihen 3 Kategorien ($CL_{N_2O-GAS}=0, 1, 2$; Kap. 3.5.1.) zugeordnet, welche die N₂O-Generierung während der Kompostierung mit „nicht detektiert“, „nicht signifikant bzw. „signifikant“ beschreiben (Abschnitt 1). Weiterhin werden die wesentlichen Ursachen erläutert, die den Austrag von N₂O in die Abluft bestimmten (Abschnitt 2).

(1) Zuordnung der Versuchsreihen zu Kategorien

Für 8 Versuchsreihen lagen keine Messergebnisse für N₂O vor (*R1k, R2k, R3k, R4k, R10a, R2b, R10b, R2c*). Von den untersuchten 45 Versuchsreihen wiesen nur 13 Versuchsreihen (29 %) Proben mit N₂O-Konzentration über 0,0 Vol. % auf. Davon lagen allerdings bei 6 Versuchsreihen (13 %) sämtliche Detektionen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Die Zuordnung der Versuchsreihen zu verschiedenen Kategorien ($CL_{N_2O-GAS}=0, 1, 2$) erfolgte analog zur Vorgehensweise bei der Kategorisierung der

erhöhten N_2 -Konzentrationen (Kap. 4.1.3.2.). Bei den meisten Versuchsreihen konnte zu keinem Zeitpunkt der Kompostierung N_2O festgestellt werden ($CL_{N_2O-GAS} = 0$). Eine N_2O -Generierung könnte jedoch dennoch aufgetreten sein – die erhöhten N_2 -Konzentrationen wurden möglicherweise durch die diskontinuierliche Probenahme nicht erfasst (Kap. 3.3.2.1.) bzw. lagen die Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenze (x_{NG}). Bei einigen Versuchsreihen wurde N_2O nur bei vereinzelt Proben ermittelt ($CL_{N_2O-GAS} = 1$). Teilweise erfolgten N_2O -Detektionen aber auch in längeren Serien ($CL_{N_2O-GAS} = 2$).



Nicht detektiert ($CL_{N_2O-GAS}=0$): In 32 Versuchsreihen (Anlage VIIIa; 71,1 %) wurde N_2O zu keinem Zeitpunkt der Kompostierung detektiert. Alle Versuchsreihen wiesen belüftete Phasen und zudem teilweise unbelüftete Phasen auf.



Nicht signifikant ($CL_{N_2O-GAS}=1$): In 4 Versuchsreihen (*R5b, R6b, R7b, R9e*; 8,8 %) wurde N_2O nur bei ein oder zwei Proben in der Versuchsreihe detektiert. N_2O trat hierbei in belüfteten und in unbelüfteten Phasen auf. Die Konzentrationen lagen, mit einer Ausnahme, unterhalb der Bestimmungsgrenze.



Signifikant ($CL_{N_2O-GAS}=2$): In 9 Versuchsreihen (*R8b, R4c, R4d, R5d, R8e, R6g, R1l, R1m, R2m*; 20,0 %) trat N_2O in längeren zeitabhängigen Serien auf. Bei 6 Versuchsreihen (*R4d, R5b, R7b, R8e, R9e, R6g*) lagen sämtliche N_2O -Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,18 Vol. %. Die Detektionen erfolgten bei 7 Versuchsreihen nur in unbelüfteten (*R1l, R1m, R2m, R4c, R5d, R7b, R8b*) und bei 3 Versuchsreihen (*R4d, R8e, R6g*) hauptsächlich in belüfteten Phasen. Die Daten für Versuchsreihen mit mindestens 5 Detektionen wurden in Abb. 4-5 dargestellt.

Die Zuordnung der Versuchsreihen zu den entsprechenden Kategorien erfolgte in Anlage VIIIa. Dort wurde ebenfalls dokumentiert, ob das N_2O in belüfteten bzw. unbelüfteten Phasen aufgetreten ist.

(2) *Tendenzen im Überblick*

Der Großteil der Kompostierungsversuche (71,1 %) verlief ohne N_2O -Bildung. N_2O konnte aber dennoch bei einer relevanten Anzahl von Kompostierungsprozessen festgestellt werden (28,9 %). Für die Mehrzahl der Versuchsreihen mit „signifikanter“ N_2O -Generierung ist die zeitabhängige Entwicklung in Abb. 4-5 dargestellt. Mit einer Ausnahme (Versuchsreihe *R2m*) trat die N_2O -Bildung frühestens ab der 6. Woche der Kompostierung auf. Bei der Versuchsreihe *R2m* wurde dem Inputmaterial NO_3^- zugegeben (Anlage IIc). Der verfrühte Beginn der N_2O -Bildung lässt sich vermutlich auf diese Zugabe zurückführen, denn NO_3^- ist das Ausgangssubstrat der Denitrifikation (Kap. 2.2.4.).

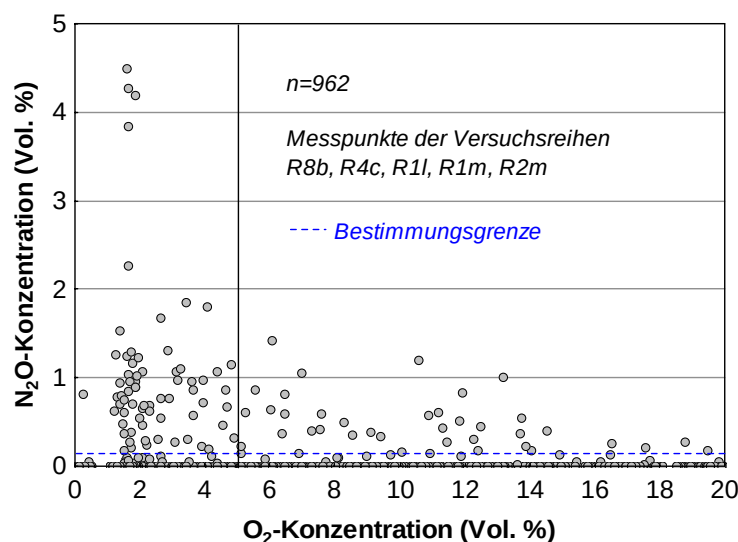


Abb. 4-6: N_2O -Konzentrationen in der Gasphase unbelüfteter Kompostierungsperioden ($c_{\text{N}_2\text{O-GAS}}$) in Abhängigkeit von der O_2 -Konzentration in der Gasphase ($c_{\text{O}_2\text{-GAS}}$). Es wurden nur Versuchsreihen aus der Kategorie „signifikant“ ($CL_{\text{N}_2\text{O-GAS}}=2$) betrachtet, welche mindestens 5 Proben mit N_2O -Generierung aufwiesen.

Analog zu den Beobachtungen bei den erhöhten N_2 -Konzentrationen (Kap. 4.1.3.2.) war der wesentliche Einfluss, der die Höhe der N_2O -Konzentrationen bestimmte, die Belüftung. Der Einfluss der Belüftung widerspiegelte sich sowohl in der Anzahl der Detektionen als auch in der Größenordnung der N_2O -Konzentrationen (Tab. 4-2; Kap. 4.1.3.1.). Auch bei N_2O führte die Belüftung zu einer Verdünnung und damit ggf. zu einer Reduzierung der N_2O -Konzentration unterhalb der Nachweisgrenze. Gemäß den Ausführungen in Kap. 2.2.4. wird eine N_2O -Bildung durch geringe O_2 -Anteile forciert. In Abb. 4-6 wird daher für die unbelüfteten Phasen der Kompostierung gezeigt, welchen Einfluss die O_2 -Konzentration in der Gasphase auf die N_2O -Generation bei den durchgeführten Untersuchungen hatte. Erhöhte N_2O -Konzentrationen über 1,5 Vol. % wurden nur bis zu O_2 -Konzentrationen von 5 Vol. % detektiert. Der Einfluss des O_2 (0, 5, 10 und 15 Vol. %) wurde auch von Hwang und Hanaki (2000) in Kompostierungskleinversuchen untersucht. Auch sie stellten deutliche höhere N_2O -Anteile bei den niedrigen O_2 -Gehalten (0 und 5 % Vol. %) fest. Die N_2O -Bildung im Rahmen unvollständiger Denitrifikationsprozesse bei der Kompostierung wird weiterführend in Kap. 5.2.3.1. diskutiert.

4.1.4. Vollständigkeit der Bilanzen und indirekte Bestimmung der N₂-Generierung

4.1.4.1. Beurteilung der Vollständigkeit der Bilanzen

Die verschiedenen, nach Gl. 3-15 a und b (Kap. 3.4.4.) bestimmten bilanzierbaren N-Austräge ($N_{NH3-N,exhaust-air}$; $N_{N-total, leachate}$) und N-Anteile des Substrates ($N_{N-org,substrate}$; $N_{NH4-N,substrate}$; $N_{NO3-N,substrate}$; $N_{NO2-N,substrate}$) summierten sich nach Gl. 4-5 zur N-Bilanz ($N_{N-total,balance}$). N-Bilanzen wurden für die verschiedenen Bilanzierungstermine (Index: p) erstellt. Die bei einigen Bilanzierungsterminen während des Umsetzens durchgeführten N-Zugaben ($N_{N-additive;p+0,1}$) wurden ebenfalls in Gl. 4-5 berücksichtigt. Diese Bilanzierungstermine wurden mit dem Index „ $p+0,1$ “ bezeichnet.

Bei einem Teil der Bilanzierungstermine ergab die nach Gl. 4-5 bestimmte Summe ($N_{N-total,balance;p}$) etwa 100 %. In vielen Fällen traten jedoch „Überbefunde“ bzw. „Bilanzlücken“ auf. Die „Vollständigkeit der Bilanz“ ($N_{N-total,difference;p}$) wurde nach Gl. 4-6 für alle Bilanzierungstermine mit Ausnahme der initialen Termine (Index: $p=0$) bestimmt. Diese dienten jeweils als Referenz ($N_{N-total,difference;0} = 0$ %). Die nach Gl. 4-6 ermittelten positiven Werte zeigten eine „Bilanzlücke“, negative einen „Überbefund“ an.

$$N_{N-total,balance;p} \text{ [in \% } N_{total} - 0 \text{ bzw. \% dm} - 0] = (N_{NH3-N,exhaust-air;p} + N_{N-total,leachate;p}) + (N_{N-org,substrate;p} + N_{NH4-N,substrate;p} + N_{NO3-N,substrate;p} + N_{NO2-N,substrate;p}) + \sum_{i=0+0,1}^{p+0,1} N_{N-additive;i}$$

Gl. 4-5

$$N_{N-total,difference;p} \text{ [in \% } N_{total} - 0 \text{ bzw. \% dm} - 0] = (100\% - N_{N-total,balance;p})$$

Gl. 4-6

mit: p = Bilanzierungstermine (Einbau-, Umsetz- und Ausbautage)
 $i = 0+0,1 \dots p+0,1$ = Umsetztage, bei denen N-Zugaben stattfanden

In Abb. 4-7 wurde „Vollständigkeit der Bilanz“ ($N_{N-total,difference}$) für alle betrachteten N-Bilanzen der 53 Versuchsreihen statistisch zusammengefasst. Sie zeigt, dass „Überbefunde“ und „Bilanzlücken“ etwa in einem ausgewogenen Verhältnis zueinander standen. Dies lässt zunächst vermuten, dass die gefundene Streuung der Daten auf „Probenahme und analytisch bedingte Abweichungen“ zurückzuführen ist.

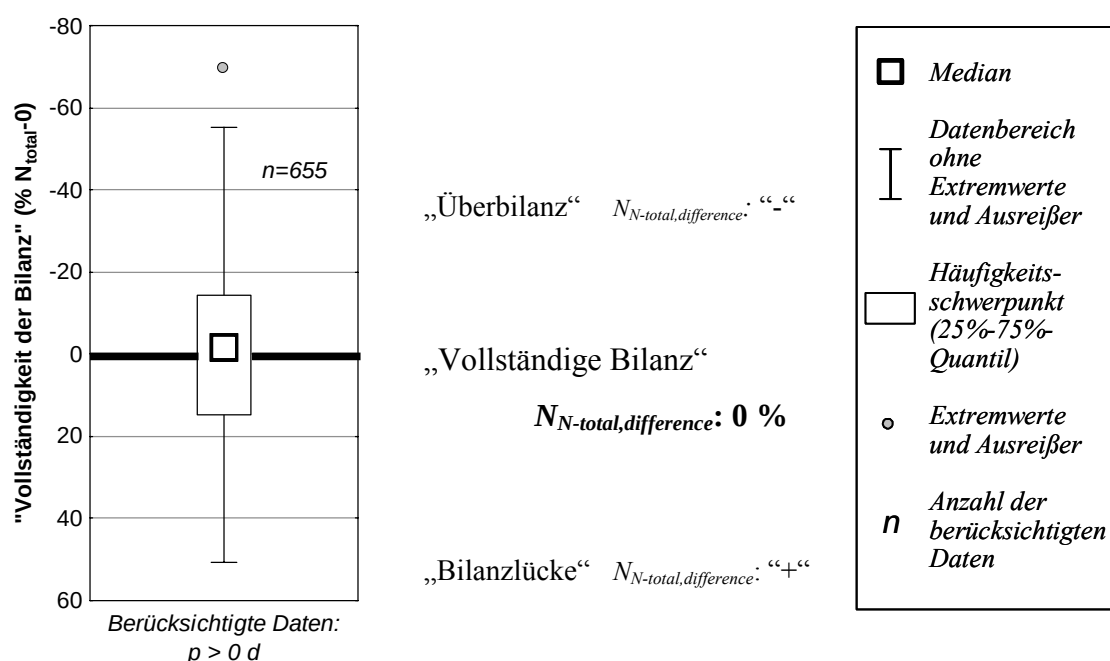


Abb. 4-7: Box-Plot der „Vollständigkeit der Bilanz“ ($N_{N\text{-total,difference}}$). Die Darstellung umfasst alle N-Bilanzen aus den 53 Kompostierungsversuche mit Ausnahme der initialen N-Bilanzen ($N_{N\text{-total,difference};0}=100\%$).

Aus diesem Grund wurde in Kap. 4.1.4.2. die Unsicherheit einer N-Bilanz ($u_{z1}[N_{N\text{-total,balance}}]$) berechnet, welche auf bekannte systematische Unsicherheiten der Mess- und Analysemethoden zurückzuführen war. Diese lag im Durchschnitt bei 10 % $N_{\text{total}-0}$. Abb. 4-8 a zeigt exemplarisch eine N-Bilanzserie, welche unter Berücksichtigung der analytisch bedingten Unsicherheit prinzipiell als vollständig anzusehen ist. Nur 3 N-Bilanzen überragen den angegebenen analytisch bedingten Unsicherheitsbereich geringfügig. Wenn man die Grenzen dieses Bereiches nicht an der initialen N-Bilanz, sondern an den minimalen und maximalen N-Bilanzen orientieren würde, könnten auch diese 3 N-Bilanzen mit in den analytisch bedingten Unsicherheitsbereich eingeschlossen werden.

Abb. 4-7 zeigt, dass sich über den analytisch bedingten Unsicherheitsbereich hinaus weitere Faktoren auswirken müssen, welche zu den „Überbefunden“ und den „Bilanzlücken“ führten. Abb. 4-8 a, b und c zeigen exemplarisch, die Auswirkungen weiterer Faktoren auf:

In Abb. 4-8 a, b und c wurde der erweiterte „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheitsbereich“ dargestellt. Die in Kap. 4.1.4.3. diskutierte Inhomogenität des

Substrates war vor allem in den frühen Phasen der Kompostierung für die hohe Unsicherheit bei einer N-Bilanzen ($u_{z2}[N_{N-total,balance}]$) verantwortlich. Die Größenordnung der „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheit“ lag in den frühen Phasen der Kompostierung häufig zwischen 15 und 25 % $N_{total-0}$. In Extremfällen, bei besonders inhomogenen Proben, konnte diese aber auch 83 % $N_{total-0}$ betragen. In den späten Phasen waren die Unsicherheiten mit einer Größenordnung zwischen ± 15 und ± 25 % $N_{total-0}$ tendenziell geringer (Kap. 4.1.4.3.). Bei den angegebenen Unsicherheiten handelt es sich um Größenordnungen. Die jeweils für jede N-Bilanz spezifische Unsicherheit war neben Substratstruktur und -zusammensetzung (z.B. Partikelgröße- und form; Anzahl unterschiedlicher Bestandteile) auch von der Größenordnung der N-Verbindungen und der sonstigen, zur Erstellung der N-Bilanzen benötigten Kenngrößen (Kap. 3.4.2, 3.4.3., 3.4.4.) abhängig.

Die initiale N-Masse im Reaktor ($m_{N-total,substrate,reactor;0}$) ist aufgrund von Inhomogenitäten des Substrates als besonders fehlerhaft einzuschätzen. Da jede Folgebilanz auf Basis der initialen N-Masse erstellt wurde (Gl. 3-15; Kap. 3.4.4.) und die initiale N-Bilanz ($N_{N-total,balance;0}$) gleich 100 % $N_{total-0}$ bzw. $dm-0$ gesetzt wurde, kann die initiale Unsicherheit ($u_{z2}[N_{N-total,balance;0}]$) bei den folgenden Terminen kontinuierlich zu „Überbilanzen“ bzw. „Bilanzlücken“ führen. Die in Anlagen VIIa-h dokumentierten 53 N-Bilanzserien zeigen, dass häufiger anfängliche „Überbilanzen“ als „Bilanzlücken“ auftraten. Diese Abweichung von einer Normalverteilung lässt sich vermutlich auf Entmischungserscheinungen zurückführen, die dazu führten, dass bei den initialen Proben ein überdurchschnittlich hoher Anteil an größeren, tendenziell eher N-armen lignocellulosischen Bestandteilen (Kap. 3.2.3.) vorhanden war. Abb. 4-8 b zeigt ein Beispiel (Substrat: relativ homogener Modellabfall mit eher kleinen Bestandteilen; Anlage IIc), bei dem die „Überbilanzen“ durchgängig bis zum Ende des Kompostierungsprozesses in Erscheinung treten. Abb. 4-8 c zeigt ein weiteres Beispiel mit einem besonders inhomogenen Ausgangssubstrat (Modellabfall mit einem hohen Anteil an relativ großen Rindenstücken; Anlage IIc). Diese Beispiele wurden weiterführend in Kap. 4.1.4.3. erläutert. Weitere Beispiele mit deutlichen „Überbilanzen“ zeigt Anlage VIIIa (Versuchsreihen: *R4a*, *R5a*, *R6a*, *R10a*, *R4c*, *R5c*, *R9c*, *R8e*, *R9e*). Die aufgrund von Inhomogenitäten im Ausgangssubstrat auftretenden „Bilanzlücken“ sind schwieriger zu erkennen, da in den späteren Kompostierungsphasen ein weiterer Faktor zur Bildung von „Bilanzlücken“ führen konnte.

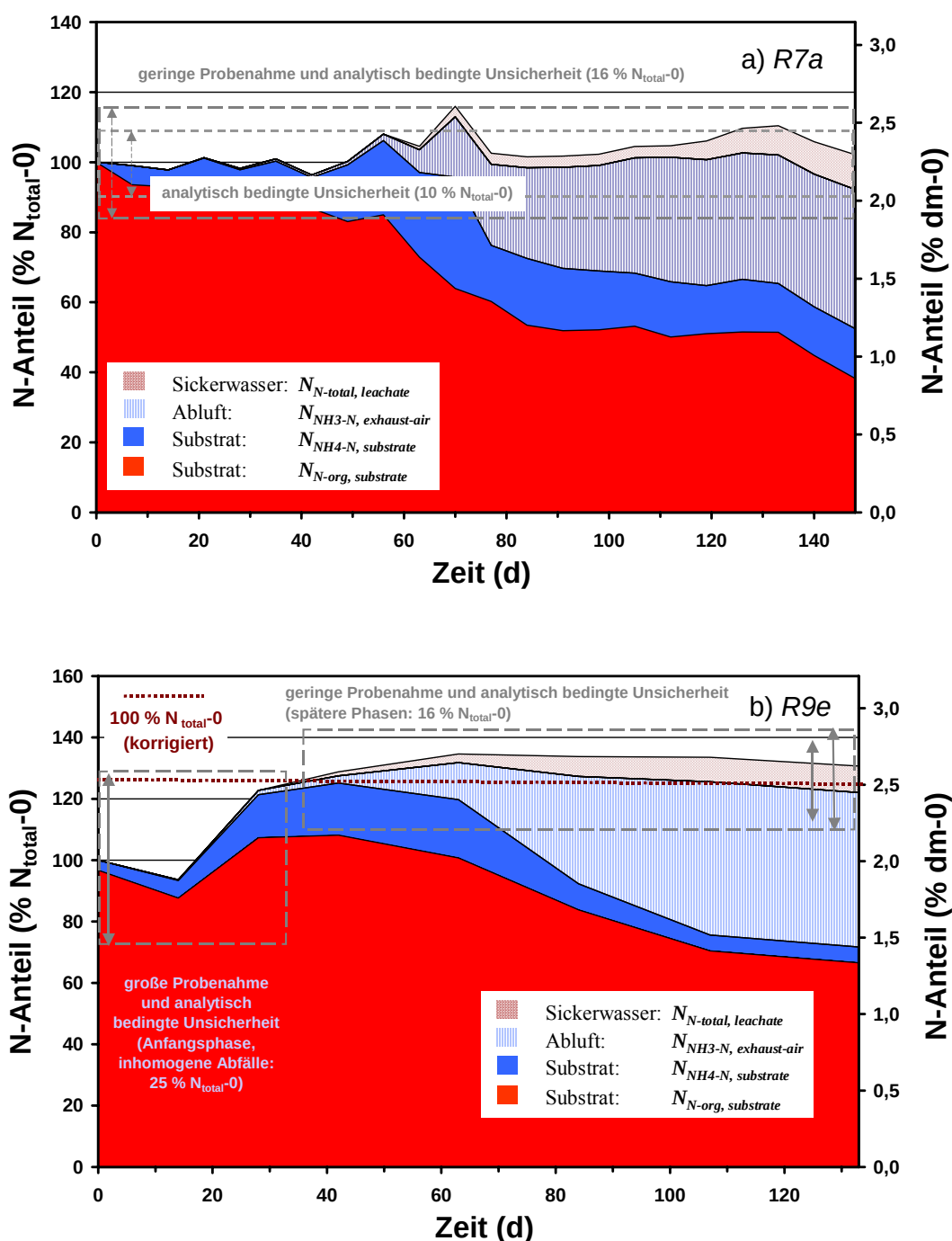


Abb. 4-8: Ausgewählte N-Bilanzen mit ihren „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheitsbereichen“.

- „Vollständige Bilanz“ – Die N-Bilanzserie der Versuchsreihe *R7a* veranschaulicht analytisch bedingte und geringe Probenahme bedingte Abweichungen.
- „Überbilanz“ – Die N-Bilanzserie der Versuchsreihe *R9e* veranschaulicht, wie eine größere Inhomogenität des Ausgangssubstrates bei den Folgebilanzen zu einer generellen Überbilanzierung führt.

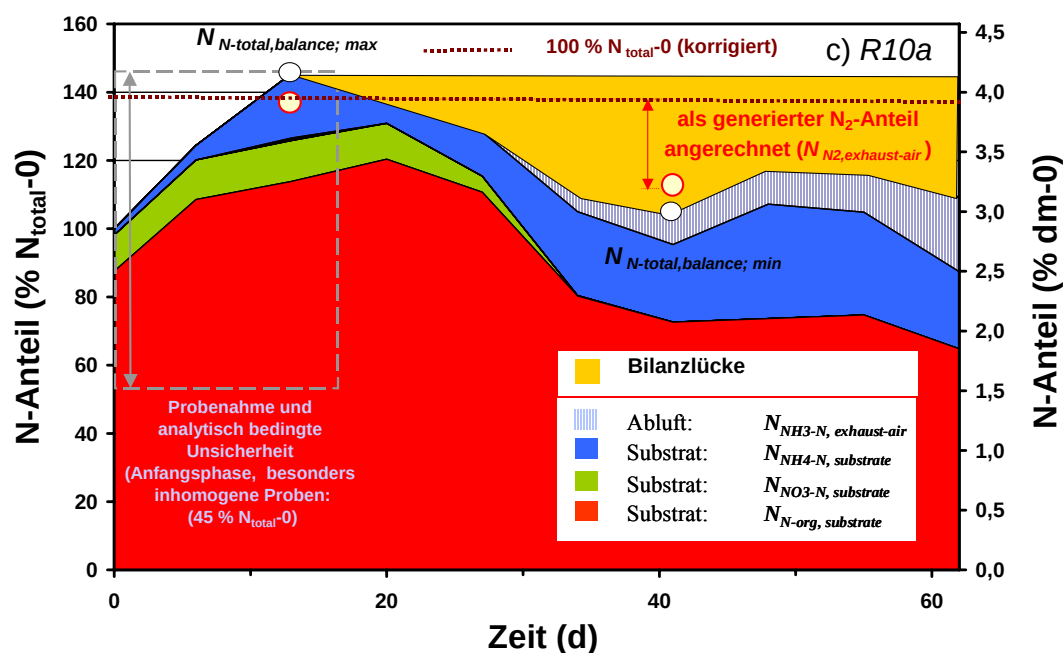


Abb. 4-8: Ausgewählte N-Bilanzen mit ihren „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheitsbereichen“.

- c) „Unvollständige Bilanz“ – Versuchsreihe *R10a* repräsentiert eine N-Bilanzserie, die neben extrem hohen Probenahme und analytisch bedingten Abweichungen in der Anfangsphase, eine „Bilanzlücke“ aufweist, die auf eine N_2 -Bildung zurückgeführt wurde. Die indirekte Bestimmung des generierten N_2 -Anteils mit Hilfe der „Bilanzierungsmethode“ wird in Kap. 4.1.4.5. erläutert.

Diese später auftretenden „Bilanzlücken“ waren auf ausgetragene N-Verbindungen zurückzuführen, die nicht messtechnisch erfasst wurden. Inwieweit eine „Bilanzlücke“ der anfänglichen Probenahme oder dem Verlust von N-Verbindungen zuzurechnen war, musste mit Hilfe des Verlaufes innerhalb einer Serie von ausreichend N-Bilanzen entschieden werden (Kap. 4.1.4.5.). Abb. 4-8 c zeigt ein Beispiel, bei dem neben der kontinuierlichen „Überbilanzierung“ aufgrund von inhomogenen Ausgangsproben auch eine „Bilanzlücke“ aufgrund von nicht erfassten N-Verbindungen in Erscheinung tritt. In Kap. 4.1.4.4. werden die prinzipiell möglichen, in einer N-Bilanz fehlenden N-Verbindungen diskutiert. Als Resultat wird hierbei nur dem während der Kompostierung generierten N_2 Bedeutung beigemessen. Die in Abb. 4-8 c gekennzeichnete Möglichkeit, die N_2 -Generierung näherungsweise mit Hilfe der auftretenden „Bilanzlücke“ zu bestimmen, wird in Kap. 4.1.4.5. beschrieben. Bei dieser Methodik („Bilanzierungsmethode“) werden die „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheiten“ berücksichtigt.

Über den „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheitsbereich“ ($u_{z2}[N_{N-total,balance}]$) waren zusätzliche Abweichungen (unbekannte systematische Abweichungen, zufällige Abweichungen) möglich (Kap. 3.5.2.). Die zufälligen Abweichungen wurden als Ursache für einige extreme „Überbefunde“ und „Bilanzlücken“ angesehen. Die wichtigsten Quellen für zufällige Abweichungen wurden für die einzelnen Mess- und Analysemethoden in den Anlagen IIIa-c, IVa-c, Vb, VIa-j zusammengestellt.

Die im Rahmen der Untersuchungen erstellten N-Bilanzen können - mit Ausnahme des Anteils, der generiertem N_2 zuzurechnen ist (Kap. 4.1.4.4.) - als vollständig erachtet werden. Bei dieser Beurteilung wurden die bei den Mess- und Analysemethoden auftretenden Unsicherheiten (Kap. 4.1.4.2.) sowie die Unsicherheit aufgrund der Inhomogenität des Substrates (Kap. 4.1.4.3.) berücksichtigt. Die theoretische Möglichkeit einer Fixierung von N_2 (Kap. 2.2.5.) aus der Zuluft in das Substrat wurde aus den in Kap. 5.6.2. genannten Gründen für die Kompostierung ausgeschlossen.

4.1.4.2. Aufsummierung analytisch bedingter Unsicherheiten

Zur Erstellung der N-Bilanzen waren eine Vielzahl an Messungen und Analysen erforderlich. Insgesamt wurde auf 11 verschiedene Messparameter ($x1 \dots x11 = m_{before-turning}, m_{reactor}, m_{after-turning}, V_{SI}, V_K, V_W, m_{wet-substrate;FE}, V_{FE}, m_{wet-substrate-H2O}, m_{dry-substrate-H2O}, m_{vessel-H2O}$) und auf 7 Analyseparameter ($x12 \dots x19 = c_{TN-FF}$ bzw. $c_{TKN-FF}, c_{TN-SI}, c_{TN-K}, c_{TN-W}, c_{TN-FE}, c_{NO3-N-FE}, c_{NO2-N-FE}$) zurückgegriffen (Kap. 3.4.). Die bei den Messungen und Analysen systematisch auftretenden, analytisch bedingten Unsicherheiten wurden mit Hilfe der Variationskoeffizienten (v_y) bzw. der Verfahrensvariationskoeffizienten (v_x) der jeweiligen Mess- bzw. Analysemethode quantifiziert¹. Mit Hilfe dieser Koeffizienten konnte die systematische absolute bzw. relative Unsicherheit ($u_{x1} \dots u_{x19}$ bzw. $u_{x1}/x1 \dots u_{x19}/x19$) der jeweiligen Methode ermittelt werden. Diese Unsicherheiten pflanzten sich bei den durchgeführten Berechnungen (Gln. 3-1 bis 3-16; Kap. 3.4.2. bis 3.4.4.) nach den in Kap. 3.5.2. beschriebenen Gesetzmäßigkeiten fort und führten im Berechnungsergebnis (z)

¹ Die Variationskoeffizienten (v_y) der Messmethoden sind in den Anlagen IVa, IVc, Vb und VIa-b, die Verfahrensvariationskoeffizienten (v_x) der jeweiligen Analysemethoden in den Anlagen VIc-d und Vif-h aufgeführt. Sie sind zudem in den Tab. 3-2 bzw. 3-3 (Kap. 3.3.1. bzw. 3.3.2.) zusammengestellt. Die Vorgehensweise zur Bestimmung dieser Koeffizienten wird in Kap. 3.5.2. erläutert.

zur absoluten Unsicherheit (u_{z1}) bzw. zur relativen Unsicherheit (u_{z1}/z). Zunächst wurde für jeden berechneten Parameter (z) der resultierende Variationskoeffizient (v_{z1}) ermittelt. Daraufhin wurde der Variationskoeffizient der N-Bilanz ($v_{z1}[N_{N-total,balance}]$) berechnet, welcher die Unsicherheiten aller 19 Mess- und Analyseparameter beinhaltet. Die auf Basis der Gesetzmäßigkeiten zur Fortpflanzung von Unsicherheiten durchgeführten Berechnungen gestalteten sich im Einzelnen wie folgt:

- (1) Bei funktionsmäßigen Verknüpfungen bestimmter Parameter (aus der Gruppe *x1..x19*) über Produkte oder Quotienten:
 - Bestimmung der relativen Unsicherheit (u_x/x) mit Hilfe des Variationskoeffizienten (v_y, v_x)¹ der jeweiligen Mess- bzw. Analysemethode (analog zu Gl. 3-19 d; Kap. 3.5.2.),
 - Bestimmung der relativen Unsicherheit (u_z/z) des berechneten Parameters (z) nach Gl. 3-19 b (Kap. 3.5.2.).
- (2) Bei funktionsmäßigen Verknüpfungen bestimmter Parameter (aus der Gruppe *x1..x19*) über Summen oder Differenzen:
 - Ermittlung des für die Untersuchungen relevanten Messwertebereiches für jeden Parameter, wobei Annahmen getroffen wurden, die den insgesamt möglichen Datenbereich abdecken²,
 - Bestimmung des möglichen Bereiches für die Unsicherheit (u_x) mit Hilfe des Variationskoeffizienten (v_y, v_x)³ und den Grenzen des zuvor festgelegten Messwertebereiches (analog zu Gln. 3-19 c und d; Kap. 3.5.2.),
 - Bestimmung des Bereiches für die Unsicherheit (u_{z1}) des berechneten Parameters (z) nach Gl. 3-19 b (Kap. 3.5.2.).
- (3) Bei funktionsmäßigen Verknüpfungen, die sowohl Summen oder Differenzen als auch Produkte oder Quotienten enthielten, wurden die Funktionen zunächst in Teilfunktionen zerlegt. Danach wurden die Schritte (1) und (2) realisiert.
- (4) Berechnung des Variationskoeffizienten (v_{z1}) des berechneten Parameters (z):
 - mit Hilfe der relativen Unsicherheit (u_{z1}/z) nach Gl. 3-19 d (Kap. 3.5.2.),
 - mit Hilfe der absoluten Unsicherheit (u_{z1}) und den Grenzen des relevanten Wertebereiches⁴ für den Parameter (z) nach Gln. 3-19 c und d (Kap. 3.5.2.).

Die so ermittelten Variationskoeffizienten (v_{z1}) sind für die Parameter, die in Kap. 4.2. weiterführend ausgewertet werden, in Tab. 4-3 zusammengestellt. Zur Bestimmung der

¹ Für die Variationskoeffizienten v_y lag teilweise ein möglicher Bereich vor. In diesen Fällen wurden jeweils die obere und untere Bereichsgrenze für die Berechnungen der Unsicherheiten verwendet.

² $m_{before-turning} = 100-250$ kg, $m_{reactor} = 85-160$ kg, $m_{after-turning} = 99,5-249,5$ kg (0,5kg Probeverluste angerechnet), $V_K = 10-11700$ mL; $V_W = 150-300$ mL; $c_{K,CWI} = 5-50000$ mg/L; $c_{WII} = 5-1000$ mg/L; $m_{wet-substrate-H2O}$, $m_{dry-substrate-H2O}$, $m_{vessel-H2O}$: Anlage VIa

³ Für die Variationskoeffizienten v_y lag teilweise ein Bereich vor. In diesen Fällen wurden jeweils die obere und untere Bereichsgrenze für die Berechnungen der Unsicherheiten verwendet.

⁴ Berechnet auf Basis der im Schritt (2) getroffenen Annahmen und der jeweiligen funktionsmäßigen Verknüpfung.

Unsicherheit der Gesamt-N-Bilanz ($u_{z1}[N_{N-total,balance}]$) wurden zudem für folgende funktionsmäßige Verknüpfungen von Mess- und Analyseparametern aus der Gruppe ($x1...x19$) die Variationskoeffizienten (v_{z1}) ermittelt: $m_{wet-substrate,reactor}$, Gl. A-1; Anlage IVa; $m_{wet-substrate,sample}$, Gl. A-2, Anlage IVa; $m_{N-total,leachate,reactor}$, Gl. 3-12, Kap. 3.4.4.; $m_{NH3-N,exhaust-air,reactor}$, Gl. 3-12; Kap. 3.4.4.).

Tab. 4-3: Analytisch bedingte Variationskoeffizienten (v_{z1}) folgender Kenngrößen: $c_N = c_{N-org,substrate}$, $c_{NH4-N,substrate}$, $c_{NO3-N,substrate}$, $c_{NO2-N,substrate}$, $c_{NH3-N,exhaust-air}$, $c_{N-total,leachate}$), sowie Verweis auf die Gleichung die zur Berechnung der Fortpflanzung der Unsicherheiten zu Grunde gelegt wurde.

	Substrat				Abluft	Sickerwasser
c_N	N_{org}	NH_4^+/NH_3-N	$NO_3^- - N$	$NO_2^- - N$	NH_3-N	$N-total$
v_{z1}	5,0 % ¹	2,8 %	2,8 %	2,2 %	2,0-10,8 %	2,6-8,2 %
	Abb. 4-10	Gl. 3-1			Gl. 3-5 b	Gl. 3-4 c
	Kap. 4.1.4.4.	Kap. 3.4.2.1			Kap. 3.4.3.2.	Kap. 3.4.3.1.

¹ Dieser Variationskoeffizient wurde nicht mit Hilfe einer Berechnung zur Fortpflanzung von Unsicherheiten ermittelt. Die Bestimmung basierte auf dem Vergleich zweier verschiedener analytischer Methoden (Kap. 4.1.4.4.).

Die weiterführenden Berechnungen zur Bestimmung der analytisch bedingten Unsicherheit der N-Bilanz ($u_{z1}[N_{N-total,balance}]$) enthielten die relevanten Datenbereiche der vorhergehend ermittelten Parameter (z) und ihre Variationskoeffizienten (v_{z1}). Als Bereichsgrenzen wurden die 0,25- und 0,75-Quantile des gesamten, in der Datenmatrix (Kap. 3.5.3.) enthaltenen Datensatzes für die jeweiligen Parameter (z) verwendet, um Extremwerte bzw. Ausreißer auszuschließen und so Verfälschungen der Ergebnisse zu vermeiden. Bei einigen Parametern (z.B. $c_{NO3-N,substrate}$, $c_{NO2-N,substrate}$) betrugen die entsprechenden Quantile jedoch „0“, da z.B. NO_3^- bzw. NO_2^- nur in wenigen Substratproben enthalten war. In diesen Fällen wurde auf die 0,25- und 0,75-Quantile der um „0“ bereinigten Daten zurückgegriffen. Die Ermittlung der Variationskoeffizienten (v_{z1}) erfolgte danach gemäß den vorhergehend aufgeführten Schritten (1) bis (4). Im folgenden Textfeld sind exemplarisch die letzten Berechnungsschritte zur Bestimmung der Unsicherheit einer N-Bilanz ($u_{z1}[N_{N-total,balance}]$) aufgeführt. Die Unsicherheiten der verschiedenen N-Anteile in einer N-Bilanz ($u_{z1}[N_{N-org,substrate}]$, $u_{z1}[N_{NH4-N,substrate}]$, $u_{z1}[N_{NO3-N,substrate}]$, $u_{z1}[N_{NO2-N,substrate}]$, $u_{z1}[N_{NH3-N,exhaust-air}]$, $u_{z1}[N_{N-total,leachate}]$) sowie der Variationskoeffizient

($v_{z1}[N_{N-total,balance}]$) und die Unsicherheit der Gesamt-N-Bilanz ($u_{z1}[N_{N-total,balance}]$) wurden in Tab. 4-4 zusammengestellt.

Für die N-Bilanzen (Häufigkeitsschwerpunkt: $N_{N-total,balance} = 88$ und $113 \text{ \% } N_{total-0}$, ableitbar aus Abb. 4-7, Kap. 4.1.4.1.) liegt die auf systematischen analytischen Unsicherheiten der Mess- und Analysemethoden beruhende Unsicherheit ($u_{z1}[N_{N-total,balance}]$) bei durchschnittlich $\pm 10 \text{ \% } N_{total-0}$ (Tab. 4-4; Mittelwert, gerundet). Diese wurde in den Fallbeispielen von Abb. 4-8 a-c markiert. Die für jede N-Bilanz spezifische Unsicherheit hängt von den jeweiligen Größenordnungen der ermittelten Daten ab. Bei den Berechnungen zur Fortpflanzung der Unsicherheiten wurde für die N-bezogenen Daten auf die jeweiligen Häufigkeitsschwerpunkte zurückgegriffen, um die Größe des möglichen Unsicherheitsbereiches einzugrenzen und einen für die meisten N-Bilanzen gültigen Unsicherheitsbereich zu erhalten. Bei einzelnen Bilanzierungsterminen könnte jedoch auch eine Überschreitung des „analytisch bedingten Unsicherheitsbereiches“ möglich sein, da die gewählten Bereichsgrenzen über- bzw. unterschritten wurden.

Letzte Berechnungsschritte zur Fortpflanzung von Unsicherheiten zur Bestimmung der Unsicherheit einer N-Bilanz

Die absolute Unsicherheit ($u_{z1}[N_{N-total,balance}]$) einer N-Bilanz ($N_{N-total,balance;p}$) ergibt sich additiv aus den Einzelunsicherheiten der verschiedenen N-Anteile einer N-Bilanz nach Gl. 4-7 a (analog zu Gl. 3-19 a; Kap. 3.5.2.). Der Variationskoeffizient ($v_{z1}[N_{N-total,balance}]$) wird nach Gl. 4-7 b (analog zu Gl. 3-19 d, Kap. 3.5.2.) berechnet. Er kann innerhalb des angegebenen Bereiches liegen, da für $N_{N-total,balance}$ jeweils separat eine untere bzw. obere Bereichsgrenze eingesetzt wurde. Diese basierte auf dem in den Untersuchungen ermittelten, relevanten Datenbereich (0,25- bzw. 0,75-Quantil von $N_{N-total,balance;p}$).

$$u_{z1}[N_{N-total,balance;p}] \text{ [in \% } N_{total} - 0]$$

$$= \sqrt{(u_{z1}[N_{N-org,substrate;p}]^2 + (u_{z1}[N_{NH4-N,substrate;p}]^2 + (u_{z1}[N_{NO3-N,substrate;p}]^2 + (u_{z1}[N_{NO2-N,substrate;p}]^2 + (u_{z1}[N_{NH3-N,exhaust-air;p}]^2 + (u_{z1}[N_{N-total,leachate;p}]^2)} \quad \text{Gl. 4-7 a}$$

$$v_{z1}[N_{N-total,balance}] \text{ [in \%]} = \frac{u_{z1}[N_{N-total,balance}] \cdot 100\%}{N_{N-total,balance}} \quad \text{Gl.4-7 b}$$

Tab. 4-4: Analytisch bedingte Unsicherheiten (u_{z1}) der Anteile der verschiedenen N-Verbindungen einer N-Bilanz (N_N : $N_{N-org,substrate}$, $N_{NH4-N,substrate}$, $N_{NO3-N,substrate}$, $N_{NO2-N,substrate}$, $N_{NH3-N,exhaust-air}$, $N_{N-total,leachate}$), Variationskoeffizient (v_{z1}) und Unsicherheit (u_{z1}) der N-Bilanz ($N_{N-total,balance}$) sowie Verweis auf die Gleichung die zur Berechnung der Fortpflanzung der Unsicherheiten zu Grunde gelegt wurde.

	Substrat				Ab- luft	Sicker- wasser	N- Bilanz
N_N	N_{org}	NH_4^+/NH_3-N	NO_3^-N	NO_2^-N	NH_3-N	$N-total$	$N-total,balance$
	in % $N_{total-0}$						in % $N_{total-0}$
u_{z1}	9,0-10,3	0,5-1,5	0,1-0,3	0,1-0,4	0,0-4,8	0,1-0,5	9,0-11,5
v_{z1}	-	-	-	-	-	-	10,2-10,3
	Gl. 3-15 a; Kap. 3.4.4.						Gl.3-16, Kap.3.4.4.

4.1.4.3. Inhomogenität der Probe

Die Analyseergebnisse enthielten neben der analytisch bedingten Unsicherheit (Kap. 4.1.4.2.) auch eine „Probenahme bedingte Unsicherheit“, welche auf die Inhomogenität der Substratproben zurückzuführen war. Die verwendete Technik zur Entnahme von Substratproben (Anlage Va) basierte auf der Mischung des Reaktorinhaltes, der Entnahme von Stichproben aus dem Gemisch und deren Vereinigung vor der Analyse. Zur Quantifizierung der „Probenahme bedingten Unsicherheit“ wurden die Proben bei insgesamt 53 Probenahmen (n) nicht vereinigt, sondern separat analysiert¹:

- Jeweils 18 Sets von Parallelproben entstammten aus Probenahmen in der Anfangsphase der Kompostierung (0.-1. Woche). Die verbleibenden 35 Sets wurden in den späteren Kompostierungsphasen, zwischen der 10. und der 48. Woche der Kompostierung entnommen.
- Es wurden Substrattypen ausgewählt, die sich hinsichtlich ihrer Homogenität deutlich unterschieden. Als Vertreter relativ homogener Ausgangsproben wurden Modellabfälle gewählt, die keine sperrigen Bestandteile aufwiesen² sowie reale Abfälle mit relativ gut definierten Bestandteilen (Klärschlamm-Holz-Gemische)³.

¹ Die Parallelproben standen in den meisten Fällen als Doppelprobe (n=38), teilweise jedoch auch als 3-fach- (n=11), 4-fach- (n=2) oder 7-fach-Probe (n=2) zur Verfügung.

² Diese entstammten folgenden Versuchsreihen: R3k, R4k, R5a, R6a, R7a, R8a, R3b, R4a, R9a, R2d, R3c, R4b, R4c, R5c, R4d, R5d, R8e, R6g, R5b (Anlage IIc).

³ Diese entstammten folgenden Versuchsreihen: R1m, R2m, R3m, R4m (Anlage IIc).

Inhomogenere Ausgangsproben lieferten Modellabfälle mit sperrigen Bestandteilen (Stroh, Rinde und Blätter)¹ sowie reale Bioabfälle, Gärreststoffe und auf Hühnermist basierende Mischungen². Die Einschätzung der Homogenität einer Probe erfolgte visuell und auf Basis der in Anlage IIc dokumentierten Einzelbestandteile einer Substratmischung.

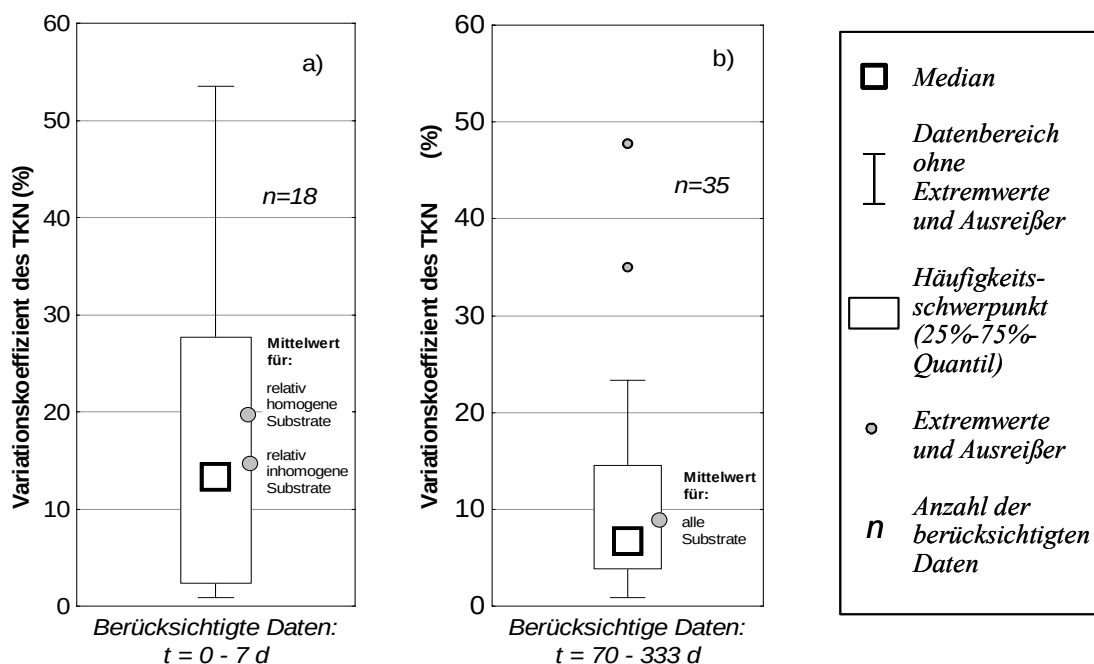


Abb. 4-9: Box-Plots der Variationskoeffizienten (v_{TKN}) bei der Kjeldahl-N-Bestimmung (c_{TKN-FF}) bei 53 Probenahmetermen (n). Die Variationskoeffizienten (v_{TKN}) charakterisieren die Analyse von jeweils 2-7 Parallelproben pro Probenahme.

- Probenahme am Anfang der Kompostierung: Initiale Substrate und Substrate mit einer Kompostierungszeit (t) bis zu 7 Tagen,
- Probenahme in einer späteren Phase der Kompostierung: Substrate mit einer Kompostierungszeit (t) zwischen 70 und 333 Tagen.

Durch diese Probenauswahl konnten sowohl verschiedene Substrattypen als auch verschiedene Phasen der Kompostierung beurteilt werden. Die Parallelproben wurden hinsichtlich ihrer N_{org} -Gehalte (repräsentiert durch den Kjeldahl-N, c_{TKN-FF} ; Kap. 3.4.2.2.) analysiert. Der N_{org} wurde als Analyseparameter ausgewählt, da er die quantitativ wichtigste N-Verbindung einer N-Bilanz darstellte (Tab. 4-1; Kap. 4.1.2.) und damit die Unsicherheit der Bilanz am stärksten beeinflusste (Tab. 4-4; Kap. 4.1.4.2.). Mit Hilfe der Ergebnisse der Kjeldahl-N-Bestimmung (c_{TKN-FF}) wurde

¹ Diese entstammten folgenden Versuchsreihen: R10a, R2b, R6b, R7b, R8c, R9c (Anlage IIc).

² Diese entstammten folgenden Versuchsreihen: R8b, R6c, R7c, R1k, R2k (Anlage IIc).

zunächst für jedes Probenaset der Variationskoeffizient (v_{TKN}) nach Gl. 3-20 b (Kap. 3.5.3.) ermittelt. Die 53 Variationskoeffizienten wurden in Abb. 4-9 a und b statistisch zusammengefasst, wobei nach dem Probenahmezeitpunkt unterschieden wurde. Die Variationskoeffizienten, die Substraten aus den Anfangsphasen zuzurechnen waren (Abb. 4-9 a), fielen im Durchschnitt höher aus und streuten weiter als die Variationskoeffizienten, welche die späteren Phasen repräsentierten (Abb. 4-9 b). Der Unterschied zwischen den Mittelwerten der Variationskoeffizienten aus den Anfangs- und der Endphasen der Kompostierung wurde statistisch auf einem Signifikanzniveau von $\alpha=0,02$ abgesichert (F- und t-Test: Gln. 3-21 a, b; Kap. 3.5.3.)¹.

Das heißt, das die Probenahme insbesondere im Anfangsstadium der Kompostierung stark mit Unsicherheiten behaftet sein kann. Dies gilt insbesondere, wenn die Abfälle einen hohen Anteil an besonders groben Bestandteilen und/oder besonders vielfältige Bestandteile aufweisen. Mit fortschreitender Kompostierung werden die Substrate dann infolge des biologischen Abbaus, tendenziell homogener und die Probenahme bedingte Unsicherheit wird geringer. Die „Probenahme bedingte Unsicherheit“ enthält die „analytisch bedingten Unsicherheit“, welche für die Kjeldahl-N-Bestimmung durch den Verfahrensvariationskoeffizienten ($v_x=2,7\%$; Anlage VI d) charakterisiert wurde. Darüber hinaus führten weitere Unsicherheitsquellen zu einem versuchsspezifischen Variationskoeffizienten für die Kjeldahl-N-Bestimmung von $v_y=5,0\%$ (Kap. 4.1.4.4.). Alle darüber hinausgehenden Variationskoeffizienten wurden auf die Probeninhomogenität und ggf. teilweise auch auf zufällige Abweichungen zurückgeführt.

Zur näherungsweisen Bestimmung der „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheit“ einer N-Bilanz ($u_{z2}[N_{N\text{-total,balance}}]$) wurde wiederum eine Unsicherheitsberechnung analog zu der in Kap. 4.1.4.2. beschriebenen Vorgehensweise durchgeführt. Dort erfolgte die Ermittlung der reinen analytisch bedingten Unsicherheit mit Hilfe des Variationskoeffizienten der TKN-Bestimmung ($v_y=5,0\%$; Kap. 4.1.4.4.). Demgegenüber basierte die Ermittlung der „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheit“ auf den mit Hilfe der Parallelproben ermittelten Variationskoeffizienten (v_{TKN} ; Abb. 4-9). Aus den Variationskoeffizienten von Abb. 4-9 wurden repräsentative Vertreter ausgewählt (Tab. 4-5), um die Einflüsse von Substratart und Kompostierungsphase zu verdeutlichen. Für die anderen Parameter einer N-Bilanz ($N_{\text{NH4-N,substrate}}$, $N_{\text{NO3-N,substrate}}$, $N_{\text{NO2-N,substrate}}$, $N_{\text{NH3-N,exhaust-air}}$, $N_{\text{N-total,leachate}}$) wurde

¹ Anfangsphase: $\bar{x}_1 = 17,5\%$; $s_1=16,7\%$; Endphase: $\bar{x}_2 = 9,0\%$; $s_2=8,9\%$; Insgesamt: $s = 12,6\%$; $\alpha=0,02$

vereinfacht nur die analytisch bedingte Unsicherheit nach Tab. 4-4 (Kap. 4.1.4.2.) berücksichtigt, da diese die Unsicherheit einer N-Bilanz vergleichsweise wenig stark beeinflusst. Zudem beeinflusst der N_{org} -Anteil ($N_{N\text{-org,substrate}}$) indirekt auch die Größenordnung der anderen N-Anteile. Der in etwa zu erwartende Bereich, in welchem die „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ einer N-Bilanz ($u_{z2}[N_{N\text{-total,balance}}]$) liegen kann, wurde für unterschiedliche Substrattypen und Kompostierungsphasen in Tab. 4-5 aufgeführt.

Tab. 4-5: Ausgewählte Variationskoeffizienten“ (v_{TKN}) des N_{org} -Gehaltes des Substrates ($c_{\text{TKN-FF}}$), die näherungsweise erwarteten Bereiche für die analytische sowie die „Probennahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ einer N-Bilanz ($u_{z1}[N_{N\text{-total,balance}}]$, $u_{z2}[N_{N\text{-total,balance}}]$) sowie der jeweilige Gültigkeitsbereich für diese Unsicherheit.

v_{TKN} (%)	u_z (% $N_{\text{total-0}}$)	Gültigkeitsbereich:	Ausgangs- substrat	Phase
5 ⁰	10 ⁰	Durchschnittliche, analytisch bedingte Unsicherheit:	alle Substrate	alle Phasen
9 ¹	11-16	Probenahme und analytisch bedingter Unsicherheit:	alle Substrate	späte Phasen
15 ²	15-25	Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit:	relativ homogen	frühe Phasen
20 ³	19-32	Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit:	relativ inhomogen	frühe Phasen
28 ⁴	25-45	Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit:	besonders inhomogen	frühe Phasen
53 ⁵	46-83	Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit:	extrem inhomogen	frühe Phasen

0 Variationskoeffizient (v_y) der TKN-Analyse (Kap. 4.1.4.4.) und entsprechende Unsicherheit (u_z) gemäß der Unsicherheitsrechnung (Kap. 4.1.4.2.)

1 Der Mittelwert der experimentell bestimmten Variationskoeffizienten von Abb. 4-9 b repräsentiert den Durchschnitt aller Substrate aus späteren Kompostierungsphasen.

2 Dieser Mittelwert der experimentell bestimmten Variationskoeffizienten aus Abb. 4-9 a repräsentiert relativ homogene Proben, die in früheren Kompostierungsphasen entnommen wurden.

3 Dieser Mittelwert der experimentell bestimmten Variationskoeffizienten aus Abb. 4-9 a repräsentiert relativ inhomogene Proben, die in früheren Kompostierungsphasen entnommen wurden.

4 Dieser Variationskoeffizient wurde experimentell für die Ausgangsproben der Versuchsreihe R10a ermittelt. Dieses Substrat wurde als besonders inhomogen eingeschätzt (Anlage IIc).

5 Der Maximalwert der experimentell bestimmten Variationskoeffizienten von Abb. 4-9 a repräsentiert extrem inhomogene Proben, die in früheren Kompostierungsphasen entnommen wurden. Er wurde bei den Ausgangsproben der Versuchsreihe R1k ermittelt. Hierbei handelte es sich um Hühnermist. In der entsprechenden N-Bilanzserie (Anlage VII f) tritt die resultierende, mögliche Unsicherheit nicht offensichtlich zu Tage, da vermutlich der verwendete Mittelwert den „realen“ N-Gehalt der Ausgangsmischung ($c_{N\text{-total,substrate};0}$) gut widerspiegelt.

In Abb. 4-8 a,b und c (Kap. 4.1.4.1.) wurden unterschiedliche Bereiche für „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheiten“ veranschaulicht:

- Die in Abb. 4-8 a dargestellte N-Bilanzserie (Versuchsreihe *R7a*) repräsentiert einen relativ homogenen, strukturarmen Modellbioabfall. Strukturgebend waren 8 % dm Holzchips (Anlage IIc). Die „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ überschreitet zu keinem Zeitpunkt der Kompostierung 16 % $N_{\text{total-0}}$.
- Die in Abb. 4-8 b dargestellte N-Bilanzserie (Versuchsreihe *R9e*) repräsentiert ebenfalls einen prinzipiell relativ homogenen Modellbioabfall. Im Vergleich zu der vorhergehend aufgeführten N-Bilanzserie war jedoch ein deutlich erhöhter Anteil an strukturreichem Material (Holzchips: 22 % dm) vorhanden. Dies erhöhte die Inhomogenitäten bei der Beprobung insbesondere in der frühen Kompostierungsphase, was dazu führte, dass die N-Gehalte der ersten beiden Beprobungstermine auf einem zu geringen Niveau lagen. Aufgrund des biologischen Abbaus – vor allem der strukturarmen Bestandteile – wurde das Substrat in den späteren Phasen der Kompostierung homogener. In Abb. 4-8 b ist dies an den sehr geringen Schwankungen zu erkennen. Diese lagen jedoch auf einem insgesamt zu hohen Niveau, was darauf zurückzuführen war, dass jeder Datenpunkt in der N-Bilanzserie auf den mit einer hohen Unsicherheit behafteten Anfangswert bezogen wurde. Der „reale“ N-Gehalt der Ausgangsmischung ($C_{N\text{-total,substrate;0}}$) lag in diesem Beispiel vermutlich bei ca. 2,5 % dm anstatt bei 2,0 % dm.
- Das Fallbeispiel in Abb. 4-8 c (Versuchsreihe *R10a*) repräsentiert einen besonders inhomogenen Modellbioabfall. Die Inhomogenität wurde durch den hohen Gehalt an Struktur gebenden Bestandteilen verursacht (12 % dm Holzchips; 38 % dm Rinde; Anlage IIc). Auch hier wurde der N-Gehalt der Ausgangsmischung als zu gering eingeschätzt. Der „reale“ N-Gehalt ($C_{N\text{-total,substrate;0}}$) betrug vermutlich ca. 3,9 % dm anstatt 2,6 % dm. Auch hier führte die initiale Unsicherheit zu einer tendenziellen Überbilanzierung in den Folgephasen. Aufgrund eines gegenläufigen Trends, bei dem die N_2 -Generierung zu einer „Bilanzlücke“ führte (Kap. 4.1.4.5.), war die Überbilanzierung weniger deutlich zu erkennen.

4.1.4.4. Nicht gemessene bzw. nicht quantifizierte N-Verbindungen

Eine „Bilanzlücke“ entsteht, wenn Verbindungen nicht erfasst werden. Bei den eigenen Untersuchungen konnten die N-Austräge mit dem Sickerwasser mit der verwendeten Methodik (Kap. 3.4.3.1.) komplett erfasst werden. Der Abluftpfad bot jedoch die Möglichkeit für N-Verluste, da nicht alle N-Komponenten erfasst wurden und in den unbelüfteten Phasen keine NH_3 -Messung erfolgte. Zudem wurden im Substrat nur ausgewählte N-Verbindungen analysiert. Im Folgenden werden die prinzipiellen Möglichkeiten, die zur Bildung einer „Bilanzlücke“ führen konnten, beurteilt:

(1) Nicht gemessene bzw. nicht quantifizierte N-Verbindungen der Abluft

- Eine N_2 -Generierung wird prinzipiell durch Denitrifikationsprozesse ermöglicht (Kap. 2.2.4.). Dass auch bei der Kompostierung die Generierung signifikanter N_2 -Mengen in belüfteten Phasen möglich ist, wurde in Kap. 4.1.3.2. qualitativ nachgewiesen. Der generierte N_2 -Anteil konnte jedoch nicht direkt quantifiziert werden (Kap. 4.1.3.1.). N_2 ist jedoch eine N-Komponente, die zur Bildung einer „Bilanzlücke beitragen kann.
- N_2O ist ein Zwischenprodukt der Denitrifikation (Kap. 2.2.4.), welches ebenfalls experimentell bei den eigenen Untersuchungen und den Untersuchungen von anderen Autoren (Anlage IXc) nachgewiesen wurde. Bei den eigenen Untersuchungen lag der N_2O -Anteil in belüfteten Phasen immer unterhalb der Nachweisgrenze. In unbelüfteten Phasen ergab eine Berechnung eines extremen Fallbeispiels einen maximalen N-Bilanzanteil von 0,1 % $N_{\text{total-0}}$ (Abschnitt 3; Kap. 4.1.3.1.). Der N_2O -Anteil an einer N-Bilanz wurde daher für die N-Bilanzierung als vernachlässigbar eingeschätzt.
- Prinzipiell kann im Rahmen einer Denitrifikation (Kap. 2.2.4.) oder auch bei der anaeroben Ammoniumoxidation (Kap. 2.2.7.) NO als Zwischenprodukt entstehen. Es ist daher eher für unbelüftete Phasen relevant. Dass eine NO-Bildung bei der Kompostierung prinzipiell möglich ist, wurde durch die Untersuchung einiger Abluftproben aus unbelüfteten Phasen mit Hilfe von Dräger Röhrchen gezeigt. Bei der Versuchsreihe R4c wurden geringste Konzentrationen in der Größenordnung von 10^{-5} - 5×10^{-5} Vol. %¹ festgestellt. In der Literatur zur Kompostierung wird die Bildung von NO nicht behandelt. Seine Bedeutung wird daher für die N-Bilanzierung ebenfalls als vernachlässigbar eingeschätzt.
- In einigen unbelüfteten Phasen und während des Umsetzens wurde teilweise NH_3 emittiert, welches messtechnisch nicht erfasst wurde. Eine NH_3 -Emission konnte qualitativ teilweise mittels Geruchseindrücken und teilweise mit Hilfe von Dräger Röhrchen ermittelt werden². Der NH_3 -Austrag erfolgt aufgrund von Gleichgewichtsreaktionen zwischen Gas- und Substratphase (Gl. 2-4; Kap. 2.2.2.). Auf dieser Basis wurde in Kap. 4.2.3.2. (Abschnitt 2) - unter Berücksichtigung der in den verschiedenen Kompostierungsphasen vorliegenden Rahmenbedingungen - ein oberer Grenzwert für den NH_3 -Austrag in den verschiedenen unbelüfteten Phasen kalkuliert. Der Häufigkeitsschwerpunkt dieser Austräge lag zwischen 0,1 und 2 g/Mg dm/d (Tab. 4-9; Kap. 4.2.3.2.). Auf Basis dieser Berechnungen wurde der NH_3 -Austrag in unbelüfteten Phasen ebenfalls als nicht bilanzrelevant erachtet.

(2) Nicht gemessene bzw. nicht quantifizierte N-Verbindungen des Substrates

- Beim Kjeldahlaufschluss (Kap. 3.4.2.2.) werden gewisse organische N-Bindungstypen nicht erfasst. Es handelt sich hierbei vor allem um N-Verbindungen mit N-N- und N-O-Bindungen (VDLUFA, 1991; Matissek et al.,

¹ Die entsprechenden Ergebnisse sind nicht Gegenstand dieser Arbeit.

² Die entsprechenden Ergebnisse sind nicht Gegenstand dieser Arbeit.

1992). Eine Literaturrecherche zur N-Immobilisierung zeigte, dass organische N-Verbindungen bei Proben aus der Kompostierung hauptsächlich Amin- und Amidbindungen (C-N-Bindungen) aufweisen. Nachweise wurden mittels FTIR- und ^{15}N -NMR-Spektroskopie (Kurzcharakteristik der Methoden: Kap. 5.2.4.1.) von Inbar et al. (1992), Knicker (1993) und Baddi et al. (2004) erbracht (Kap. 5.1.4.2.; Anlage IXd). In geringem Maße (maximal 15 %) konnte Knicker (1993) auch heterozyklische N-Verbindungen nachweisen, welche sie auf Pyrrol-, Purin-, Pyrimidin- bzw. Indoderivate zurückführte. Diese N-Verbindungen weisen ebenfalls C-N-Bindungen auf (Römpp, 1995) und werden daher vermutlich bei der Kjeldahl-Analyse mit erfasst (Kap. 3.4.2.2.). Signale, die auf N-O- bzw. N-N-Bindungen hinwiesen, wurden in den ^{15}N -NMR-Spektren von Knicker (1993) nicht gefunden. Sie wies speziell darauf hin, dass keine Nitril- und Oximverbindungen (beide mit N-O-Bindungen; Römpp, 1995) auftraten. Veeken et al. (2000) detektierten mittels Pyrolyse-GC-MS (Anlage IXd) Indole, Methylindole, Dietodipyrrole, welche ebenfalls C-N-Bindungen aufweisen und somit während des Kjeldahl-Aufschlusses vermutlich ebenfalls erfassbar sind. Sofern bei der Kompostierung dennoch bislang nicht nachgewiesene N-O- bzw. N-N-Verbindungen auftreten, würde die hierdurch verursachte Abweichung der realen N_{org} -Gehalte von den mit Hilfe der Kjeldahl-Analyse ermittelten N_{org} -Gehalte vernachlässigbar gering sein. Der experimentelle Nachweis, dass mit dem Kjeldahl-N der N_{org} -Gehalt des Substrates mit ausreichender Genauigkeit erfasst wird, zeigt Abb. 4-10. Weiterführende Erklärungen sind dem Textfeld „Vergleich von zwei Methoden der N_{org} -Bestimmung“ zu entnehmen.

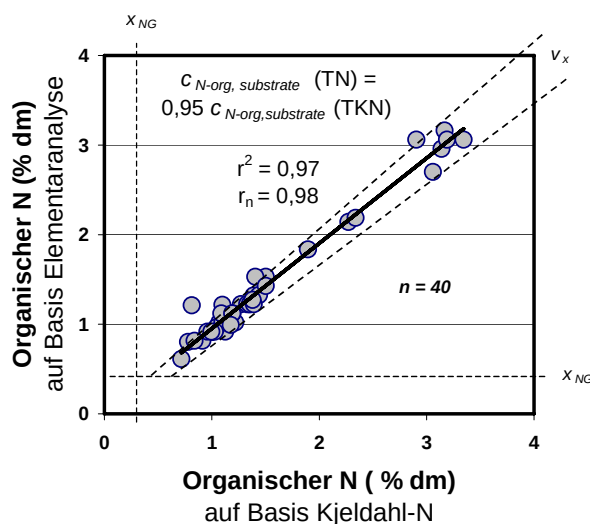


Abb. 4-10: Vergleich von 2 Analysemethoden zur Bestimmung des Gehaltes an N_{org} ($C_{N\text{-org, substrate}}$) - auf Basis einer Kjeldahl-Analyse ($C_{TKN\text{-FF}}$, Gl. 3-2; Kap. 3.4.2.2.) sowie einer Elementaranalyse ($C_{TN\text{-FF}}$, Gl. 3-3; Kap. 3.4.2.2.): ermittelt in ausgewählten Proben von 26 Kompostierungsversuche (x_{NG} – Nachweisgrenzen; v_x – Verfahrensvariationskoeffizient).

- Bei den eigenen Untersuchungen wurden nur folgende anorganische N-Verbindungen analytisch erfasst: $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, NO_2^- und NO_3^- (Kap. 3.4.2.1.). Diese wurden für die Analyse ausgewählt, da sie die Hauptkomponenten der in Kap. 2.2.2 und 2.2.3. beschriebenen N-Umsetzungsreaktionen (Ammonifikation, Nitrifikation) sind. Zudem wurden sie häufig in der Literatur zur Kompostierung erwähnt (Anlagen IXa, IXb). Weitere mögliche Zwischenprodukte der Ammonifikation und der Nitrifikation sind zudem NOH und NH_2OH (Gl. 2-6, Kap. 2.2.2.; Gl. 2-11, Kap. 2.2.3.). Ihre quantitative Bedeutung wird ebenfalls als vernachlässigbar eingeschätzt. Der experimentelle Nachweis ist ebenfalls dem Textfeld „Vergleich von zwei Methoden der N_{org} -Bestimmung“ zu entnehmen.

Vergleich von zwei Methoden der N_{org} -Bestimmung

Von nahezu der Hälfte der Versuchsreihen wurden die Ausgangssubstrate und die Proben der späten Kompostierungsphasen hinsichtlich des Kjeldahl-N ($c_{\text{TKN-FF}}$) und des Gesamt-N ($c_{\text{TN-FF}}$) analysiert (Kap. 3.4.2.2.). Der Kjeldahl-N widerspiegelt den N_{org} einer Feststoffprobe, wobei jedoch ggf. einige organische N-Verbindungen nicht erfasst werden (Kap. 3.4.2.2.). Aus dem Gesamt-N lässt sich der N_{org} nach Gl. 3-3 (Kap. 3.4.2.2.) berechnen, indem die in der Proben enthaltenen Gehalte an anorganischen Verbindungen subtrahiert werden. Abb. 4-10 zeigt, dass beide Nachweismethoden nahezu identische Ergebnisse lieferten. Die festgestellten Schwankungen lagen im Bereich von $v_y = 5\%$. Sie lassen sich zu einem großen Teil mit Hilfe der Verfahrensvariationskoeffizienten der Kjeldahl- und der Gesamt-N-Analyse ($v_x = 2,7\%$ und $3,8\%$; Anlagen VIc und VI d) erklären. Darüber hinausgehende, nicht quantifizierte Quellen für Abweichungen sind zum Beispiel in der auch bei pulverisierten Proben in geringem Maße vorliegende Probeninhomogenität sowie in geringfügigen Schwankungen in der Restfeuchte der getrockneten Proben zu finden. Eine sehr geringfügige Überbewertung des Kjeldahl-N könnte bei einigen Proben auch auf das Vorliegen von NO_3^- -N zurückzuführen sein, da bei der Kjeldahlanalyse möglicherweise ein geringer Teil des NO_3^- -N mit erfasst wurde (Kap. 3.4.2.2.). Der Spielraum für nicht berücksichtigte organische bzw. anorganische N-Verbindungen im Substrat ist daher minimal. D.h., dass sowohl alle relevanten N_{org} -Verbindungen erfasst wurden, als auch, dass keine relevanten, nicht erfassten anorganischen N-Verbindungen im Substrat enthalten waren.

Auf Basis der vorhergehenden Betrachtungen wird geschlussfolgert, dass die N-Bilanzen mit Ausnahme des generierten N_2 -Anteils ($N_{\text{N}_2, \text{exhaust-air}}$) als vollständig erachtet werden können. Die N-Bilanzen bieten daher die Möglichkeit, die N_2 -Generierung indirekt zu bestimmen (Kap. 4.1.4.5.).

4.1.4.5. Indirekte Bestimmung der N₂-Generierung über die Bilanzlücke

Bei einigen Versuchsreihen traten „Bilanzlücken“ auf, welche nicht ausschließlich durch „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheiten“ (Kap. 4.1.4.2., 4.1.4.3.) erklärt werden konnten. Diese „Bilanzlücken“ konnten auf während der Kompostierung generiertes N₂ zurückgeführt werden (Kap. 4.1.4.4.). Hierdurch erschließt sich die Möglichkeit, die N₂-Generierung während der Kompostierung indirekt zu kalkulieren.

Die im Folgenden vorgestellte Möglichkeit zur näherungsweisen Quantifizierung der N₂-Generierung wurde als „Bilanzierungsmethode“ bezeichnet. Ein direkter, qualitativer Nachweise erfolgte nach der im Kap. 4.1.3.2. vorgestellten „Konzentrationsmethode“. Ein Vergleich beider Methoden ist dem Kap. 4.2.4.3. im Zusammenhang mit Betrachtungen zum NO₃⁻-Verbrauch, welcher die Grundlage einer N₂-Generierung ist (Gl. 2-12; Kap. 2.2.4.), zu entnehmen.

Abb. 4-8 c (Kap. 4.1.4.1.) zeigt exemplarisch eine N-Bilanzserie, bei der ein Teil der „Bilanzlücke“ auf einer N₂-Generierung beruhte. Die Größe der am Ende der Kompostierung vorhandenen „Bilanzlücke“ kann prinzipiell durch Differenzbildung zwischen den initialen und finalen N-Bilanzen ($N_{N-total,balance;0}$; $N_{N-total,balance;e}$) ermittelt werden. Diese Vorgehensweise konnte jedoch praktisch nicht angewandt werden, da die Anfangs-N-Bilanzen ($N_{N-total,balance;0}$) infolge von Inhomogenitäten besonders mit Unsicherheiten behaftet waren (Kap. 4.1.4.3.). Als Bezugs-N-Bilanz innerhalb einer Versuchsreihe wurde daher die maximale „Überbilanz“ der Anfangsphase gewählt ($N_{N-total,balance;max}$). In fortgeschrittenen Kompostierungsphasen traten im Allgemeinen nur noch geringe quantitative Veränderungen in den N-Bilanzen auf (Kap. 4.1.5.3.), so dass prinzipiell alle in dieser Phase erstellten N-Bilanzen zur näherungsweisen Kalkulation der „Bilanzlücke“ genutzt werden könnten. Für die Differenzbildung wurde die minimale N-Bilanz einer Versuchsserie ($N_{N-total,balance;min}$) genutzt, sofern diese zeitlich nach der Bezugs-N-Bilanz ($N_{N-total,balance;max}$) auftrat. Durch diese Vorgehensweise wurde die größtmögliche „Bilanzlücke“ gefunden. Diese beinhaltet die „Probenahme und analytisch bedingten Abweichungen“ beider N-Bilanzen ($N_{N-total,balance;min} = N_{N-total,balance;max} = 100 \% N_{total-0}$) vom Erwartungswert sowie ggf. den Anteil, der auf generiertes N₂ zurückzuführen ist. Die N₂-Generierung bis zum letzten Tag der Kompostierung wurde nach Gl. 4-8 berechnet, wobei der Faktor F3 zusammengefasst die „Probenahme und analytisch bedingte Abweichungen“ beider N-Bilanzen repräsentiert. Die Vorgehensweise zur indirekten Bestimmung des während

der Kompostierung generierten N_2 -Anteils ($N_{N_2,exhaust-air;e}$) wird ebenfalls in Abb. 4-8 c (Kap. 4.1.4.1.) veranschaulicht. Die „Probenahme und analytisch bedingte Abweichungen“ liegen innerhalb der Grenzen, welche durch die „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheiten“ (u_{z2}) der verschiedenen Kompostierungsstadien vorgegeben werden (Kap. 4.1.4.3.). Für den Faktor F3 wurde wie folgt ein Richtwert ermittelt:

- (1) Die „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ ($u_{z2}[N_{N-total,balance}]$) betrug in den späten Kompostierungsphasen 11-16 % $N_{total-0}$ (Tab. 4-5; Kap. 4.1.4.3.). Die, innerhalb dieser Grenzen, konkrete gültige Unsicherheit war von Fall zu Fall unterschiedlich, da sie substratabhängig ist. Für die Ermittlung von F3 wurden die Bereichsgrenzen gemittelt, so dass vereinfachend von einer durchschnittlichen Unsicherheit von 13,5 % $N_{total-0}$ ausgegangen wurde.
- (2) Die „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ ($u_{z2}[N_{N-total,balance}]$) lag in den frühen Kompostierungsphasen substratabhängig im Bereich 15-83 % $N_{total-0}$ (Tab. 4-5; Kap. 4.1.4.3.). Extrem inhomogene Substrate wurden hinsichtlich einer N_2 -Generierung nicht ausgewertet, wodurch die zu berücksichtigende Unsicherheit auf 15-45 % $N_{total-0}$ eingeschränkt wurde (Tab. 4-5; Kap. 4.1.4.3.). Diese Bereichsgrenzen wurden wiederum gemittelt, so dass für die Bestimmung von F3 vereinfacht von einer Unsicherheit von 30 % $N_{total-0}$ ausgegangen wurde.
- (3) Es wurde angenommen, dass die auftretenden „Probenahme und analytisch bedingten Abweichungen“ ab dem Zeitpunkt, zu dem die maximale N-Bilanz ($N_{N-total,balance;max}$) auftrat, einer Standardnormalverteilung entsprachen. Gemäß den Gesetzmäßigkeiten von Normalverteilungen liegen ca. 68 % der Daten innerhalb des Bereiches der einfachen Standardabweichung, 95,5 % der Daten innerhalb des Bereiches der doppelten Standardabweichung und 99,7 % der Daten innerhalb des Bereiches der dreifachen Standardabweichung vom Erwartungswert ($N_{N-total,balance} = 100 \% N_{total-0}$).
- (4) Die Unsicherheiten ($u_{z2}[N_{N-total,balance}]$) markieren die minimalen bzw. maximalen Grenzen der möglichen Abweichungen. In Anlehnung an die Standardnormalverteilung wurde angenommen, dass der Abstand dieser Grenzen vom Erwartungswert ($N_{N-total,balance} = 100 \% N_{total-0}$) die vierfache Standardabweichung betrug.
- (5) Damit lässt sich die Standardabweichung, mit der eine „Probenahme und analytisch bedingten Abweichung“ um den Erwartungswert ($N_{N-total,balance} = 100 \% N_{total-0}$) schwankt, für die frühen Kompostierungsphasen mit durchschnittlich 7,5 % $N_{total-0}$ und für die späteren Phasen mit 3,5 % $N_{total-0}$ bestimmen (jeweils ein Viertel der in den Punkten 1 und 2 dokumentierten durchschnittlichen „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheiten“ ($u_{z2}[N_{N-total,balance}]$)).
- (6) Da mit den N-Bilanzen $N_{N-total,balance;min}$ und $N_{N-total,balance;max}$ besonders kleine bzw. große N-Bilanzen ausgewählt wurden, wird angenommen, dass die entsprechenden absoluten „Probenahme und analytisch bedingten Abweichungen“ innerhalb des Bereiches der doppelten Standardabweichung (siehe Punkt 3) lagen. Für die in frühen Kompostierungsphasen auftretende N-Bilanz ($N_{N-total,balance;max}$) ergibt sich

damit eine anzurechnende Abweichung von 15 % $N_{\text{total}-0}$, für die in späteren Phasen auftretende N-Bilanz ($N_{N\text{-total},\text{balance};\text{min}}$) resultiert diese in 7 % $N_{\text{total}-0}$.

- (7) Zur Beurteilung einer „Bilanzlücke“ müssen beide Abweichungen berücksichtigt werden. Beide Abweichungen addiert ergeben eine anzurechnende Abweichung von 22 % $N_{\text{total}-0}$. Die berechnete Abweichung widerspiegelt nur eine Größenordnung, da eine Vielzahl von Annahmen getroffen wurden und die reale Abweichung vom Substrat abhängig ist. Um kenntlich zu machen, dass es sich nur um einen Richtwert handelt, wurden die zu berücksichtigenden „Probenahme und analytisch bedingten Abweichungen“ zum Faktor $F3 = 20 \text{ \% } N_{\text{total}-0}$ gerundet.

$$N_{N_2,\text{exhaust-air};e} [\text{in \% } N_{\text{total}} - 0] = N_{N\text{-total},\text{balance};\text{max}} - N_{N\text{-total},\text{balance};\text{min}} - F3 \quad \text{Gl. 4-8}$$

$$F3 [\text{in \% } N_{\text{total}} - 0] = 20$$

Die einzelnen N-Bilanzserien mit ihren „Bilanzlücken“ wurden in Anlage VIIa-h veranschaulicht. 11 Versuchsreihen (20,8 %) waren mit der „Bilanzierungsmethode“ aufgrund zu inhomogener Substrate (Substrate mit Hühnermist: Versuchsreihen *R1j*, *R2j*, *R3j*; Substrate mit hohen Anteilen an Restabfall: Versuchsreihen *R4i*, *R7i*, *R8i*; Anlage IIc) und einer zu geringen Anzahl an Einzel-N-Bilanzen ($n_p \leq 7$: Versuchsreihen *R1j*, *R5k*, *R7k*, *R6c*, *R7c*; Anlage VIIIc) nicht auswertbar:

- Bei den Versuchsreihen *R6c*, *R7c*, *R3k*, *R5k*, *R7k*, *R7i*, *R8i* konnte keine Bezugs-N-Bilanz ($N_{N\text{-total},\text{balance};\text{max}}$) zugeordnet werden (Anlage VIIa-h).
- Bei den Versuchsreihen *R1j*, *R2j*, *R3j*, *R4i* traten zu große Schwankungen zwischen benachbarten N-Bilanzen auf (Anlage VIIa-h).

Für die verbleibenden 42 Versuchsreihen wurden die nach Gl. 4-8 berechneten Anteile an generiertem N_2 ($N_{N_2,\text{exhaust-air};e}$) in Anlage VIIIa dokumentiert. Sofern das Ergebnis $< 0 \text{ \% } N_{\text{total}-0}$ war, wurde der Anteil an generierten N_2 mit „0 % $N_{\text{total}-0}$ “ gleichgesetzt. Diese Versuchsreihen wurden der Kategorie „nicht detektiert“ ($CL_{N_2,\text{exhaust-air}} = 0$) zugeordnet. Die positiven Ergebnisse lagen im Bereich zwischen 1,4 und 39,5 % $N_{\text{total}-0}$. Hierbei wurden N_2 -Anteile bis 18 % $N_{\text{total}-0}$ als „nicht signifikant“ ($CL_{N_2,\text{exhaust-air}} = 1$) und N_2 -Anteile über 18 % $N_{\text{total}-0}$ als „signifikant“ ($CL_{N_2,\text{exhaust-air}} = 2$) eingestuft. Die Zuordnung der einzelnen Versuchsreihen zu diesen Kategorien ($CL_{N_2,\text{exhaust-air}} = 0, 1, 2$) zeigt ebenfalls Anlage VIIIa. Folgende Auflistung gibt eine kurze Zusammenfassung dieser Dokumentation:



Nicht detektiert ($CL_{N_2,exhaust-air}=0$): In 18 Versuchsreihen (Anlage VIIa; 33,9 %) konnte keine N_2 -Generierung mit Hilfe der „Bilanzierungsmethode“ festgestellt werden. Bei 16 dieser Versuchsreihen wurden jedoch zu einigen Zeitpunkten der Kompostierung erhöhte N_2 -Konzentrationen mit Hilfe der „Konzentrationsmethode“ (Kap. 4.1.3.2.; Anlage VIIa) detektiert. Dies ist darauf zurückzuführen, dass geringe Anteile an generiertem N_2 mit der „Bilanzierungsmethode“ nicht detektiert werden konnten, da die „Probenahme und analytisch bedingten Abweichungen nur mit Hilfe eines groben Richtwertes charakterisiert wurden.



Nicht signifikant ($CL_{N_2,exhaust-air}=1$): In 19 Versuchsreihen (Anlage VIIa; 35,8 %) lag die mit Hilfe der „Bilanzierungsmethode“ ermittelte N_2 -Generierung während der Kompostierung zwischen 1,4 (R2b) und 18,0 % $N_{total}-0$ (R6k). Bei 17 dieser Versuchsreihen wurden auch erhöhte N_2 -Konzentrationen festgestellt. Bei den Versuchsreihen R9b und R3c wurden allerdings zu keinem Zeitpunkt der Kompostierung erhöhte N_2 -Konzentrationen detektiert (Anlage VIIa). Die „Konzentrationsmethode“ kann eine N_2 -Generierung allerdings nur in beschränktem Maße erfassen (Kap. 4.1.3.2.).



Signifikant ($CL_{N_2,exhaust-air}=2$): In 5 Versuchsreihen (9,4 %; R10a, R2k, R8k, R2m, R4m) wurde mit Hilfe der „Bilanzierungsmethode“ eine N_2 -Generierung zwischen 20,3 (R10a) und 39,5 % $N_{total}-0$ (R8k) festgestellt. Bei diesen Versuchsreihen zeigte die „Konzentrationsmethode“ (Kap. 4.1.3.2.) erhöhte N_2 -Konzentrationen auch in belüfteten Phasen an (Ausnahme: bei Versuchsreihe R2k erfolgten keine N_2 -Messungen; Anlage VIIa). Bei den Versuchsreihen R10a, R2m und R4m ist die starke N_2 -Generierung durch die Umsetzung des im Ausgangssubstrat in erhöhten Anteilen enthaltenen NO_3^- zu erklären ($c_{NO_3-N,substrate} > 0,3$ % dm-0; Anlage II d). Vergleichbar hohe Gehalte wies nur noch die Versuchsreihe R10b auf, die zwar zur Kategorie $CL_{N_2,exhaust-air}=1$ gehörte, dort jedoch auch im oberen Drittel bei der N_2 -Generierung rangierte. Bei den Versuchsreihen R2k und R8k wurde die N_2 -Generierung möglicherweise überschätzt. Die reale „Probenahme und analytisch bedingte Abweichung“ war vermutlich höher als in Gl. 4-8 angenommen (Kap. 4.2.4.3.).

4.1.5. Bilanz-Grundtypen

4.1.5.1. Typenbildung

Die 53 N-Bilanzserien (Anlage VIIa-h) unterschieden sich teilweise erheblich hinsichtlich der Art und der Größenordnung der vorkommenden N-Verbindungen (Kap. 4.1.2.) sowie hinsichtlich der „Bilanzlücke“ (Kap. 4.1.4.5.). Der grundlegende Unterschied lag jedoch in der Veränderung des N_{org} -Anteils ($N_{N-org,substrate}$) während der Kompostierung. Es wurden 5 verschiedene Verlaufsformen erkannt. Beispiele wurden in Abb. 4-11 a-d dokumentiert. Sie zeigen, dass eine N-Bilanzserie prinzipiell Bereiche mit fallenden, steigenden und konstanten N-Anteilen ($N_{N-org,substrate}$) enthalten kann. Weiterhin waren die absolute Änderung des N_{org} -Anteils ($\Delta N_{N-org,substrate}$) und die Geschwindigkeit dieser Veränderung ($\Delta \dot{N}_{N-org,substrate}$) unterschiedlich. Unter Berücksichtigung dieser Eigenschaften wurden die N-Bilanzserien in 5 Grundtypen von N-Bilanzserien ($CL_{balance} = 0, 1, 2, 3, 4$; Kap. 3.5.1.) eingeteilt.

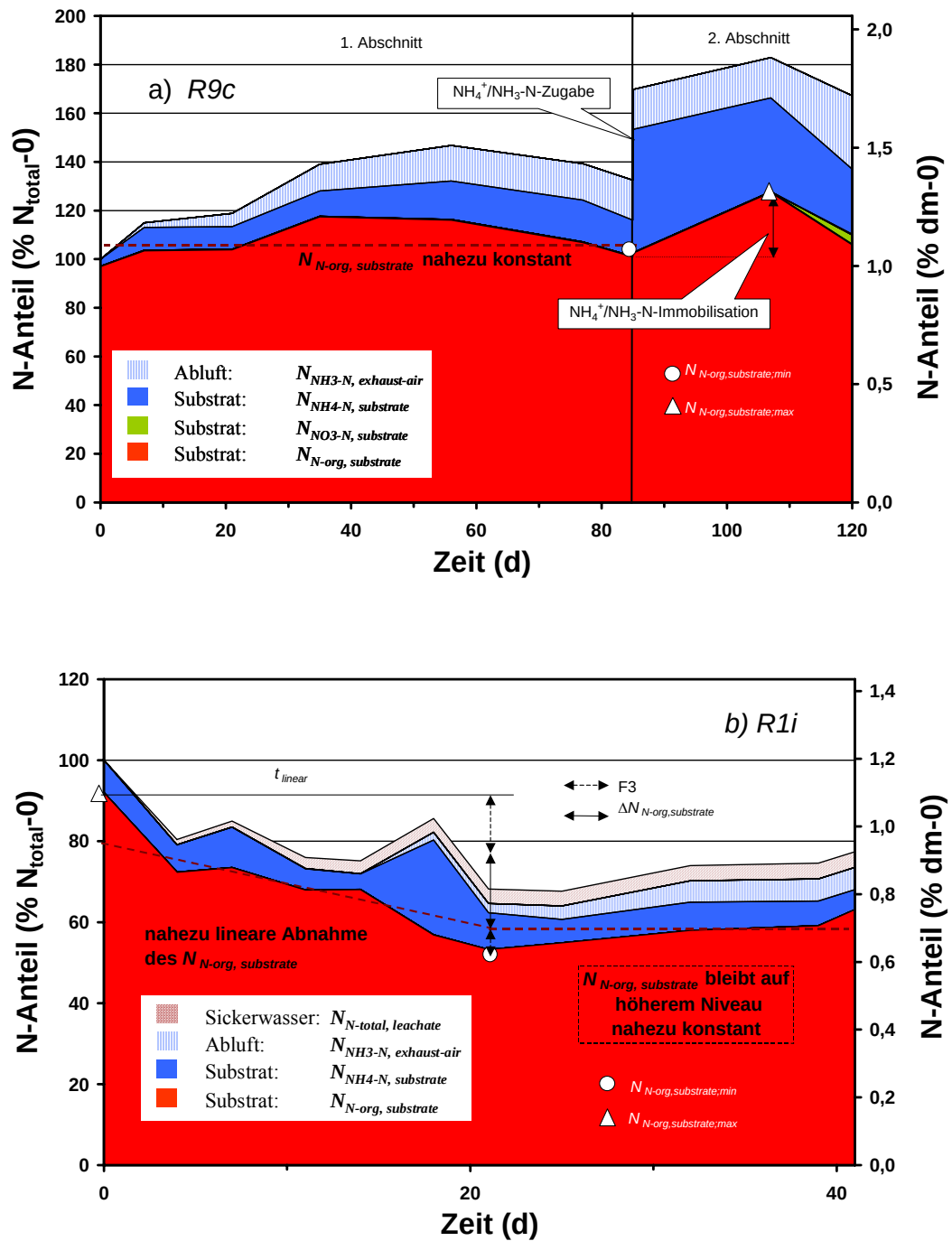


Abb. 4-11: Ausgewählte N-Bilanzserien zur Darstellung der Grundtypen (CL_{balance}).

- Versuchsreihe *R9c* – erster Abschnitt: keine wesentliche Veränderung des N_{org} -Anteils ($CL_{\text{balance}}=0$); – zweiter Abschnitt: Immobilisierung von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ nach einer Zugabe ($CL_{\text{balance}}=4$),
- Versuchsreihe *R2b* – eher geringe lineare Abnahme des N_{org} -Anteils ($CL_{\text{balance}}=1$) bis ein nahezu konstanter Bereich erreicht wurde.

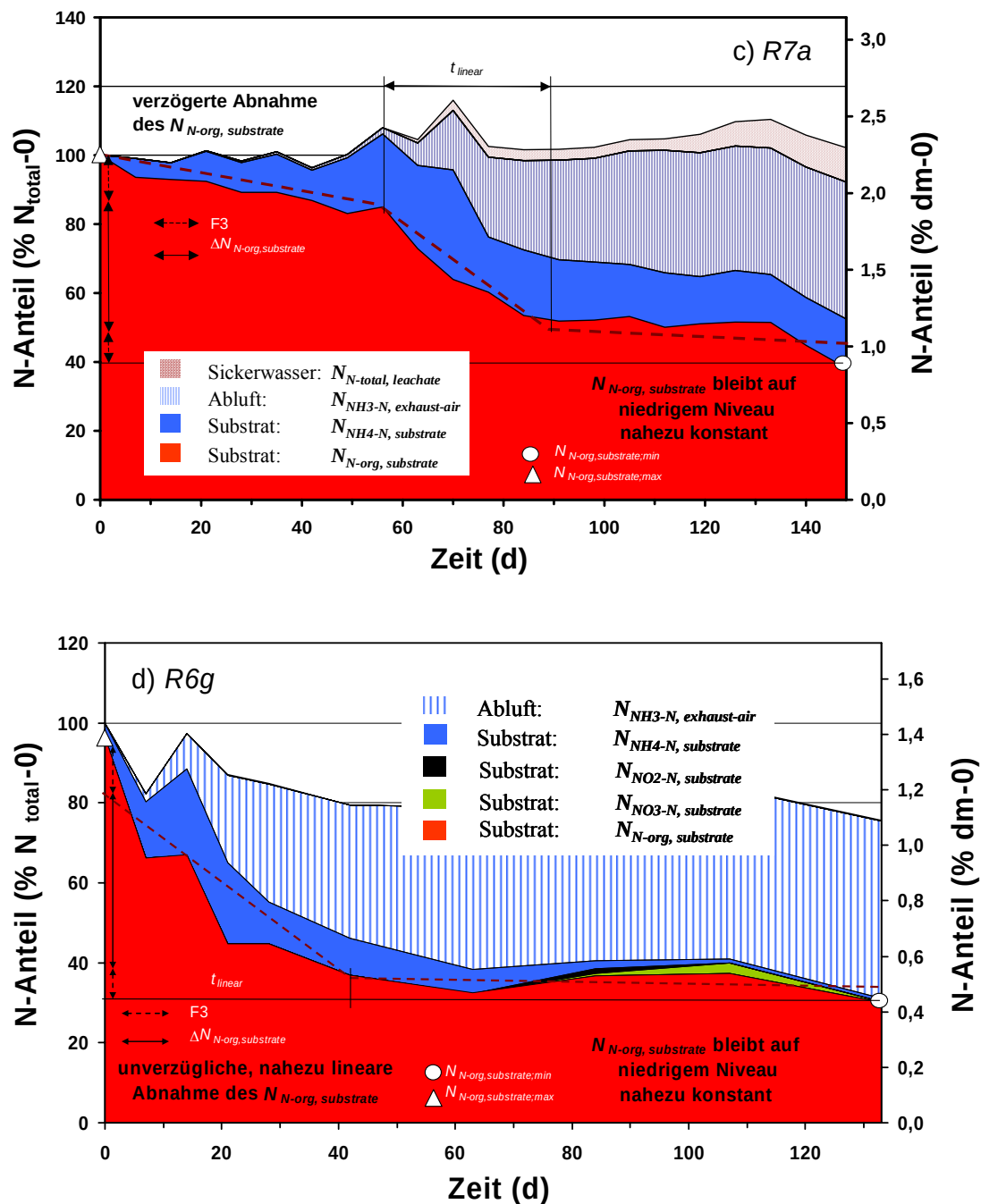


Abb. 4-11: Ausgewählte N-Bilanzen zur Darstellung der Grundtypen (CL_{balance}).

- c) Versuchsreihe R7a – verzögerte, hohe lineare Abnahme des N_{org} -Anteils bis ein nahezu konstanter Bereich erreicht wurde ($CL_{\text{balance}}=3$),
- d) Versuchsreihe R6g – sofortige hohe lineare Abnahme des N_{org} -Anteils bis ein nahezu konstanter Bereich erreicht wurde ($CL_{\text{balance}}=2$).

Abb. 4-12 (Kap. 4.1.5.2.) zeigt eine schematische Darstellung dieser Grundtypen einschließlich der für die Beschreibung des N_{org} -Verlaufes wesentlichen Kennparameter. Die dort aufgeführten und weitere Kennparameter werden ausführlicher in Kap. 4.1.5.2. beschrieben. In Kap. 4.1.5.3. erfolgt dann eine ausführliche Charakteristik der Grundtypen (CL_{balance}). Dies schließt die Zuordnung der N-Bilanzserien und deren Beschreibung ein. In Kap. 4.1.5.4. werden zunächst die wesentlichen Einflussfaktoren erläutert, die zur Herausbildung dieser Grundtypen führten. Anschließend wird weiterführend ein allgemeingültiges Schema gezeigt, welches alle Grundtypen vereinigt und die wesentlichen Kenndaten und Einflussfaktoren widerspiegelt. Eine versuchsreihenbezogene Dokumentation erfolgt für folgende Kenngrößen in Anlage VIIIc: Anzahl der N-Einzelbilanzen pro Versuchsreihe (n_p), Gesamtkompostierungszeit (t_e), initialer N_{org} -Anteil ($N_{N\text{-org,substrate};0}$), Anteil von N-Zugaben ($N_{N\text{-additive};p+0,1}$) zum Zugabezeitpunkt ($t_{p+0,1}$), minimaler und maximaler N_{org} -Anteil ($N_{N\text{-org,substrate};\min}$; $N_{N\text{-org,substrate};\max}$) mit den entsprechenden Zeitpunkten ($t_{\min}$; $t_{\max}$), Gesamtveränderung des N_{org} -Anteils bis zum Ende der Kompostierung ($\Delta N_{N\text{-org,substrate};e}$), N_{org} -Abbau- bzw. -Immobilisierungssrate im linearen Bereich der Veränderung ($\dot{N}_{N\text{-org,substrate};\text{linear}}$) mit der entsprechenden Zeitspanne (t_{linear}) sowie Bilanzgrundtyp (CL_{balance}).

4.1.5.2. Kennparameter

In Abb. 4-12 werden die zeitabhängigen Veränderungen des N_{org} -Anteils schematisiert dargestellt. Sie konnten für die einzelnen Versuchsreihen mit Hilfe der in Abschnitt 1-4 beschriebenen Kennparameter näher spezifiziert werden:

(1) Initialer N_{org} -Anteil - $N_{N\text{-org,substrate};0}$

Die Gehalte von organischem und anorganischem N im Ausgangssubstrat ($C_{N\text{-org,substrate}}$, $C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate};0}$, $C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate};0}$) sowie die darauf zurückzuführenden N-Anteile in der initialen N-Bilanz ($N_{N\text{-org,substrate};0}$, $N_{N\text{-inorg,substrate};0}$) sind in Anlage II d für die 53 Versuchsreihen zusammengestellt. In 41 Versuchsreihen wurde zu Beginn der Kompostierung (t_0) ein initialer N_{org} -Anteil ($N_{N\text{-org,substrate};0}$) von über 90 % $N_{\text{total}-0}$ ermittelt. Organische N-Anteile unter 90 % $N_{\text{total}-0}$ kamen nur bei den Versuchsreihen mit Hühnermist ($R1j$, $R2j$, $R3j$, $R1k$, $R2k$), mit Gärreststoffen ($R6c$, $R7c$), nach einer Zugabe anorganischer N-Verbindungen ($R2m$, $R3m$, $R4m$, $R10a$) und bei einer Versuchsreihe mit realem Bioabfall ($R8b$) vor. Den niedrigsten initialen N_{org} -Anteil

wies, infolge einer NO_3^- -N-Zugabe, die Versuchsreihe *R4m* mit 61 % $\text{N}_{\text{total}-0}$ auf. Bei den meisten Versuchsreihen war jedoch $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N die wesentliche anorganische N-Komponente. NO_3^- -N war zudem teilweise bei einigen Versuchsreihen in Spuren vorhanden (*R5a*, *R6a*, *R7a*, *R8a*, *R6b*, *R1j*, *R2j*, *R3j*). Erhöhte NO_3^- -N-Anteile lagen nur bei den Versuchsreihen *R10a*, *R10b*, *R2m* und *R3m* infolge einer NO_3^- -N-Zugabe vor. Bei diesen Versuchsreihen waren die initialen NO_3^- -N-Anteile höher als die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Anteile.

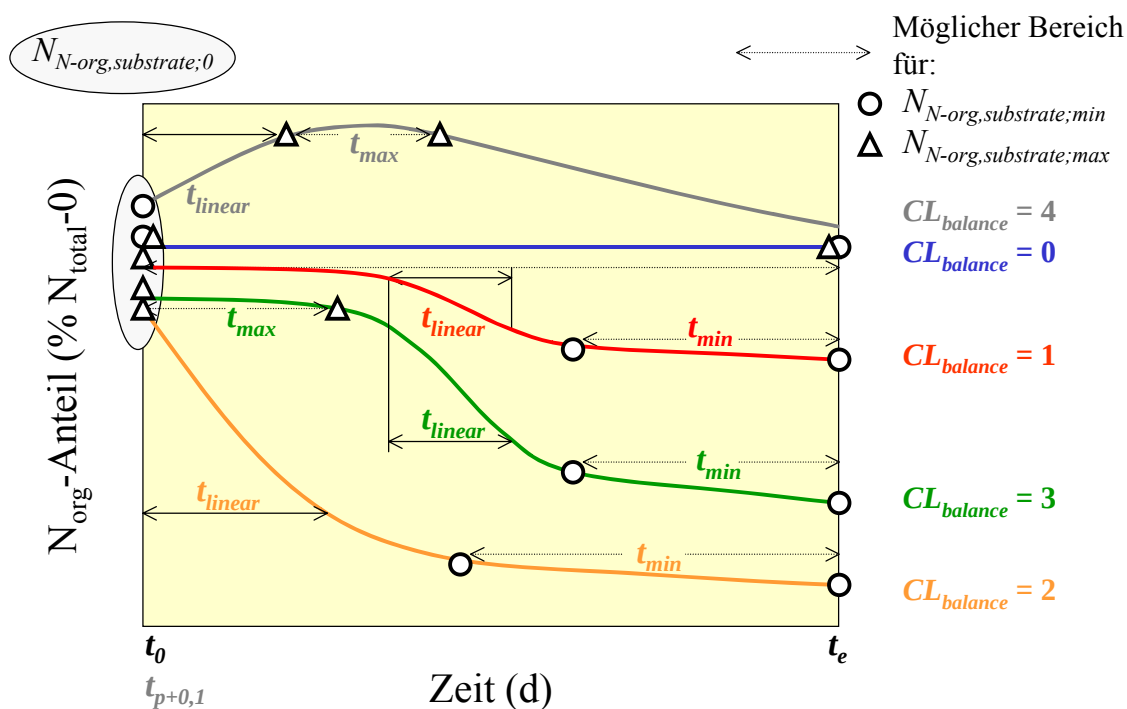


Abb. 4-12: Schematische Darstellung der Grundtypen von N-Bilanzserien (CL_{balance}) und wesentlichen Kennparamenter. (Das Schema gibt keine Information über den initialen N_{org} -Anteil. Es zeigt die Veränderung des N_{org} -Anteils einer N-Bilanzserie ($N_{N\text{-org,substrate}}$) während der Kompostierung in schematisierter Form).

(2) N-Zugaben während der Kompostierung - $N_{N\text{-additive};p+0,1}$

Alle N-Zugaben ($N_{N\text{-additive};p+0,1}$) während der Kompostierung werden in Anlage IIb aufgeführt. Bei 3 Versuchsreihen erfolgten während eines Umsetztermines erhöhte $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Zugaben, welche das Bezugsniveau der N-Bilanzserie um 15 und 35 % $\text{N}_{\text{total}-0}$ anhoben (*R9c*, *R8c*, beide am 85. Tag; *R6b* am 35. Tag). Diese N-Zugaben sind in den N-Bilanzserien (Anlage VIIa-h) jeweils an einem deutlichen Sprung zu erkennen.

Bei der Versuchsreihe *R4d* erfolgte die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Zugabe kontinuierlich ab dem 84. bis zum 133. Tag und betrug insgesamt 12 % $\text{N}_{\text{total-0}}$.

Aufgrund der N-Zugaben wurden diese N-Bilanzserien jeweils in 2 separate Bilanzserienabschnitte unterteilt.

(3) Minimaler, maximaler N_{org} -Anteil - $N_{N\text{-org,substrate};\text{min}}$, $N_{N\text{-org,substrate};\text{max}}$

Die Zeitpunkte des Auftretens der minimalen bzw. maximalen N_{org} -Anteile ($N_{N\text{-org,substrate};\text{min}}$, $N_{N\text{-org,substrate};\text{max}}$) in einer N-Bilanzserie wurden mit t_{min} bzw. t_{max} bezeichnet (Abb. 4-11 a-d). Die jeweiligen Kenndaten wurden für jede Versuchsreihe in Anlage VIIIc zusammengestellt. Aufgrund der „Probenahme und analytisch bedingten Abweichung“ lagen die bei den Versuchsreihen ermittelten Maxima bzw. Minima häufig nicht am Anfang bzw. am Ende einer N-Bilanzserie, sondern in dem in Abb. 4-12 angegebenen Bereich. Der maximale N_{org} -Anteil ($N_{N\text{-org,substrate};\text{max}}$) wurde im Allgemeinen innerhalb der ersten 2 Wochen ermittelt. Er trat nur bei 7 der Versuchsreihen (*R4a*, *R10a*, *R5c*, *R6c*, *R7c*, *R8e*, *R4i*) zu einem etwas späteren Zeitpunkt auf. Wenn N-Zugaben während der Kompostierung erfolgten (*R9c*, *R8c*, *R6b*, *R4d*) trat bei den separat beurteilten Bilanzserienabschnitten (mit Ausnahme der Versuchsreihe *R9c*) der maximale N_{org} -Anteil am Ende der betrachteten Periode auf. Der minimale N_{org} -Anteil ($N_{N\text{-org,substrate};\text{min}}$) wurde im Allgemeinen zu einem Zeitpunkt innerhalb der Endphase der Kompostierung ermittelt. Nur bei einigen Versuchsreihen mit anfänglich deutlich erhöhten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteilen (*R1j*, *R2j*, *R3j*, *R1k*; Anlage II d) sowie bei den nach einer N-Zugabe separat beurteilten N-Bilanzserienabschnitten (zweiter Abschnitt: *R6b*, *R8c*, *R9c*, *R4d*) traten die minimalen N_{org} -Anteile in der Anfangsphase der Kompostierung bzw. des betrachteten Kompostierungsabschnittes auf.

(4) Veränderung des N_{org} -Anteils - $\Delta N_{N\text{-org,substrate}}$; $\Delta \dot{N}_{N\text{-org,substrate}}$

Die absolute Veränderung des N_{org} -Anteils während der Kompostierung ($\Delta N_{N\text{-org,substrate}}$) wurde nach Gl. 4-9 a unter Berücksichtigung der „Probenahme und analytisch bedingten Abweichung“ der betrachteten N-Bilanzen ($N_{N\text{-org,substrate};\text{max}}$, $N_{N\text{-org,substrate};\text{min}}$) berechnet. Hierbei wurde auf den Faktor F3 zurückgegriffen, welcher in Kap. 4.1.4.5. zur Bestimmung der Größenordnung der N_2 -Generierung eingesetzt wurde. Die dort getroffenen Annahmen zur näherungsweisen Bestimmung der zu berücksichtigenden „Probenahme und analytisch bedingten Abweichung“ haben auch für diesen Anwendungsfall Gültigkeit, da die „Probenahme und analytisch bedingte

Unsicherheit (u_{z2})“ einer N-Bilanz im wesentlichen durch den N_{org} -Anteil bestimmt wird (Kap. Tab. 4-4; Kap. 4.1.4.2.). Weiterführend wurde nach Gl. 4-9 b die absolute Veränderung des N_{org} -Anteiles ($\Delta N_{N\text{-org},\text{substrate}}$) bezogen auf den initialen N_{org} -Anteil ($N_{N\text{-org},\text{substrate};0}$) angegeben.

$$\Delta N_{N\text{-org},\text{substrate}} \quad [\text{in } \% \quad N_{\text{total}} - 0] = N_{N\text{-org},\text{substrate};\text{min}} - N_{N\text{-org},\text{substrate};\text{max}} - F3 \quad \text{Gl. 4-9 a}$$

mit: $F3 \quad [\text{in } \% \quad N_{\text{total}} - 0] = 20$

$$\Delta N_{N\text{-org},\text{substrate}} \quad [\text{in } \% \quad N_{N\text{-org}} - 0] = \frac{100\% \cdot \Delta N_{N\text{-org},\text{substrate}}}{N_{N\text{-org},\text{substrate};0}} \quad \text{Gl. 4-9 b}$$

Die wesentliche Abnahme des N_{org} -Anteils ($-\Delta N_{N\text{-org},\text{substrate}}$) fand innerhalb eines bestimmten Zeitraumes (t_{linear}) statt und zeigte innerhalb dieses Zeitraumes eine annähernd linear abnehmende Tendenz (Abb. 4-12). Nach einer N-Zugabe fanden auch Zunahmen des N_{org} -Anteils ($+\Delta N_{N\text{-org},\text{substrate}}$) statt. Die N_{org} -Abbau- bzw. -Immobilisierungsrate ($-\Delta \dot{N}_{N\text{-org},\text{substrate}}$, $+\Delta \dot{N}_{N\text{-org},\text{substrate}}$) im linearen Ab- bzw. Zunahmebereich (t_{linear}) einer N-Bilanzserie wurde nach Gl. 4-10 ermittelt. Für N_{org} -Anteile, die während der Kompostierung nahezu konstant verliefen ($CL_{\text{balance}}=0$), wurde $\Delta \dot{N}_{N\text{-org},\text{substrate}} = 0$ gesetzt. Bei allen anderen N-Bilanztypen ($CL_{\text{balance}} = 1, 2, 3, 4$) wurde der Zeitraum der linearen Abnahme (t_{linear}) aus den in Anlagen VIIa-h dargestellten N-Bilanzserien abgelesen.

$$\Delta \dot{N}_{N\text{-org},\text{substrate}} \quad [\text{in } \% \quad N_{\text{org}} - 0/\text{d}] = \frac{\Delta N_{N\text{-org},\text{substrate}}}{t_{\text{linear}}} \quad \text{Gl. 4-10}$$

Die in diesem Abschnitt behandelten Kennparameter wurden für jede Versuchsreihe in Anlage VIIc dokumentiert.

4.1.5.3. Charakteristik der Grundtypen

Von den 53 Versuchsreihen konnten 5 ($R3k$, $R4i$, $R1j$, $R2j$, $R3j$) aufgrund einer zu geringen Anzahl von N-Einzelbilanzen bzw. großer Unterschiede zwischen benachbarten N-Bilanzen ($N_{N\text{-total},\text{balance};p}$) nicht beurteilt werden. 4 Versuchsreihen ($R4d$, $R6b$, $R8c$, $R9c$) wurden jeweils in 2 separat beurteilte Bilanzabschnitte unterteilt. Der erste Bilanzabschnitt der Versuchsreihe $R6b$ konnte jedoch aufgrund großer Unterschiede zwischen benachbarten N-Bilanzen ($N_{N\text{-total},\text{balance};p}$) ebenfalls nicht beurteilt werden. Somit standen für die Typenbildung ($CL_{\text{balance}} = 0, 1, 2, 3, 4$;

Kap. 3.5.1.) 44 komplette N-Bilanzserien und 7 Bilanzserienabschnitte zur Verfügung. Eine versuchsreihenbezogene Dokumentation der Grundtypen ($CL_{balance}$) erfolgt in Anlage VIIIc. Die N_{org} -Verläufe können zudem in den Anlagen VIIa-h verfolgt werden. In Tab. 4-6 ist eine Zusammenfassung dieser Dokumentationen zu finden.

Tab. 4-6: Grundtypen von N-Bilanzserien ($CL_{balance} = 0, 1, 2, 3, 4$) mit wesentlichen Kennparametern sowie wesentlichen Substrateigenschaften: Anzahl der N-Bilanzserien bzw. Bilanzserienabschnitte (n), Veränderung des N_{org} -Anteils ($\pm \Delta N_{N-org, substrate}$), N_{org} -Abbau- bzw. -Immobilisierungsrate im linearen Bereich der N_{org} -Veränderung ($\pm \Delta \dot{N}_{N-org, substrate}$); initialer N_{org} -Gehalt ($c_{N-org,0}$) des Substrates; ermittelt für 51 N-Bilanzserien bzw. Bilanzserienabschnitte.

CL	n		$\Delta N_{N-org, substrate}$		$\Delta \dot{N}_{N-org, substrate}$ ³	$c_{N-org,0}$ ³	CL_{sub} ²
<i>balance</i>		%	% $N_{total}-0$	% $N_{org}-0$ ¹	% $N_{N-org}-0/d$	% $dm-0$	
0	6	11,8	0	0	0	1,0 – 1,3 – 1,8	0,1
1	9	17,6	-5 – -23	-5 – -25	-0,1 – -0,9 – -2,2	0,4 – 1,3 – 2,6	0,1,(2) ⁴
2	11	21,6	-27 – -54	-27 – -55	-0,7 – -0,8 – -2,0	1,2 – 1,8 – 2,7	4
3	21	41,2	-20 – -64	-31 – -64	-0,4 – -1,2 – -2,9	0,4 – 1,5 – 3,3	1,2
4	4	7,8	(+) – +5	(+) – +5	(+) – +0,23	-	-

1 zur Klassifizierung der Grundtypen herangezogen

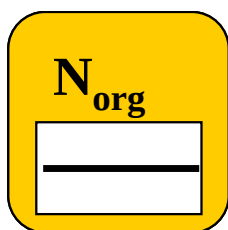
2 hier betrug die Anzahl (n) der ausgewerteten Versuchsreihen nur 2, 4, 10 bzw. 12

3 Spannweite mit Mittelwerten

4 wäre bei längerer Kompostierungsdauer vermutlich $CL_{balance} = 3$ zugeordnet worden.

In einigen Fällen wurden keine signifikanten Änderungen des Verlaufes des N_{org} -Anteils innerhalb einer N-Bilanzserie festgestellt ($CL_{balance} = 0$; z.B. Abb. 4-11 a, Kap. 4.1.5.1.). Die Mehrzahl der beurteilten N-Bilanzserien bzw. Bilanzserienabschnitte zeigte jedoch eine Abnahme des N_{org} -Anteils ($-\Delta N_{N-org, substrate}$) innerhalb der betrachteten Kompostierungsperiode, welche bis maximal -64 % $N_{org}-0$ ($R4k$) reichen konnte. Die Größenordnungen der N_{org} -Abnahme wurde als wesentliches Klassifizierungsmerkmal herangezogen. Je nach Größenordnung der Abnahme wurden die Versuchsreihen den Grundtypen $CL_{balance} = 1, 2$ bzw. 3 zugeordnet. Bei Versuchsreihen des Grundtyps $CL_{balance} = 1$ lag die Abnahme des N_{org} -Anteils zwischen 0 und -25 % $N_{org}-0$ (z.B. Abb. 4-11 b, Kap. 4.1.5.1.). Die Grundtypen $CL_{balance} = 2$ bzw. 3 wiesen beide eine höhere N_{org} -Veränderung auf. Beim Grundtyp $CL_{balance} = 2$ setzte die N_{org} -Abnahme mit deutlicher Verzögerung (z.B. Abb. 4-11 c, Kap. 4.1.5.1.), beim

Grundtyp $CL_{balance} = 3$ nahezu sofort ein (z.B. Abb. 4-11 d, Kap. 4.1.5.1.). Ein weiterer Grundtyp ($CL_{balance} = 4$; z.B. Abb. 4-11 a, Kap. 4.1.5.1.) wurde nach einer N-Zugabe während der Kompostierung erhalten. In diesen Fällen erfolgte eine N_{org} -Zunahme ($+\Delta N_{N-org,substrate}$). Die einzelnen Grundtypen werden im Folgenden näher erläutert.

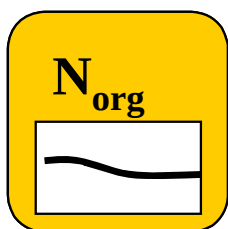


Der N_{org} -Anteil veränderte sich während der gesamten Kompostierungsperiode nicht wesentlich ($CL_{balance}=0$).

Bei insgesamt 6 (11,8 %; $R8b$, $R2c$, $R6c$, $R7c$, $R9c$ -erster Bilanzabschnitt, $R1k$; Anlagen VIIb,c,d,f) der 51 betrachteten N-Bilanzserien bzw. Bilanzserienabschnitte konnte - unter Berücksichtigung der „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheit“ - keine Veränderung des N_{org} ($\Delta N_{N-org,substrate}$; Anlage VIIIc) festgestellt werden. Bei 2 dieser Bilanzserien ($R2c$, $R9c$) lag der initiale N_{org} -Anteil über 95 % $N_{total-0}$ ($N_{N-org,substrate;0}$; Anlage VIIIc). In beiden Versuchsreihen wurden Modellabfälle mit einem besonders hohen Anteil an schwerer abbaubaren Bestandteilen verwendet (Anlage IIc). Diese Modellabfälle gehörten der Substratkategorie $CL_{sub} = 0$ bzw. 1 an (Anlage IId). Bei den anderen N-Bilanzserien kamen Substrate mit erhöhten NH_4^+/NH_3 -N-Anteilen (13-41 % $N_{total-0}$) zum Einsatz (Anlage IId, VIIIc). Dabei handelte es sich um Substrate auf der Basis von Gärreststoffen ($R6c$, $R7c$) und Hühnermist ($R1k$) sowie um einen länger gelagerten Bioabfall ($R8b$).

Für einen nahezu konstanten Verlauf des N_{org} -Anteils kann es zwei Gründe geben. Zum einen kann ein Substrat vor Kompostierungsbeginn schon so weit abgebaut worden sein, dass keine relevanten N_{org} -Anteile (Proteine) mehr für eine Ammonifikation (Kap. 2.2.2.) verfügbar waren. Dies war bei den Versuchsreihen $R6c$ und $R7c$ der Fall, welche vor Versuchsbeginn im Rahmen einer Vergärung vorbehandelt wurden. Weiterhin war die N_{org} -Ammonifikation bei den Versuchsreihen $R8b$ und $R1k$ infolge einer längeren Lagerung des Substrates in der Kompostierungsanlage bzw. der Hühnerfarm vor Kompostierungsbeginn schon sehr weit fortgeschritten. Die stattgefunden Ammonifikation war jeweils am erhöhten NH_4^+/NH_3 -N-Gehalt des Ausgangssubstrates zu erkennen ($c_{NH4-N,substrate;0} = 0,2-1,0$ % dm; Anlage IId).

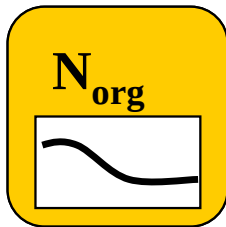
Bei den Versuchsreihen $R2c$ und $R9c$ kamen dagegen frische Substrate zum Einsatz. Es handelte sich hierbei um Modellabfälle mit hohen Gehalten an lignocellulosischen Bestandteilen (Rinde, Stroh, Holz; Anlage IIc). Für diese Fälle wurde angenommen, dass während der Kompostierung zwar eine Ammonifikation (Kap. 2.2.2.) der Modellabfallproteine erfolgte, jedoch ein Teil des generierten NH_4^+/NH_3 -N sogleich in die lignocellulosischen Bestandteile immobilisiert (Kap. 2.2.6.) wurde. Mögliche, geringe Veränderungen des N_{org} -Anteils lagen im Rahmen der „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheit“ (Tab.4-4; Kap. 4.1.4.2.).



Der N_{org} -Anteil zeigte eine eher geringe, annähernd lineare Abnahme bis ein nahezu konstanter Bereich erreicht wurde ($CL_{balance} = 1$).

Insgesamt konnte diese Tendenz bei 9 Bilanzserien bzw. Abschnitten von Bilanzserien (19,6 %, $R1i$, $R3i$, $R7i$, $R8i$, $R9i$, $R10b$, $R7b$, $R8c$ -erster Abschnitt, $R9b$; Anlagen VII c,e,f) festgestellt werden. Zu dieser Kategorie wurden alle Versuchsreihen gerechnet, deren N_{org} -Abnahme zwischen 0 und -25 % N_{org-0} ($\Delta N_{N-org, substrate}$; Anlage VIIIc) betrug. Bei den jeweiligen Substraten handelte es sich um Restabfälle, teilweise mit Grünabfallbeimischungen ($R1i$, $R3i$, $R7i$, $R8i$, $R9i$), Modellabfälle mit einem deutlich erhöhten Anteil an schwerer abbaubaren Bestandteilen ($R10b$, $R7b$, $R8c$) sowie um einen Modellabfall mit einem ausgewogenen Verhältnis zwischen leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen ($R9b$). Bei den Modellabfällen konnte der Anteil an lignocellulosischen Bestandteilen quantifiziert werden ($R10b$, $R7b$, $R8c$: Anteil an Holz, Rinde, Stroh > 50 % dm; $R9b$: Anteil an Holz = 22 % dm; Anlage IIc). Die Modellabfälle gehörten den Substrattypen $CL_{sub} = 0, 1$ bzw. 2 an (Anlage IIId). Der initiale N_{org} -Anteil lag immer über 90 % $N_{total-0}$ ($N_{N-org, substrate, 0}$; Anlage VIIIc). Die Phase der linearen Abnahme (t_{linear}) dauerte bei den Versuchsreihen $R1i$, $R3i$, $R7i$, $R8i$, $R10b$ zwischen etwa 1 und 3 Wochen, bei den Versuchsreihen $R7b$, $R8c$ - erster Abschnitt, und $R9b$ etwa 8 bis 11 Wochen, wobei bei der Versuchsreihe $R9b$ die Kompostierungsperiode beendet wurde, bevor der konstante Bereich einsetzte (Anlage VIIIc).

Die sofortige N_{org} -Abnahme zeigt an, dass eine Ammonifikation der im Abfall enthaltenen Proteine (Kap. 2.2.2.) einsetzte. Es wurde angenommen, dass der ammonifizierte N_{org} hauptsächlich den leicht abbaubaren Substratbestandteilen entstammte, da die schwerer abbaubaren Lignocellulosen N-ärmer als die leichtabbaubaren Bestandteile des Modellabfalls waren (Kap. 3.2.3.). Ein Teil des bei der Ammonifikation gebildeten NH_4^+/NH_3 -N wurde jedoch vermutlich sofort in die lignocellulosischen Bestandteile immobilisiert (Kap. 2.2.6., Kap. 4.1.4.5.). Aus diesem Grund fielen die erzielbaren N_{org} -Gesamtabnahmen vergleichsweise gering aus. Der Einfluss lignocellulosischer Bestandteile auf eine N-Immobilisierung geht indirekt auch aus den Beobachtungen verschiedener Autoren hervor, die feststellten, dass NH_3 -Austräge bei erhöhten Anteilen an lignocellulosischen Bestandteilen reduziert werden (u.a. Bishop und Godfrey, 1983; Morisaki et al. 1989; Switzenbaum et al. 1994; Anlage IXa). Wenn keine signifikanten Veränderungen des N_{org} -Anteils mehr auftreten, ist dies ein Zeichen, dass die Vorräte an ammonifizierbarem N zur Neige gegangen sind (Kap. 4.1.4.5.).

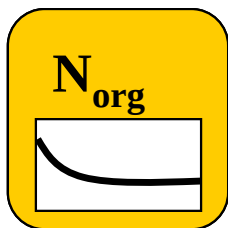


Der N_{org} -Anteil zeigte eine hohe, annähernd lineare Abnahme, die jedoch deutlich verzögert einsetzte. Sie dauerte an, bis ein nahezu konstanter Bereich erreicht wurde ($CL_{balance} = 2$).

In 11 Bilanzserien (19,6 %; $R4a$, $R5a$, $R6a$, $R7a$, $R8a$, $R9a$, $R10a$, $R3b$, $R4c$, $R5c$, $R9e$; Anlage VIIa,b,c,e) wurde eine deutliche Verzögerung beobachtet. Es wurde dennoch jeweils ein N_{org} -Abnahme bis unter -25 % N_{org-0} ($\Delta N_{N-org, substrate}$; Anlage VIIIc) erzielt. Alle verwendeten Substrate waren

Modellabfälle und hatten einen initialen N_{org} -Anteil von über 95 % $N_{total-0}$ ($N_{N-org, substrate; 0}$; Anlage VIIIc). Weiterhin wiesen sie alle einen sehr hohen Anteil an leicht abbaubaren Bestandteilen auf und gehörten daher zum Substrattyp $CL_{sub} = 4$ (Anlage II d). Die Phase der Verzögerung dauerte jeweils zwischen 3 und 6 Wochen, die Phase des linearen Abbaus zwischen 4 und 17 Wochen an (t_{linear} ; Anlage VIIIc).

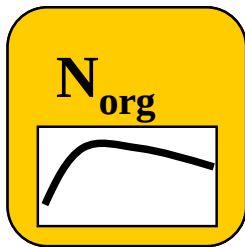
Die Ammonifikation setzte deutlich verzögert ein, obwohl in allen Ausgangssubstraten ein hoher Anteil an leicht abbaubaren und N-reichen Bestandteilen enthalten war (Anlage IIc; Kap. 3.2.3.). Die Verzögerungsphase war also keine Folge eines Proteinmangels. Die Verzögerung wurde darauf zurückgeführt, dass in der Anfangsphase der Kompostierung keine geeigneten Milieubedingungen für eine Ammonifikation vorlagen. Für Böden wird ein pH-Optimum zwischen 5 und 8 angegeben (Kap. 2.2.2). Bei den Versuchsreihen $R4c$ und $R5c$ wurden die pH-Werte zu Versuchsbeginn mit Hilfe von Kalk stark erhöht ($pH_{FE-0} = 11-12$; Anlage II d). Bei allen anderen Substraten führte der Mangel an strukturreichen Bestandteilen zu einem sehr geringen Luftporenvolumen, was den anaeroben Abbau der leicht abbaubaren Verbindungen begünstigte. Die damit in Verbindung stehende Säurebildung führte zu tendenziell eher niedrigen pH-Werten (Kap. 1.2.). In Anlage VIIIc wurden die mittleren pH-Werte (pH_0 bzw. pH_I) während der ersten beiden Abbaustufen ($CL_{deg} = 0$ bzw. 1; Kap. 3.5.1.) für alle Versuchsreihen dokumentiert. Das Ende der Verzögerungsphase und der Übergang von Abbaustufe $CL_{deg} = 0$ zu Abbaustufe $CL_{deg} = 1$ verlief annähernd zeitgleich. Bei den Versuchsreihen $R4a$, $R5a$, $R6a$, $R7a$, $R8a$, $R10a$, $R3b$, $R9e$ lagen die pH_0 -Werte zwischen 4,4 und 6,4 und die pH_I -Werte zwischen 5,9 und 7,8. Der jeweilige Anstieg (pH_{Δ} ; Anlage VIIIc) betrug zwischen 9 und 50 % und lag damit in der Tendenz deutlich höher als bei den anderen Grundtypen. Der Phasenübergang zeigte den Beginn einer verstärkten mikrobiellen Abbauproduktivität an, welche sich nicht nur auf die Mineralisation organischer Substanz sondern auch auf die Ammonifikationsprozesse bezog. Daraufhin setzte der N_{org} -Abbau verstärkt ein und folgte dem für den Grundtyp $CL_{balance} = 3$ dokumentierten Verlauf.



Der N_{org} -Anteil zeigte eine hohe, annähernd lineare Abnahme, die sofort einsetzte. Sie dauerte an, bis ein nahezu konstanter Bereich erreicht wurde ($CL_{balance}=3$).

21 Bilanzserien bzw. Abschnitte von Bilanzserien (41,2 %; $R2b$, $R4b$, $R5b$, $R3c$, $R2d$, $R4d$ -erster Abschnitt, $R5d$, $R8e$, $R6g$, $R7g$, $R2k$, $R4k$, $R5k$, $R6k$, $R7k$, $R8k$, $R1l$, $R1m$, $R2m$, $R3m$, $R4m$; Anlagen VIIb,d,e,g,h) zeigten eine sofortige N_{org} -Abnahme, die bis unter -25 % $N_{org}-0$ ($\Delta N_{N-org,substrate}$; Anlage VIIIc) reichte. Bei den verwendeten Substraten handelte es sich um die Varianten mit getrocknetem Klärschlamm ($R1l$, $R1m$, $R2m$, $R3m$, $R4m$), Varianten mit frischem Klärschlamm ($R6k$, $R8k$), einen Bioabfall ($R7g$), einer Hühnermistmischung ($R2k$), Karottenabfall ($R4k$) sowie um 3 Modellabfälle des Substrattyps $CL_{sub}=1$ ($R2b$, $R5k$, $R7k$) bzw. 8 ($R4b$, $R5b$, $R3c$, $R2d$, $R4d$, $R5d$, $R8e$, $R6g$) des Substrattyps $CL_{sub}=2$ (Anlage IId). Mit Ausnahme von 43 Versuchsreihen ($R2k$, $R2m$, $R3m$, $R4m$) lag der initiale N_{org} -Anteil bei den verwendeten Substraten über 90 % $N_{total}-0$ ($N_{N-org,substrate,0}$; Anlage VIIIc). Mit Ausnahme der Versuchsreihen $R2b$ und $R6k$ erreichten alle Versuchsreihen im Verlauf der Kompostierung den Bereich der N_{org} -Konstanz. Bei den Versuchsreihen $R2b$ und $R6k$ betrug die Versuchsdauer 9 Wochen, was in diesen Fällen für das Erreichen des konstanten Bereiches nicht ausreichte.

Bei den Versuchsreihen des Grundtyps $CL_{balance}=3$ war ein erhöhter Anteil an leicht abbaubaren Bestandteilen vorhanden. Der Häufigkeitsschwerpunkt der in der Anfangsphase ($CL_{deg}=0$) der Kompostierung erhobenen durchschnittlichen pH-Werte lag zwischen 5,9 und 7,5 (pH_0 ; Anlage VIIIc). Sie lagen damit in einem für die Ammonifikation gut geeigneten Bereich (Kap. 2.2.2.). Bei den Versuchsreihen $R3c$, $R2d$, $R5d$, $R8e$, $R7g$, $R4k$ lagen die pH_0 -Werte außerhalb dieses Bereiches, erreichten jedoch relativ schnell pH_1 -Werte zwischen 6,2 und 8,8. Die pH_1 -Werte repräsentierten die durchschnittlichen pH-Werte der Abbauphase $CL_{deg}=1$ (Kap. 3.5.1.), welche einen intensiven Substratabbau anzeigte. Das schnelle Erreichen geeigneter pH-Werte wurde auf die lockere Substratstruktur zurückgeführt, welche gute Kompostierungsbedingungen bot und damit einen schnellen pH-Anstieg ermöglichte (Kap. 1.2.). Ein intensiver Substratabbau sowie die Ammonifikation der Proteine fanden in der Phase der N_{org} -Abnahme gleichermaßen statt. Die hohe N_{org} -Abnahme ($-\Delta N_{N-org,substrate}$, Tab. 4-6) deutet darauf hin, dass die Immobilisierung des entstandenen NH_4^+/NH_3 -N im Vergleich zum Bilanztyp $CL_{sub}=1$ weniger intensiv war. Damit standen höhere NH_4^+/NH_3 -N-Anteile zum Austrag im weiteren Verlauf der Kompostierung zur Verfügung (direkt: Kap. 4.2.3.2., Kap. 4.2.5.; indirekt nach Transformation: Kap. 4.1.4.5., 4.2.4.3.). Die geringere N-Immobilisierung wurde auf den geringen Anteil an lignocellulosischen Bestandteilen im Substrat zurückgeführt (Kap. 4.1.5.4.). Der Bereich der annähernden N_{org} -Konstanz zeigte an (analog zu den Ausführungen beim Grundtyp $CL_{balance}=1$), dass der ammonifizierbare N_{org} zur Neige ging. Der im Überschuss vorhandene NH_4^+/NH_3 -N war in wesentlichen Anteilen direkt oder indirekt ausgetragen worden (Kap. 2.2.6., 4.1.4.5.).



Es erfolgte eine Zunahme des N_{org} -Anteils ($CL_{balance}=4$).

In 4 Abschnitten von N-Bilanzserien (7,8 %; *R8c*, *R9c*, *R6b*, *R4d*, jeweils zweiter Abschnitt; Anlagen VIIb,d) konnte eine Zunahme des N_{org} -Anteils ($\Delta N_{N-org,substrate}$; Anlage VIIIc) festgestellt werden. Es handelte sich hierbei um die Versuchsreihen, bei denen eine hohe NH_4^+/NH_3 -Zugabe während der Kompostierung erfolgte (15-35 % $N_{total-0}$; Kap. 4.1.5.2.). Die Zunahmeperiode nach der bei der Umsetzung erfolgten NH_4^+/NH_3 -Zugabe (*R8c*, *R9c*, *R6b*) dauerte jeweils zwischen 1 und 5 Wochen an. In der Versuchsreihe *R4d*

erfolgte die NH_4^+/NH_3 -N-Zugabe kontinuierlich. Hier konnte eine zunehmende Tendenz über die gesamte Zugabephase von 7 Wochen beobachtet werden. Diese N_{org} -Zunahme war jedoch nicht sehr stark ausgeprägt und lag innerhalb des „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheitsbereiches“.

Die N_{org} -Zunahme wurde auf die vollständige bzw. teilweise Immobilisierung (Kap. 2.2.6.) des während der Kompostierung zugegebenen NH_4^+/NH_3 -N zurückgeführt. Die N-Bilanzserien *R8c*, *R9c*, *R6b* und *R4d* zeigen, dass die Zunahme des N_{org} -Anteils mit einer Abnahme des NH_4^+/NH_3 -N einhergeht. Es wurde angenommen, dass die Immobilisierung des NH_4^+/NH_3 -N vor allem in mikrobielle Biomasse erfolgte, da zu den jeweiligen Zugabezeitpunkten die Kompostierung fortgeschritten und ammonifizierbare Verbindungen weitestgehend verbraucht waren. Die NH_4^+/NH_3 -N-Zufuhr konnte ein Mikroorganismenwachstum erneut initiieren. Die Plausibilität dieser Aussage kann wie folgt begründet werden: Unter der Annahme, dass der verbrauchte NH_4^+/NH_3 -N zur Bildung von bakterieller Biomasse genutzt wird, würde die Biomasseproduktion etwa 6-7 mg/g dm^1 betragen. Der in bakterielle Biomasse immobilisierte N-Anteil würde zwischen 430 und 550 $\mu g/g$ dm liegen¹. Dieser Anteil liegt nach den Angaben in Kap. 2.2.6. (Abschnitt 1) in einem plausiblen Bereich. Die N-Immobilisierung in mikrobielle Biomasse wird jedoch überwiegend als kurzfristig eingeschätzt, da sie zu einem hohen Anteil in leicht abbaubare N-Verbindungen (Proteine, Aminosäuren) erfolgt (Tab. 2-2; Kap. 2.2.6.). Diese stehen nach dem Absterben der Mikroorganismen zur erneuten Ammonifikation zur Verfügung.

Bei einigen Versuchsreihen, die dem Grundtyp $CL_{balance}=3$ zugerechnet wurden, lagen erhöhte anorganische N-Anteile (*R2k*, *R2m*, *R3m*, *R4m*) zu Beginn der Kompostierung vor. Diese führten nicht zu einem Anstieg des N_{org} -Anteils. Das heißt, dass bei den Versuchsreihen mit erhöhten initialen NH_4^+/NH_3 -N-Gehalten (*R2k*, *R3m*;

¹ Berechnet für *R6b*, *R8b* und *R9c* unter Berücksichtigung der Zunahme des jeweiligen N_{org} -Anteils ($\Delta N_{N-org,substrate} = 2$; 5 bzw. 5 % N_{org-0}), dem zum Zeitpunkt der Zugabe vorliegenden N-Gehalt im Substrat ($C_{N-total,substrate;p} = 2,2$; 1,0 bzw. 1,1 % dm) sowie der Summenformel für bakterielle Biomasse (Tab. 2-2; Kap. 2.1.6.).

$c_{NH4-N,substrat;0} = 0,8-1,5 \text{ \% dm}$; Anlage IId) die Freisetzung von $NH_4^+/NH_3\text{-N}$ durch die Ammonifikation der Abfallproteine größer war als die Immobilisierung in die beim Substratabbau entstehende mikrobielle Biomasse. Mit anderen Worten: es lag in der Anfangsphase der Kompostierung ein Überangebot an $NH_4^+/NH_3\text{-N}$ als mikrobieller Nährstoff vor. Bei den Versuchsreihen mit erhöhten NO_3^- -N-Gehalten ($R2m$, $R4m$; $c_{NH4-N,substrat;0} = 0,6-0,7 \text{ \% dm}$; Anlage IId) wurden NO_3^- zu N_2 umgesetzt (Kap. 4.2.4.3.) und damit ebenfalls nicht immobilisiert. Auch Knicker (1993) konnte bei ihren ^{15}N -CPMAS-NMR-Untersuchungen keine NO_3^- -N-Immobilisierung bei Substraten, die mit NO_3^- angereichert waren und verschiedenen Phasen der Kompostierung entstammten, feststellen.

4.1.5.4. Einflussfaktoren und Schematisierung

Im Abschnitt 1 dieses Kapitels werden die wesentlichen Einflussgrößen erläutert, die sich auf die N_{org} -Abnahme in den N-Bilanzserien auswirkten. In Abschnitt 2 werden die Ergebnisse des Kap. 4.1.5.3. zusammengefasst und in Zusammenhang mit den Einflussgrößen in einem Modellschema dargestellt. Die Vorgänge, die zu einer N_{org} -Veränderung während der Kompostierung führten, werden erläutert. Bei den Auswertungen wird auf folgende Parameter zurückgegriffen: Zusammensetzung der Modellabfälle mit Hinsicht auf die schwerer abbaubaren Bestandteile (Anlage IId), Substratkategorie (CL_{sub} ; Anlage IId), Bilanzgrundtyp ($CL_{balance}$; Anlage VIIIc), die Gesamtveränderung des N_{org} -Anteils in einer N-Bilanzserie ($\pm \Delta N_{N-org,substrate}$; Anlage VIIIc) sowie die Abbau- bzw. Immobilisierungsrate im linearen Bereich N_{org} -Veränderung ($\pm \Delta \dot{N}_{N-org,substrate}$, t_{linear} ; Anlage VIIIc). Weiterhin wurden die in Tab. 4-7 aufgeführten Milieu- und Prozessparameter berücksichtigt.

(1) Einflüsse auf die N_{org} -Veränderung

Der Verlauf der N_{org} -Abnahme und damit der Grundtyp ($CL_{balance} = 0-4$) zeigte eine deutliche Abhängigkeit von der Art des Substrates (CL_{sub}) mit Hinsicht auf das Verhältnis von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteilen (Tab. 4-6; Kap. 4.1.5.3.). Dieser Einfluss spiegelt sich in den insgesamt erreichbaren Gesamtabnahmen des N_{org} -Anteils ($\Delta N_{N-org,substrate}$) sowie in den durchschnittlichen Abbauraten im linearen Bereich der N_{org} -Abnahme ($\Delta \dot{N}_{N-org,substrate}$; Kap. 4.1.5.2.) wider.

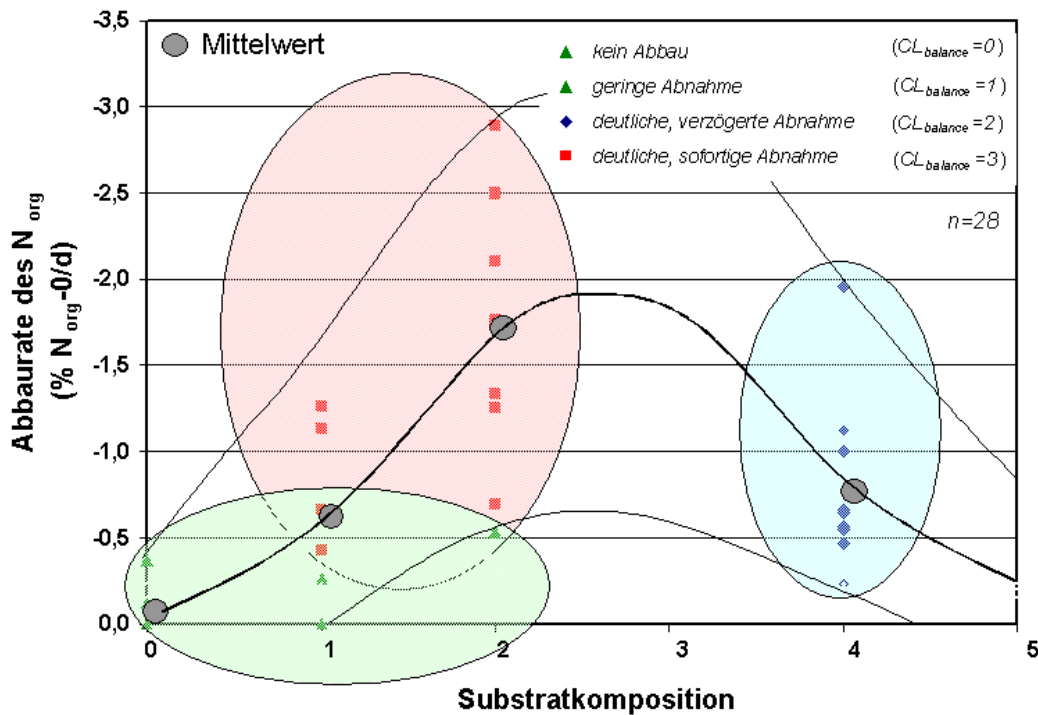


Abb. 4-13: Durchschnittlichen Abbauraten im linearen Bereich der N_{org} -Abnahme ($\Delta \dot{N}_{N-org,substrate}$) in Abhängigkeit von der Substratkomposition (CL_{sub} ; die Faktoren 0-5 bestimmen durch das Verhältnis von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteilen; Kap. 3.5.1.); ermittelt für 28 N-Bilanzserien mit Modellabfällen als Substrat; die Zuordnung zu den N-Bilanzgrundtypen ($CL_{balance} = 0, 1, 2, 3$) wurde markiert.

Abb. 4-13 zeigt, dass eine hohe Gesamt-Abnahme des N_{org} -Anteils ($\Delta N_{N-org,substrate} < -25 \% N_{N-org-0}$; $CL_{balance} = 2 - 3$) langsam ($\Delta \dot{N}_{N-org,substrate} < -1,5 \% N_{N-org}/d$) oder schnell ($\Delta \dot{N}_{N-org,substrate} < -1,5 \% N_{N-org}/d$) erreicht werden kann. Langsam erfolgt sie häufig bei erhöhten ($CL_{sub} = 1$) oder bei sehr geringen lignocellulosischen Anteilen ($CL_{sub} = 4$). Abb. 4-13 zeigt auch, dass geringe N_{org} -Abnahmen ($\Delta N_{N-org,substrate} > -25 \% N_{N-org-0}$) mit einer sehr geringen Abbauraten einhergehen und dass diese im Wesentlichen auf Substrate mit hohen bis sehr hohen Anteilen an lignocellulosischen Bestandteilen im Modellabfall ($CL_{balance} = 0 - 1$) beschränkt sind. Abb. 4-13 zeigt weiterhin eine weite Streuung der Abbauraten ($\Delta \dot{N}_{N-org,substrate}$) bei den einzelnen Substratkategorien (CL_{sub}) an. Das heißt, dass sich neben dem Verhältnis zwischen leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen noch andere Faktoren auf die Abnahme des N_{org} -Anteils auswirken müssen. Zur Auffindung der wesentlichen Einflussfaktoren wurde eine Korrelationsanalyse nach der in Kap. 3.5.3. beschriebenen

Methode durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 4-7 dokumentiert. In dieser sind auch die wesentlichen Milieufaktoren aufgezeigt, die im Bereich der linearen N_{org} -Abnahme (t_{linear}) vorlagen.

Tab. 4-7: Korrelation verschiedener Milieu- und Prozessparameter mit der durchschnittlichen N_{org} -Abbauraten ($\Delta \dot{N}_{N\text{-org,substrate}}$; in % $N_{N\text{-org}}/\text{d}$) im linearen Abnahmebereich einer N-Bilanzserie (t_{linear}): n - Anzahl der vorhandenen Daten, r_n – Korrelationskoeffizient, r^2 - Bestimmtheitsmaß, CL_{rn} - Kategorie für die Stärke der Korrelation, Si- Zuverlässigkeit der Korrelation; berücksichtigtes Signifikanzlevel $\alpha=0,05$) sowie die Spannweite der untersuchten Bereiche für die Milieu- und Prozessparameter.

Parameter	Untersuchter Bereich		Korrelation ²				
	Minimum - Maximum	0,25 - 0,75 Quantil	n	r_n	r^2	CL	Si
pH-Wert (pH_{FE})	4,1-11,5	6,6-8,0	244	-0,18	0,03	-1	+
Temperatur (T_I , °C)	12,3-76,5	30,8-60,9	269	-0,16	0,02	-1	+
O ₂ -Gehalt (c_{O_2-GAS} , Vol. %)	0,8-22,6	10,6-19,6	214	-0,03	0,00	0	-
Wassergehalt (c_{H_2O} , % fm)	23,4-93,7	52,2-62,7	269	-0,02	0,00	0	-
Organikgehalt (c_{org} , % dm)	30,7-98,1	54,7-83,3	220	-0,01	0,00	0	-
Substratkomposition (CL_{sub} , 0- >4) ¹	0-4	1-4	190	0,15	0,02	1	+
N_{org} -Gehalt ($c_{N\text{-org,substrate}}$, % dm)	0,4-4,1	1,1-2,8	247	0,20	0,04	1	+
Abbaustufe (CL_{deg} , 0-8) ³	0-5	1-2	269	0,25	0,06	2	+

1 Anteil von leicht- zu schwerer abbaubaren Bestandteilen, nur für Modellabfälle ermittelt; Kap. 3.5.1.

2 Erläuterungen zur Methodik und zu den Kenngrößen: Kap. 3.5.3.

3 Erläuterungen zur Kategoriebildung: Kap. 3.5.1.

Die in Tab. 4-7 aufgezeigten Ergebnisse lassen sich wie folgt interpretieren:

- Die Abnahme des N_{org} fand im wesentlichen in den Phasen mit dem intensivsten Substratabbau ($CL_{deg}=1$ und 2; Kap. 3.5.1.) statt. Die Bedingungen für die N_{org} -Abnahme und den allgemeinen Substratabbau sind daher eng miteinander verknüpft. Tendenziell bietet die Phasen mit etwas geringeren Temperaturen (T_I) etwas günstigere Abnahmebedingungen.
- Höhere N_{org} -Gehalte des Substrates ($c_{N\text{-org,substrate}}$) verursachten tendenziell höhere Abnahmeraten ($\Delta \dot{N}_{N\text{-org,substrate}}$). In den Phasen, in denen eine N_{org} -Abnahme auftrat, lag der N_{org} noch in höheren Anteilen in ammonifizierbarer Form und weniger in immobilisierter Form vor. Je mehr ammonifizierbarer N_{org} den Mikroorganismen zur Verfügung steht, um so schneller können sie sich vermehren, was höhere N_{org} -Abbauraten bewirkt.

- Die Abnahme des N_{org} -Anteils fand im wesentlichen im pH-Bereich zwischen 6,6 und 8,0 statt. Die höheren pH-Werte lieferten dabei tendenziell bessere Abbaubedingungen. So lagen insbesondere zwischen 7,4 und 8,0 (0,5-0,75-Quantil) gute Bedingungen für einen N_{org} -Abbau vor.
- Der Wassergehalt des Substrates (w_{H_2O}) sowie die Gaszusammensetzung (C_{O_2-GAS}) wirkten sich nicht offensichtlich auf den N_{org} -Abbau aus.

Die ermittelten Korrelationen (CL_{rn} : -1, 1, 2) sind als schwach bis sehr schwach einzuschätzen (Kap. 3.5.3.). Sie treten jedoch nicht zufallbedingt auf (SI = „+“; Kap. 3.5.3.). Insbesondere erscheint der Einfluss der Substratzusammensetzung (CL_{sub}) in Tab. 4-7 unterrepräsentiert. Das liegt daran, dass der Zusammenhang zwischen Substratzusammensetzung (CL_{sub}) und N_{org} -Abbauraten ($\Delta \dot{N}_{N-\text{org}, \text{substrate}}$) eine Funktion mit einem Maximum ist (Abb. 4-13). Derartige Funktionen können mit einem linearen Korrelationskoeffizienten nur in den Teilbereichen, die vor oder nach dem Maximum liegen, erfasst werden (Kap. 3.5.3.). Der hier betrachtete Bereich schließt jedoch das Maximum ein. Ebenso ist der Zusammenhang zwischen pH-Wert, Temperatur bzw. Abbaustufe und der N_{org} -Abbauraten ($\Delta \dot{N}_{N-\text{org}, \text{substrate}}$) auf eine Funktion mit einem Maximum zurückzuführen, sodass auch hier die „wahren“ Korrelationen höher ausfallen dürften.

Die Einflüsse der Substratkomposition auf den N_{org} -Abbau können, unter Berücksichtigung der Ausführungen von Kap. 4.1.5.3., wie folgt zusammengefasst werden:

- *Sehr hoher Anteil an schwerer abbaubaren Bestandteilen ($CL_{sub} = 0-1$):* Die langsame Veränderung des N_{org} -Anteils wurde vermutlich durch eine verstärkte Immobilisierung des Ammonifikationsproduktes NH_4^+/NH_3 in lignocellulosische Bestandteile (z.B. Holz, Stroh, Rinde) verursacht. Die geringen absoluten N_{org} -Abnahmen ($\Delta N_{N\text{org}, \text{substrate}}$) zeigen an, dass die Immobilisierung längerfristig erfolgte.
- *Ausgewogenes Verhältnis von leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen ($CL_{sub} = 2$):* Die tendenziell schnelle Veränderung des N_{org} -Anteils erfolgte vermutlich, da die poröse Substratstruktur indirekt zu sehr guten Ammonifikationsbedingungen führte: Sie ermöglichte eine gute Luftverteilung, welche wiederum den Substratabbau begünstigte; dieser ging mit einem pH-Anstieg einher (Kap. 1.2.). Die N-Immobilisierung in lignocellulosische Bestandteile ist

aufgrund des begrenzten Anteils an Lignocellulosen insgesamt als geringer einzuschätzen, was zu den hohen N_{org} -Abnahmen ($\Delta N_{N_{\text{org}}, \text{substrate}}$) führte.

- *Hoher Anteil an leicht abbaubaren Stoffen ($CL_{\text{sub}} = 4$):* Die Veränderung des N_{org} -Anteils erfolgte tendenziell eher langsam. Limitationen der Ammonifikation werden vor allem auf geringere pH-Werte zurückgeführt, welche eine indirekte Folge der kompakten Substratstruktur und der damit in Verbindung stehenden allgemeinen Limitierung des Substratabbaus waren. Die Immobilisierung in lignocellulosische Bestandteile ist gering, da Lignocellulosen nur in sehr begrenzten Anteilen vorhanden waren. Hierdurch sind die hohen N_{org} -Gesamtabnahmen ($\Delta N_{N_{\text{org}}, \text{substrate}}$) zu erklären.

(2) Schematische Zusammenfassung der N_{org} -Veränderung

Alle 5 in Kap. 4.1.5.3. vorgestellten Grundtypen ($CL_{\text{balance}} = 0-4$) lassen sich in das Modellschema von Abb. 4-14 integrieren. Das Modellschema wurde in 4 Zeitabschnitte (I-IV) untergliedert. Die Vorgeschichte eines Abfalls bestimmte entscheidend mit, in welchem Zeitabschnitt der Kompostierungsbeginn lag:

- *Frische Abfälle:* Die Abnahme des N_{org} -N-Anteils begann zum Zeitpunkt II, wenn ungeeignete Kompostierungsbedingungen vorliegen oder zum Zeitpunkt III, wenn geeignete Kompostierungsbedingungen vorliegen. Zu dieser Gruppe zählen alle in diesen Untersuchungen verwendeten Modellabfälle (Anlage IIc), da deren Bestandteile vor der Kompostierung noch keinem wesentlichen biologischen Abbau unterlagen. Frische Abfälle sind im Allgemeinen an nur sehr geringen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteilen zu erkennen.
- *Länger gelagerte oder aus anderen Gründen teilabgebaute Abfälle:* Bei derartigen Abfällen setzte der N_{org} -Abbau schon vor Kompostierungsbeginn ein. Sie können daher häufig an höheren $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteilen erkannt werden. Für derartige Abfälle gilt das Schema nach dem Zeitpunkt II bzw. III. Zu dieser Gruppe zählen z.B. der aus einem Kompostwerk bezogene Bioabfall der Versuchsreihe R7g und die Hühnermistmischung R2k. In Extremfällen kann das Modellschema auch erst nach dem Zeitpunkt IV gelten. Dies war z.B. bei den Gärreststoffmischungen (R6c, R7c), dem aus einem Kompostwerk bezogenen Bioabfall der Versuchsreihe R8b bzw. bei der Hühnermistmischung R1k der Fall. Bei diesen Substraten lag der initiale $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteil ($c_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{substrate}, 0}$) jeweils über 0,15 % dm (Anlage IId).
- *Mischungen von Abfällen, die einen hohen Anteil an relativ stabiler Organik aufweisen, mit Abfällen, die erhöhte $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteile enthalten:* Lignocellulosische Abfallbestandteile bzw. Abfälle, die im fortgeschrittenen Stadium der Kompostierung bereits eine deutliche Huminifizierung zeigen, können die in weiteren Abfallbestandteilen enthaltenen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteile

immobilisieren. Sofern diese Immobilisierungsrate höher ist als die Ammonifikationsrate, kommt es zu einem N_{org} -Anstieg und das Schema gilt ab dem Zeitpunkt *I*. Dieser Fall ist jedoch als Sonderfall zu werten. In den Untersuchungen wurde er durch deutlich erhöhte $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Zugaben während der Kompostierung erzeugt (*R8c*, *R9c*, *R6b*, *R4d*). Eine von Lashermes et al. (2007) durchgeführte Untersuchung von 273 verschiedenen unbehandelten und kompostierten organischen Substanzen zeigte, dass Substanzen, die ligninähnliche Bestandteile über 20 % ihrer organischen Trockenmasse enthielten, dem Boden zumeist N-Verbindungen entzogen. Hierbei handelte es sich um einen vergleichbaren Effekt.

Der in Abb. 4-14 dargestellte Verlauf des N_{org} -Anteil in einer N-Bilanzserie kann folgendermaßen begründet werden: Abnahmen des N_{org} -Anteils sind das Resultat von Ammonifikationsprozessen (Kap. 2.2.2.). Zunahmen sind auf eine N-Immobilisierung in ligninähnliche Substanzen und in mikrobielle Biomasse (Kap. 2.2.5.) zurückzuführen. Da keine vollständige N_{org} -Abnahme erreicht wurde, finden bei der Kompostierung beide Prozesse parallel statt. Es werden folgende Thesen aufgestellt:

- Die im frischen Abfall enthaltenen Proteine sind vollständig ammonifizierbar.
- Eine Ammonifikation ist immer mit der Bildung von mikrobieller Biomasse verbunden und damit findet auch eine N-Immobilisierung in verschiedenartige Bestandteile der Mikroorganismen statt. Diese ist teilweise kurzfristig, teilweise aber auch als mittel- bis langfristig einzuschätzen.
- $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ kann in ligninähnliche Bestandteile mittel- bis langfristig immobilisiert werden.
- Wenn sich der N_{org} -Anteil in einer N-Bilanzserie nicht wesentlich ändert, liegen Ammonifikation und N-Immobilisierung entweder in einem annähernden Gleichgewicht vor oder sie sind beide vernachlässigbar gering.

Das Modellschema von Abb. 4-14 kann auf Basis der Ergebnisse von Kap. 4.1.5.3. und 4.1.5.4. wie folgt begründet werden:

Die Phase *I-II* ist als Sonderfall zu werten, welcher nur eintritt, wenn spezielle Mischungen aus Substraten mit hohen Anteilen an Lignin bzw. ligninähnlichen Stoffen mit $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -reichen Substraten hergestellt werden.

Wenn am Anfang der Kompostierung kein N_{org} -Abbau erfolgt (Phase *II-III*), liegen ungeeignete Kompostierungs- und Ammonifikationsbedingungen vor. Dies ist zu erwarten, wenn die pH-Werte unter 6 bzw. über 10 liegen und zudem der Gehalt an Lignin bzw. ligninähnlichen Substanzen 4 % dm^{-1} unterschreitet.

¹ Ermittelt für die Modellabfälle der Substratkategorie $CL_{\text{sub}}=4$ aus der in Anlage IIc dokumentierten Substratzusammensetzung und einem Ligningehalt für Holz von 28,5 % dm^{-1} (Körner et al., 1999).

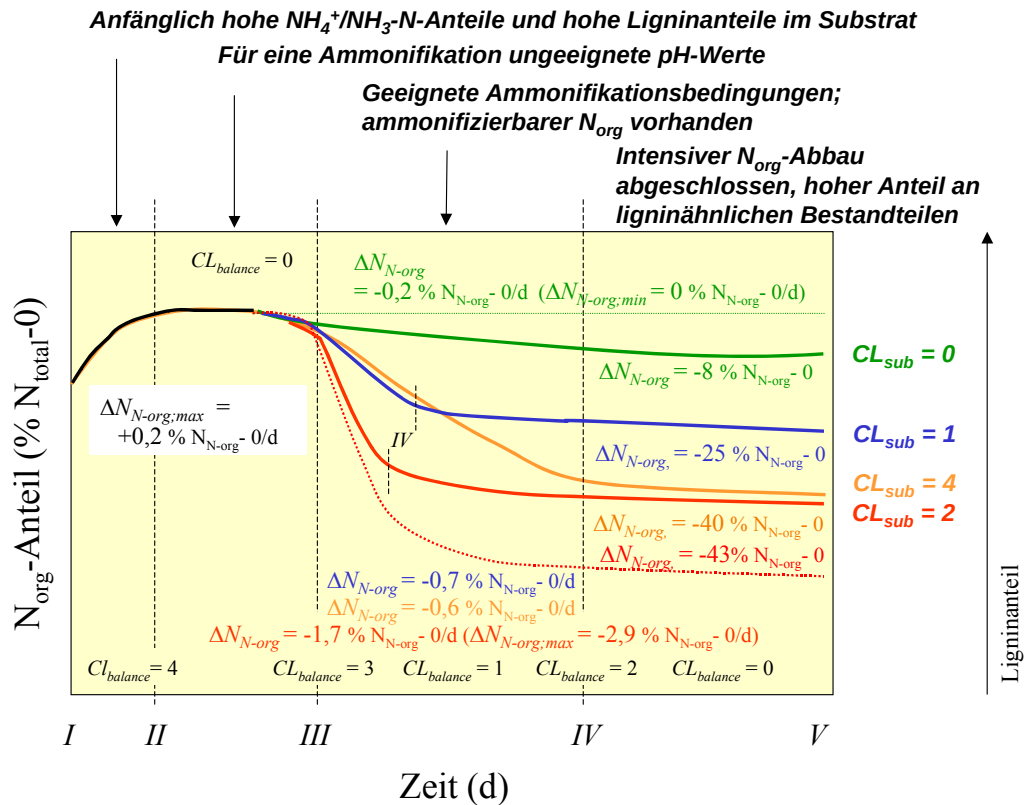


Abb. 4-14: Schematische Darstellung des Verlaufes des N_{org} -Anteils in einer N-Bilanzserie mit den verlaufsbestimmenden Einflussfaktoren: Einbindung der verschiedenen Bilanzgrundtypen (CL_{balance}) sowie der Substrattypen (CL_{sub}). Die Angaben der Abbauraten ($\Delta \dot{N}_{\text{N-org, substrate}}$) sowie des N_{org} -Gesamtabbaus ($\Delta N_{\text{N-org, substrate}}$) erfolgten als Mittelwerte für den jeweiligen Substrattyp ($CL_{\text{sub}} = 0, 1, 2, 4$). Bei der Immobilisierungsrate ($+\Delta \dot{N}_{\text{N-org, substrate}}$) wurde der ermittelte Maximalwert angegeben.

Die Phase *III-IV* spiegelt die Kompostierungsphase mit der höchsten Abbauproduktivität wider. In dieser Phase werden die in den Abfällen enthaltenen, leicht abbaubaren organischen N-Verbindungen (im wesentlichen Proteine) im Rahmen von Ammonifikationsprozessen abgebaut. Weiterhin steht ein gewisser Teil abgestorbener mikrobieller Biomasse aus vorherigen Phasen bzw. aus dem Initialsubstrat zur Verfügung. Der jeweilige mikrobielle Biomasseanteil, der Proteinen und Aminosäuren zuzurechnen ist (Tab. 2-2; Kap. 2.2.6.), kann ebenfalls ammonifiziert werden. Die Ammonifikation ist mit einer N-Immobilisierung in neue mikrobielle Biomasse sowie

in ligninähnliche Bestandteile verbunden. Je höher der Anteil an ligninähnlichen Bestandteilen ist, je weitergehender kann diese N-Immobilisierung in diese Bestandteile erfolgen. Wenn der Gehalt an ligninähnlichen Substanzen 15-20 % dm¹ überschreitet, ist nur mit einer geringen Abnahme des N_{org}-Anteils zu rechnen ($\Delta N_{Norg, substrate} > -25 \% N_{N-org-0}$). Mit dem N_{org}-Gehalt des Substrates nimmt tendenziell der Anteil an neugebildeter mikrobieller Biomasse und gleichermaßen die Abnahmerate des N_{org} ($\Delta \dot{N}_{N-org, substrate}$) zu. PH-Werte zwischen 7 und 8 unterstützen die N_{org}-Abnahme besonders.

Der NH₄⁺/NH₃-N-Anteil, der in der späteren Kompostierungsphase (Phase IV-V) durch Ammonifikationsprozesse freigesetzt und teilweise wieder immobilisiert wird, ist gering. Ggf. auftretende weitere N_{org}-Abnahmen sind in dieser Phase möglich, liegen jedoch im Bereich der „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheit“. Analog zu den vorhergehenden Ausführungen und den Ergebnissen von Lashermes et al. (2007) wird angenommen, dass die Phase einer weitgehenden Konstanz der N_{org}-Abnahme erreicht ist, wenn der Huminstoffgehalt (einschließlich Lignin, ligninähnliche Substanzen, schwer abbaubare Bestandteile mikrobieller Biomasse; Kap. 2.2.6.) 20 % dm überschreitet.

Ein weiterer, hier jedoch nicht näher ausgearbeiteter Einfluss auf die Größenordnung der N_{org}-Abnahme ist der Austrag von N-Verbindungen. N-Verbindungen, die als NH₃ bzw. N₂ mit der Abluft ausgetragen oder die mit dem Sickerwasser ausgewaschen wurden, können nicht mehr immobilisiert werden. Die Größenordnung der N-Austräge bestimmen also die insgesamt erreichbare Reduzierung des N_{org}-Anteiles im Detail mit. Wenn keine Austräge stattfänden, würden sich N-Bilanzserien der Kategorie $CL_{balance} = 2$ und 3 in N-Bilanzserien der Kategorie $CL_{balance} = 1$ verschieben, wenn der nicht ausgetragene N im Verlauf der Kompostierung langsam immobilisiert werden würde. Der Einfluss der N-Austräge auf den Verlauf des N-Anteils wird jedoch nicht als besonders groß eingeschätzt, da vor allem die Verfügbarkeit von austragsfähigen Verbindungen die N-Austräge bestimmte. Weitere Informationen zu den N-Austrägen sind den Kap. 4.2.3.2. (NH₃), 4.2.4.3. (N₂) und 4.2.5.3. (Sickerwasser-N) zu entnehmen.

¹ Ermittelt für die Modellabfälle der Substratkategorie $CL_{sub}=0$ und aus der in Anlage IIc dokumentierten Substratzusammensetzung und einem Gehalt an Lignin bzw. ligninähnlichen Substanzen für Holz von 28,5 % dm, für Stroh von 20,9 % dm, für Blätter 40,0 % dm und für Rinde von 48,5 % dm (Körner et al., 1999).

4.2. Stickstoffverbindungen und -austräge

4.2.1. Überblick

In Kapitel 4.2. werden die im Substrat enthaltenen und die ausgetragenen N-Verbindungen näher betrachtet. Dies schließt alle in Kap. 4.1.2. und 4.1.4. als bilanzrelevant herausgearbeiteten Verbindungen ein.

- Es erfolgt eine statistische Auswertung der im Substrat enthaltenen Gehalte an N_{org} (Kap. 4.2.2.1.), NH_4^+/NH_3 -N (Kap. 4.2.3.1.), NO_3^- -N (Kap. 4.2.4.1.), NO_2^- -N (Kap. 4.2.4.1.) sowie der NH_3 -Austräge mit der Abluft (Kap. 4.2.3.2.) und der N-Austräge mit dem Sickerwasser (Kap. 4.2.5.2.) für alle Bilanzierungstermine bzw. Bilanzierungsperioden ($C_{N-org,substrate;p}$, $C_{NH4-N,substrate;p}$, $C_{NO3-N,substrate;p}$, $C_{NO2-N,substrate;p}$, $C_{NH3-N,exhaust-air;p}$, $C_{N-total,leachate;p}$, $C_{NH4-N,leachate;p}$). Die Ergebnisse wurden jeweils bezogen auf die Substrattrockenmasse (in % dm) angegeben. Mit diesem Bezug können zum einen Kompostprodukte gut charakterisiert werden. Zum anderen können Emissionen durchsatzabhängig dargestellt werden; der Durchsatz an Abfallmasse ist in einer Kompostierungsanlage eine wesentliche Kenngröße. Weiterhin bietet dieser Bezug die Möglichkeit des Vergleiches der im Substrat enthaltenen und der ausgetragenen N-Verbindungen. Austräge von generiertem N_2 pro Bilanzierungsperiode wurden nicht berücksichtigt, da die indirekte Bestimmung (Kap. 4.1.4.5.) nur die näherungsweise Beurteilung der Gesamtemissionen zuließ.
- Zur Charakteristik des gesamten Kompostierungsprozesses wurden die Emissionen zudem als Summenparameter angegeben, wobei diese auf die Trockenmasse des Inputmaterials bezogen wurden ($\Sigma C_{NH3-N,exhaust-air}$; $\Sigma C_{N2,exhaust-air}$; $\Sigma C_{N-total,leachate}$; in % dm-0 bzw. g N / Mg dm-0). Die Charakteristik des zeitlichen Verlaufes während der Kompostierung erfolgt durch die Angabe der durchschnittlichen Austragsraten innerhalb der Bilanzierungsperioden ($\dot{C}_{NH3-N,exhaust-air;p}$, $\dot{C}_{N-total,leachate;p}$, $\dot{C}_{NH4-N,leachate;p}$; in % dm / d bzw. g N / Mg dm / d).

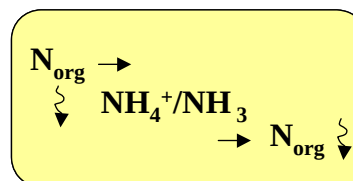
- Weitere Kenngrößen wurden zur Klärung spezieller Fragen ermittelt. Die durchschnittlichen Akkumulations- und Verbrauchsraten von NO_3^- -N und NO_2^- -N ($\pm \dot{c}_{\text{NO}_3\text{-N, substrate}; p}$, $\pm \dot{c}_{\text{NO}_2\text{-N, substrate}; p}$; in % dm / d bzw. g N / Mg dm / d) innerhalb bestimmter Bilanzierungsperioden werden in Kap. 4.2.4.2. und 4.2.4.3. dargelegt. Diese werden zur Klärung der Prozesse, die zur NO_3^- -N- und NO_2^- -N-Bildung sowie zu N_2 -Austrägen führen, herangezogen. Die in Kap. 4.2.5.1. beschriebene Sickerwasserbildung ($V_{\text{SI}}/m_{\text{wet-substrate, reactor}}$; in mL/ kg fm) wurde für die Ermittlung der N-Austräge mit dem Sickerwasser benötigt. Weiterhin wurde die Zusammensetzung der ausgewaschenen N-Verbindungen betrachtet, da diese Rückschlüsse auf den N-Haushalt bei der Kompostierung zulassen. Zu diesem Zweck wurden, neben den Gesamt-N- und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Auswaschungen, auch die mit dem Sickerwasser ausgetragenen N_{org} -, NO_3^- -N- und NO_2^- -N-Anteile bewertet ($C_{\text{N-org, leachate}; p}$, $C_{\text{NO}_3\text{-N, leachate}; p}$, $C_{\text{NO}_2\text{-N, leachate}; p}$; in % dm bzw. g N / Mg dm).

Die im Substrat enthaltenen und ausgetragenen N-Verbindungen werden weiterführend hinsichtlich ihrer Größenordnung und teilweise auch hinsichtlich ihrer zeitlichen Veränderung während der Kompostierung nach der in Kap. 3.5.1. beschriebenen Methodik kategorisiert. Die Kategorien dienen zur vereinfachten Darstellung komplexer Zusammenhänge und können als praxistaugliche Kenngrößen gewertet werden. Jede Versuchsreihe wurde einer von 6 Größenordnungskategorien zugeordnet ($CL_{\text{quantity}} = 0-5$), welche sich an den initialen bzw. maximalen Gehalten der entsprechenden N-Verbindung oder aber den kumulativen Gesamtausträgen orientiert. Weiterhin charakterisieren 4 Kategorien die zeitlichen Veränderung der N-Verbindungen ($CL_{\text{time}} = 0-3$), wobei sich an der Tendenz der Veränderung (unstetig, konstant, fallend ein Maximum enthaltend) orientiert wurde. Die Größenordnungskategorien für die NH_3 -N-Austräge in die Abluft und die Gesamt-N-Austräge mit dem Sickerwasser ($CL_{\text{quantity, NH}_3\text{-N, exhaust-air}}$, $CL_{\text{quantity, N-total, leachate}}$) sowie die Kategorien für den zeitlichen Verlauf der NH_3 -N-Austräge ($CL_{\text{time, NH}_3\text{-N, exhaust-air}}$) werden in Kap. 4.2.3.2. und 4.2.5.2. erläutert. Sie sind zudem für die 53 Versuchsreihen in Anlage VIIIb dokumentiert. Die Kategorien für die Größenordnung der im Substrat enthaltenen N-Verbindungen ($CL_{\text{quantity, N-org, substrate}}$, $CL_{\text{quantity, NH}_4\text{-N, substrate}}$, $CL_{\text{quantity, NO}_3\text{-N, substrate}}$, $CL_{\text{quantity, NO}_2\text{-N, substrate}}$) werden in den Kap. 4.2.2.1., 4.2.3.1. und 4.2.4.1. sowie für den zeitlichen Verlauf ($CL_{\text{time, N-org, substrate}}$, $CL_{\text{time, NH}_3\text{-N, substrate}}$) in den Kap. 4.2.2.1. und 4.2.3.1. erläutert. Diese werden zudem für die einzelnen Versuchsreihen in den Anlagen VIII d und e dokumentiert. Folgende weitere, in Kap. 4.2. verwendete, versuchsspezifische Kenndaten sind in den Anlagen VIII a, b, d und e zu finden:

- *Kenndaten zur Charakterisierung der NH_3 - und N_2 -Austräge in die Abluft sowie der gesamt-N-Austräge mit dem Sickerwasser (Anlage VIIa,b):* Anzahl der Bilanzierungstermine mit Detektion pro Versuchsreihe ($n_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air}}$; $n_{\text{N-total,leachate}}$); kumulative Gesamt-N-Austräge pro Versuchsreihe ($\Sigma C_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air}}$; $\Sigma C_{\text{N}_2\text{,exhaust-air}}$; $\Sigma C_{\text{N-total,leachate}}$), Maximum der durchschnittlichen N-Austragsraten pro Bilanzierungsperiode ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air;max}}$, $\dot{c}_{\text{N-total,leachate;max}}$) und Zeitpunkte ihres Auftretens ($t_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air;max}}$; $t_{\text{N-total,leachate;max}}$), durchschnittliche Austragsrate ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air;e-aerated}}$) am Ende der letzten belüfteten Phase einer Versuchsreihe ($t_{\text{e-aerated}}$) sowie kumulative Sickerwasserbildung pro Versuchsreihe ($\Sigma V_{\text{Sl}}/m_{\text{wet-substrate,reactor;0}}$).
- *Kenndaten zur Charakterisierung der N-Gehalte in den Substraten (Anlage VIII d und e):* Anzahl der Bilanzierungstermine mit Detektion pro Versuchsreihe ($n_{\text{N-org,substrate}}$, $n_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$, $n_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$, $n_{\text{NO}_2\text{-N,substrate}}$); initiale ($C_{\text{Norg,substrate;0}}$), maximale ($C_{\text{Norg,substrate;max}}$, $C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate;max}}$, $C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;max}}$, $C_{\text{NO}_2\text{-N,substrate;max}}$) und minimale ($C_{\text{Norg,substrate;min}}$, $C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate;min}}$, $C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;min}}$) N-Gehalte innerhalb einer Versuchsreihe sowie die Zeitpunkte ihres Auftretens ($t_{\text{N-org,substrate;max}}$, $t_{\text{NH}_4\text{-N,substrate;max}}$, $t_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;max}}$, $t_{\text{NO}_2\text{-N,substrate;max}}$, $t_{\text{N-org,substrate;min}}$, $t_{\text{NH}_4\text{-N,substrate;min}}$, $t_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;min}}$), durchschnittliche $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Gehalte in der Kompostierungsphase („Plateauphase“), in der sich die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Gehalte nicht mehr signifikant änderten; ($C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate;plateau}}$) und Zeitpunkt ihres Beginnes ($t_{\text{NH}_4\text{-N,substrate;plateau}}$) sowie die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Gehalte am letzten Tag der Kompostierung ($C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate;e}}$).

Die Entwicklung der verschiedenen N-Gehalte und der N-Austräge wird in den Kap. 4.2.4.1., 4.2.4.2., 4.2.4.3. und 4.2.5.3. zu allgemeingültigen Aussagen zusammengefasst. Dies beinhaltet Angaben zu den wesentlichen Einflussfaktoren, welche auf Grundlage der in Kap. 3.5.3. beschriebenen Korrelationsanalysen herausgearbeitet und gewichtet wurden. Für die NH_3 -N- und Sickerwasser-N-Austräge werden zudem Modelle vorgestellt, welche die wesentlichen Einflussfaktoren verbinden. Die Ergebnisse werden für die Gehalte an N_{org} , $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N und NO_3^- -N im Substrat sowie für die NH_3 -N-Austräge in allgemeingültigen Schemen zusammengefasst, welche die wesentlichen Kenndaten und Einflussfaktoren enthalten. Die Modelle und Schemen können genutzt werden, um die in einer Kompostierungsanlage stattfindenden N-Umsetzungen und Austräge zu erfassen und um geeignete Steuerungsmaßnahmen einzusetzen.

4.2.2. Organischer Stickstoff



4.2.2.1. Gehalte im Substrat

Organischer N kann zu Ammonium/Ammoniak mineralisiert und dieses kann wiederum in organische N-Verbindungen immobilisiert werden. Lösliche organische N-Verbindungen können auch ausgewaschen werden.

Organischer N (N_{org}) war die quantitativ wichtigste N-Komponente des Substrates zu allen Zeitpunkten der Kompostierung. Die N_{org} -Gehalte der Substrate ($c_{N-org,substrate}$) wurden nach Gln. 3-2 bzw. 3-3 (Kap. 3.4.2.2.) bestimmt. Die N_{org} -Gehalte ($c_{N-org,substrate;p}$) lagen bei allen Proben zwischen 0,4 % dm (Klärschlammischung aus der 2. Versuchswoche; R8k) und 4,1 % dm (Karottenabfall aus der 3. Versuchswoche; R4k) mit einem Häufigkeitsschwerpunkt zwischen 1,0 und 2,5 % dm (Tab. 4-8). Alle N_{org} -Gehalte lagen deutlich über der Nachweisgrenze (x_{NG}). Die ermittelten N_{org} -Gehalte können jedoch von den wahren Werten aufgrund „Probenahme und analytisch bedingter Abweichungen“ (Tab. 4-5; Kap. 4.1.4.3.) deutlich abweichen.

Tab. 4-8: Statistischer Überblick über die Detektion von N_{org} in 53 Kompostierungsversuchen: N_{org} -Gehalte im Substrat ($c_{N-org,substrate;p}$) zu den verschiedenen Bilanzierungsterminen, Anzahl der Proben und Detektionshäufigkeit sowie Nachweisgrenze (x_{NG}) und analytisch bedingte (v_{Z1}) sowie „Probenahme und analytisch bedingte Variationskoeffizienten“ (v_{Z2}).

N_{org}-Gehalt im Substrat		
Maximum		4,10
Mittelwert	% dm	1,72
Minimum		0,40
75%-Quantil		2,46
Median	% dm	1,34
25%-Quantil		1,00
Anzahl der Proben		634
Proben mit Detektion		634 (100 %)
x_{NG}	% dm	0,02
v_{Z1}	%	5
v_{Z2}	%	9-53

Im folgenden werden die N_{org} -Gehalte versuchsreihenbezogen ausgewertet. Einige Fallbeispiele für die Entwicklung der N_{org} -Gehalte im Verlauf der Kompostierung zeigt Abb. 4-17 (Kap. 4.2.3.1.). Die 53 Versuchsreihen wurden, auf Basis der im Substrat enthaltenen Initialgehalte ($C_{N\text{-org,substrate};0}$; Anlage IIId), den Größenordnungskategorien $CL_{\text{quantity},N\text{-org,substrate}} = 3, 4$ bzw. 5 (Kap. 3.5.1.) zugeordnet. Die Größenordnungskategorien und weitere versuchsreihenspezifische Kenndaten werden in der Anlage VIIId bzw. IIb dokumentiert (maximale, minimale und finale N_{org} -Gehalte während der Kompostierung: $C_{N\text{-org,substrate};\text{max}}$, $C_{N\text{-org,substrate};\text{min}}$, $C_{N\text{-org,substrate};\text{e}}$; Zeitpunkte ihres Auftretens: $t_{N\text{-org,substrate};\text{max}}$, $t_{N\text{-org,substrate};\text{min}}$, t_e). Die Größenordnungskategorien können wie folgt charakterisiert werden:



„Mäßig“ ($CL_{\text{quantity},N\text{-org,substrate}} = 3$): Diese Kategorie umfasst alle Versuchsreihen mit initialen N_{org} -Gehalten $< 1,0$ % dm. In 3 von 53 Versuchsreihen (5,7 %; R8c, R6k, R8k; Anlage IIId) wurden initiale N_{org} -Gehalte von 0,4 bis 0,6 % dm ermittelt. Hierbei handelte es sich um 2 Versuchsreihen mit Klärschlämmen (R6k, R8k; Anlage IIc) sowie um einen Modellabfall geringen Anteilen an leicht abbaubaren und N-reichen Bestandteilen (R8c Anlage IIc). Die am Ende der Kompostierung ermittelten Minimalgehalte lagen zwischen 0,5 und 1,2 % dm. Die während bzw. ebenfalls am Ende der Kompostierung vorliegenden Maximalgehalte waren identisch bzw. geringfügig höher und lagen zwischen 0,7 und 1,2 % dm (Anlage VIIIId).



„Viel“ ($CL_{\text{quantity},N\text{-org,substrate}} = 4$): In 41 Versuchsreihen (77,3 %; Anlage IIId) reichten die initialen N_{org} -Gehalte von 1,0 % dm (R3k, R9i) bis 1,9 % dm (R4a, R9a). Bei den verwendeten Substraten handelte es sich um die verschiedensten realen Abfälle sowie um Modellabfallmischungen (Anlage IIc). Die Minimalgehalte einer Versuchsreihe variierten zwischen 0,4 (R1m) und 1,9 % dm (R9a). In mehr als einem Drittel der Versuchsreihen lagen diese in der Anfangsphase der Kompostierung (vor den Maximal- N_{org} -Gehalten) vor. Die Maximalgehalte variierten zwischen 1,1 (R1i, R3k) bis 3,1 % dm (R3b). Die finalen N_{org} -Gehalte lagen zwischen 0,7 (R7k, R3c, R9c) und 2,9 % dm (R9e) (Anlage VIIIId).



„Sehr viel“ ($CL_{\text{quantity},N\text{-org,substrate}} = 5$): Diese Kategorie umfasste alle initialen N_{org} -Gehalte ab 2,0 % dm. So lagen bei 9 Versuchsreihen (17,0 %; R2k, R4k, R5a, R6a, R7a, R8a, R10a, R2b, R10b; Anlage IIId) die initialen N_{org} -Konzentrationen zwischen 2,1 (R10b) und 3,3 % dm (R4k). Hierbei handelte es sich um Hühnermistmischungen (R2k, R4k) und um Modellabfallmischungen mit hohen Tiermehlanteilen (R10a, R2b, R10) bzw. geringen Anteilen an lignocellulosischen Bestandteilen (R5a, R6a, R7a, R8a; Anlage IIc). Es wurden Minimalwerte von 1,6 (R10b) bis 2,7 % TS (R2b) und Maximalwerte von 2,2 (R10b) bis 4,0 % dm (R4k) erzielt. Die finalen N_{org} -Gehalte lagen zwischen 1,8 (R10b) und 3,9 % dm (R4k).

Die Datenverteilung innerhalb der 3 Größenordnungskategorien wird in Abb. 4-14 a-c gezeigt. Diese Abbildungen machen deutlich, dass die initialen N_{org} -Gehalte ($C_{N\text{-org,substrate};0}$) auch die erzielbaren Maximal- und Minimalgehalte ($C_{N\text{-org,substrate};\text{max}}$, $C_{N\text{-org,substrate};\text{min}}$) beeinflussen. Bei „mäßigen“ initialen N_{org} -Gehalten lagen die folgenden N_{org} -Gehalte tendenziell höher und hatten eine recht geringe Schwankungsbreite (Abb. 4-14a). Bei den Substraten mit höheren initialen N_{org} -Gehalten (Abb. 4-14 b-c) lagen dagegen die meisten, während der Kompostierung ermittelten N_{org} -Gehalte im Initialbereich. Die Schwankungsbreite wurde deutlich größer; in etwa die Hälfte der

N_{org} -Gehalte lag um 1-2 % dm ober- bzw. unterhalb des initialen N_{org} -Bereiches. Bei den Versuchsreihen der Kategorie „viel“ ($CL_{quantity,N-org,substrate} = 2$) waren die Abweichungen nach oben und bei der Kategorie „sehr viel“ ($CL_{quantity,N-org,substrate} = 3$) nach unten stärker ausgeprägt. Diese Datenverteilungen deuten eine zeitabhängige Entwicklung der Verläufe der N_{org} -Gehalte während der Kompostierung an. Für die zeitabhängige Entwicklung des N_{org} -Gehaltes wurden 4 Kategorien ($CL_{time,N-org,substrate} = 0-3$; Kap. 3.5.1.) unterschieden. 4 der 53 Versuchsreihen (7,5 %; R3k, R4k, R8k) enthielten weniger als 6 Bilanzierungstermine und wurden nicht beurteilt. Bei den verbleibenden 49 Versuchsreihen erfolgte die Beurteilung unter Berücksichtigung eines „Probenahme und analytisch bedingten Variationskoeffizienten (v_{z2})“ von 10 % (Tab. 4-5; Kap. 4.1.4.3.). Da in Abhängigkeit vom Probenotyp und von der Kompostierungsphase auch deutlich höhere Variationskoeffizienten vorliegen konnten, wurden Einzelwerte, die den Trend nicht unterstützten, nicht berücksichtigt.



„Unstetig“ ($CL_{time,N-org,substrate} = 0$): In 22 Versuchsreihen (41,5 %; Anlage VIIId) konnte kein eindeutiger Trend festgestellt werden. In 8 Versuchsreihen war dies die Folge von Zugaben während der Kompostierung: R6a, R7a, R8a, R9b, R5c (Holz) bzw. R8c, R9c, R4d, R6b (N-Zugaben). Die erhaltenen Einzelabschnitte wiesen zu wenige Daten auf, um sicher beurteilt zu werden. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Variationskoeffizienten des N_{org} -Gehaltes auch deutlich über 10 % liegen können, könnten die Versuchsreihen R9a, R2c, R5d, R9e, R6g, R3i, R3j, R5k und R6k auch der Kategorie 3 und die Versuchsreihen R3k, R4k und R1l der Kategorie 1 entsprechen. Diese Zuordnung erfolgte jedoch nicht, da der Trend aufgrund einer zu geringen Anzahl an Daten bzw. einer zu kurzen Betrachtungsperiode nicht eindeutig bestätigt werden konnte.



„Konstant“ ($CL_{time,N-org,substrate} = 1$): In 5 Versuchsreihen (9,4 %; R7b, R1i, R7i, R8i, R9i) änderten sich die N_{org} -Gehalte während der Kompostierung nicht wesentlich. Hierbei handelte es sich um Mischungen mit Restabfällen (R1i, R7i, R8i, R9i) sowie um einen strukturreichen Modellabfall der Kategorie $CL_{sub} = 0$. Die Mittelwerte der N_{org} -Gehalte lagen zwischen 1,0 und 1,1 % dm mit maximalen Abweichungen bis zu 0,2 % dm (VIIId).



„Fallend“ ($CL_{time,N-org,substrate} = 2$): In 7 Versuchsreihen (13,2 %; R4b, R2d, R2k, R1m, R2m, R3m, R4m) wurden die höchsten Werte am Beginn der Kompostierung festgestellt (Anlage VIIId). Es handelte sich hierbei um 3 Mischungen mit Klärschlamm (R1m, R2m, R3m, R4m), 2 Modellabfälle der Kategorie $CL_{sub} = 2$ (R4b, R2d) sowie einen Gärreststoff (R2k). Die initialen Maximalgehalte variierten von 1,3 (R2d) bis 3,1 % dm (R3m). Die finalen N_{org} -Gehalte lagen im Bereich von 0,7 (R2d) bis 1,8 % dm (R2k) (Anlage VIIId).



„Maximum“ ($CL_{time,N-org,substrate} = 3$): In 16 Versuchsreihen (30,2 %; Anlage VIIId) war ein maximaler N_{org} -Gehalt bzw. ein Bereich mit erhöhten N_{org} -Gehalten erkennbar. Hierbei handelte es sich um Modellabfälle (R4a, R5a, R10a, R2b, R3b, R3c, R4c, R8e, R7k) der Kategorie $CL_{sub} = 1, 2$ und 4, Bioabfälle (R8b, R7g), eine Restabfallmischung (R4i), Hühnermistmischungen (R2j, R1k) sowie um Gärreststoffmischungen (R6c, R7c). Die Maxima einer Versuchsreihe lagen zwischen 0,9 (R7k) und 3,8 % dm (R5a, R2b) und traten zwischen der 1. (R3c) und der 11. Woche (R4c) der Kompostierung auf. Die Minima lagen zwischen 0,7 (R7k) und 2,7 % dm (R2b) und traten am Anfang und/oder in einer späteren Phase der Kompostierung auf (Anlage VIIId).

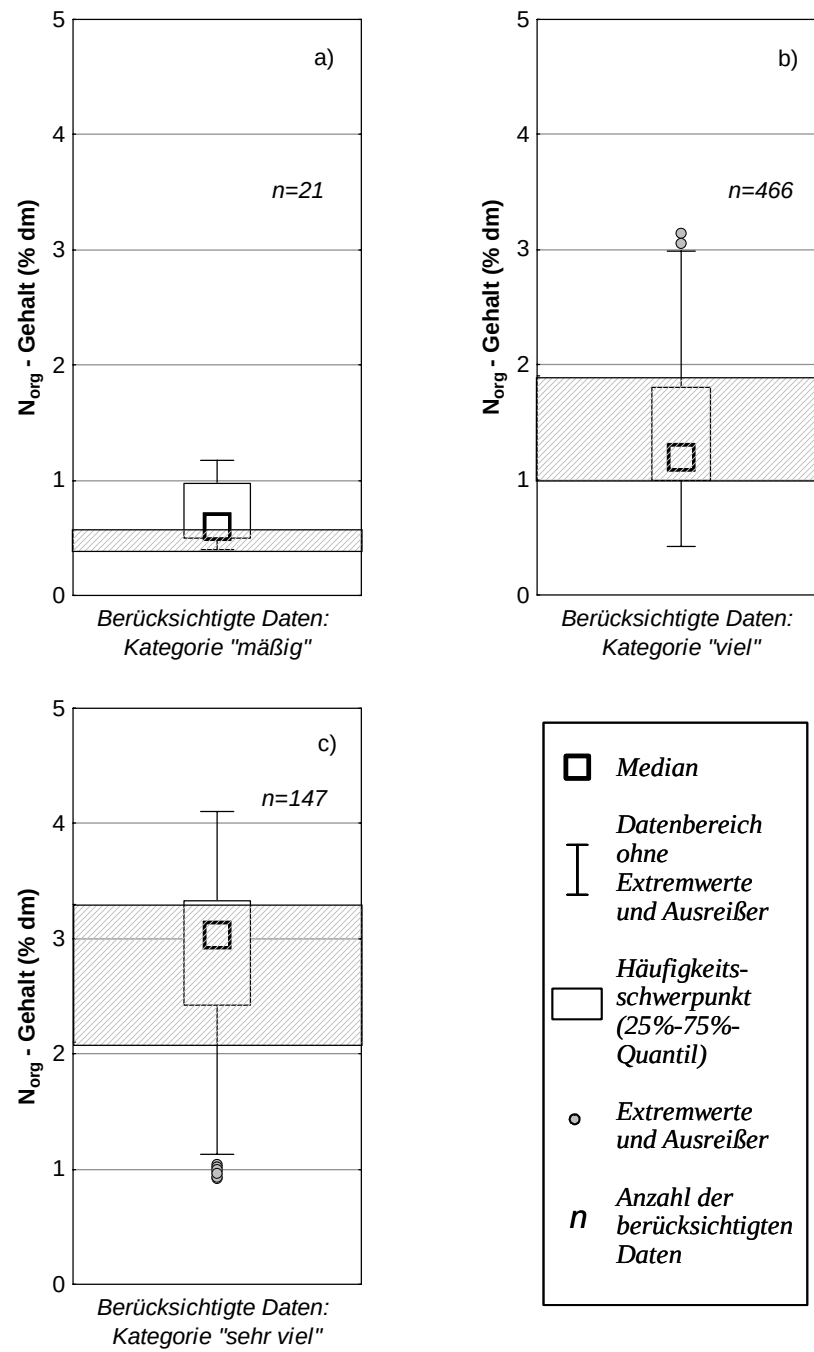


Abb. 4-14: Box-Plots der N_{org} -Gehalte der Substrate ($c_{N-org,substrate;p}$) zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung sowie der Bereich (schraffiert), in dem die initialen N_{org} -Gehalte ($c_{N-org,substrate;0}$) lagen: ermittelt für alle Daten (n) innerhalb der Größenordnungskategorien $CL_{quantity,N-org,substrate} = 3, 4$ und 5 .

- a) $CL_{quantity,N-org,substrate} = 3$; 3 Versuchsreihen
- b) $CL_{quantity,N-org,substrate} = 4$; 41 Versuchsreihen
- c) $CL_{quantity,N-org,substrate} = 5$; 9 Versuchsreihen

Für die Entwicklung der Kurvenverläufe konnten prinzipiell folgende, teilweise gegenläufige Tendenzen verantwortlich sein:

- 1) *Masseabbau*: Der Substratabbau bei der Kompostierung (Kap. 1.2.) führt zu einer relativen Anreicherung von N_{org} im Substrat. Die Folge sind steigende N_{org} -Gehalte.
- 2) *Immobilisierung*: Steigende N_{org} -Gehalte könnten auch durch eine Immobilisierung im Ausgangssubstrat enthaltener oder während der Kompostierung im Substrat angereicherter anorganischer N-Verbindungen (Tab. 4-1; Kap. 4.1.2.) erfolgen.
- 3) *Ammonifikation*: Abnehmende N_{org} -Gehalte waren eine Folge der Umsetzung organischer, ammonifizierbarer N-Verbindungen (im Wesentlichen Proteine; Kap. 2.2.2.) in NH_4^+/NH_3 .
- 4) *Auswaschung*: Abnehmende N_{org} -Gehalte könnten auch aus dem Austrag organischer N-Verbindungen mit dem Sickerwasser resultieren.

4.2.2.2. Schematisierung

In Abb. 4-14 (Kap. 4.1.5.4.) ist das aus verschiedenen Phasen (Phasen I-V) bestehende Modellschema zur Veränderung des N_{org} -Anteils innerhalb einer Serie von N-Bilanzen ($N_{N-org,substrate}$) dargestellt. Dieses widerspiegelt den Einfluss von parallel stattfindenden Ammonifikations- und Immobilisierungsprozessen: In Phasen mit konstantem N_{org} -Anteil (Phase II-III; IV-V) finden beide Prozesse in einem Gleichgewicht statt oder sie sind relativ unbedeutend. In der Phase mit abnehmendem N_{org} -Anteil (Phase III-IV) überwog die Ammonifikation, in der Phase mit zunehmenden N_{org} -Anteil (Phase I-II) die Immobilisierung. Phase I-II findet jedoch nur in Ausnahmefällen statt (z.B. NH_4^+/NH_3 -Zugaben während der Kompostierung; Mischung von Abfällen mit hohen Ligningehalten mit NH_4^+/NH_3 -reichen Abfällen; Kap. 4.1.5.4.). Weiterhin wurde der Einfluss der Austräge von löslichem N_{org} mit dem Sickerwasser als zumeist vernachlässigbar auf den Verlauf der N_{org} -Gehalte ($C_{N-org,substrate}$) eingeschätzt: Obwohl im Sickerwasser ca. zwei Drittel des N in organischer Form vorliegen (Gl. 4-20; Kap. 4.2.5.3.), sind die insgesamt ausgetragenen N_{org} -Anteile sehr gering und liegen im Bereich der „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheit ($u_{z2}[N_{N-total,balance}]$). (Tab. 4-1; Kap. 4.1.2.; Tab. 4-5; Kap. 4.1.4.3.). Der allgemeine Substratabbau ist jedoch von wesentlicher Bedeutung. Dies zeigt sich an dem hohen Anteil an Versuchsreihen, die einen maximalen N_{org} -Gehalt während der Kompostierung aufwiesen ($CL_{time,quantity} = 3$; Kap. 4.2.2.1.). Für den Verlauf des N_{org} -Gehaltes sind somit 1) die absolute N_{org} -Abnahme (Ammonifikation > Immobilisierung) und 2) die relative N_{org} -Anreicherung relevant.

Trotz der beiden gegenläufigen Tendenzen konnte ein allgemeingültiges Schema für den Verlauf der N_{org} -Gehalte während der Kompostierung erkannt werden (Abb. 4-15). Dieses widerspiegelt u.a. die in Abb. 4-17 a-e (Kap. 4.2.3.) gezeigten Fallbeispiele. Weiterhin lassen sich 3 verschiedene Grundtypen für den zeitlichen Verlauf ($CL_{\text{time},N\text{-org}} = 1, 2, 3$)¹ sowie sämtliche Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity},N\text{-org}} = 3, 4, 5$) integrieren. Dieses Schema beinhaltet ebenfalls die Phasen (II-V), die in Abb. 4-14 (Kap. 4.1.5.4.) den zeitlichen Verlauf der N_{org} -Abnahme in den N-Bilanzserien beschreiben:

Phase II-IIIa tritt nur bei ungeeigneten Ammonifikationsbedingungen (Kap. 4.1.5.4.) auf. In diesem Fall erfährt der N_{org} keine signifikante Veränderung. Der Substratmasseabbau beginnt jedoch, was zum Anstieg der N_{org} -Gehalte führt.

In Phase IIIa-IV erfolgt die wesentliche absolute N_{org} -Abnahme. Aufgrund der parallel stattfindenden Abbauprozesse für die organische Substanz konnte diese Phase weiter unterteilt werden. In Phase IIIa-IIIb steigen die N_{org} -Gehalte im Substrat, weil die relative N_{org} -Anreicherung durch Abbau organischer Substanz intensiver ist, als die absolute N_{org} -Abnahme. Die folgende Phase IIIb-IIIc ist eher kurz. Sie widerspiegelt den Zustand, in dem beide Prozesse die gleiche Bedeutung aufweisen. In Phase IIIc bis IIId verläuft der Abbau organischer Substanz abgeschwächt². Die relative N_{org} -Anreicherung ist dadurch geringer. Die abnehmenden N_{org} -Gehalte sind darauf zurückzuführen, dass die Ammonifikationsprozesse weiterhin bedeutsam sind. Die absolute N_{org} -Abnahme ist einflussreicher als die relative N_{org} -Anreicherung. In dieser Phase werden vermutlich bereits wesentliche Anteile von abgestorbener mikrobieller Biomasse ammonifiziert. In Mikroorganismen liegt N in höher konzentrierter Form vor als bei den ursprünglichen Abfallbestandteilen (Tab. 2-2, Kap. 2.1.6; Kap. 3.2.3.). Hierdurch fällt der Gesamtmasseabbau mikrobieller Substanz vergleichsweise weniger ins Gewicht als der Abbau des N_{org} der mikrobiellen Biomasse.

In Phase IV-V findet keine signifikante N_{org} -Abnahme mehr statt (Abb. 4-14; Kap. 4.1.5.4.). Ebenso ist der Abbau der im Ausgangssubstrat enthaltenen Bestandteile nahezu abgeschlossen³. Es wird zwar weiterhin mikrobielle Biomasse abgebaut und

¹ Die Kategorie $CL_{\text{time},N\text{-org},\text{substrate}} = 0$ wurde nicht berücksichtigt, da die dort berücksichtigten unstetigen Verläufe durch drastische Prozesssteuerungsmaßnahmen, wie N-Zugaben oder Zugaben von lignocellulosischen Stoffen verursacht wurden.

² Dies entspricht der Abkühlungsphase im allgemeinen Temperaturprofil einer Kompostierung (Abb. 1-2; Kap. 1.2.).

³ Diese Phase entspricht im Temperaturprofil von Abb. 1-2 (Kap. 1.2.) der Reifephase.

deren N_{org} ammonifiziert, aber diese Prozesse finden auf vergleichsweise geringem Niveau statt, so dass sie sich nicht im N_{org} -Gehalt widerspiegeln können. Der letztendlich erreichte N_{org} -Gehalt kann über oder unter den initialen N_{org} -Gehalten liegen. Abb. 4-14 b und c deuten an, dass in Kategorie $CL_{\text{quantity},N\text{-org},\text{substrate}} = 4$ eher oberhalb und in der Kategorie $CL_{\text{quantity},N\text{-org},\text{substrate}} = 5$ eher unterhalb liegt. Versuchsreihenspezifische Informationen hierzu sind in Anlage VIId zu finden.

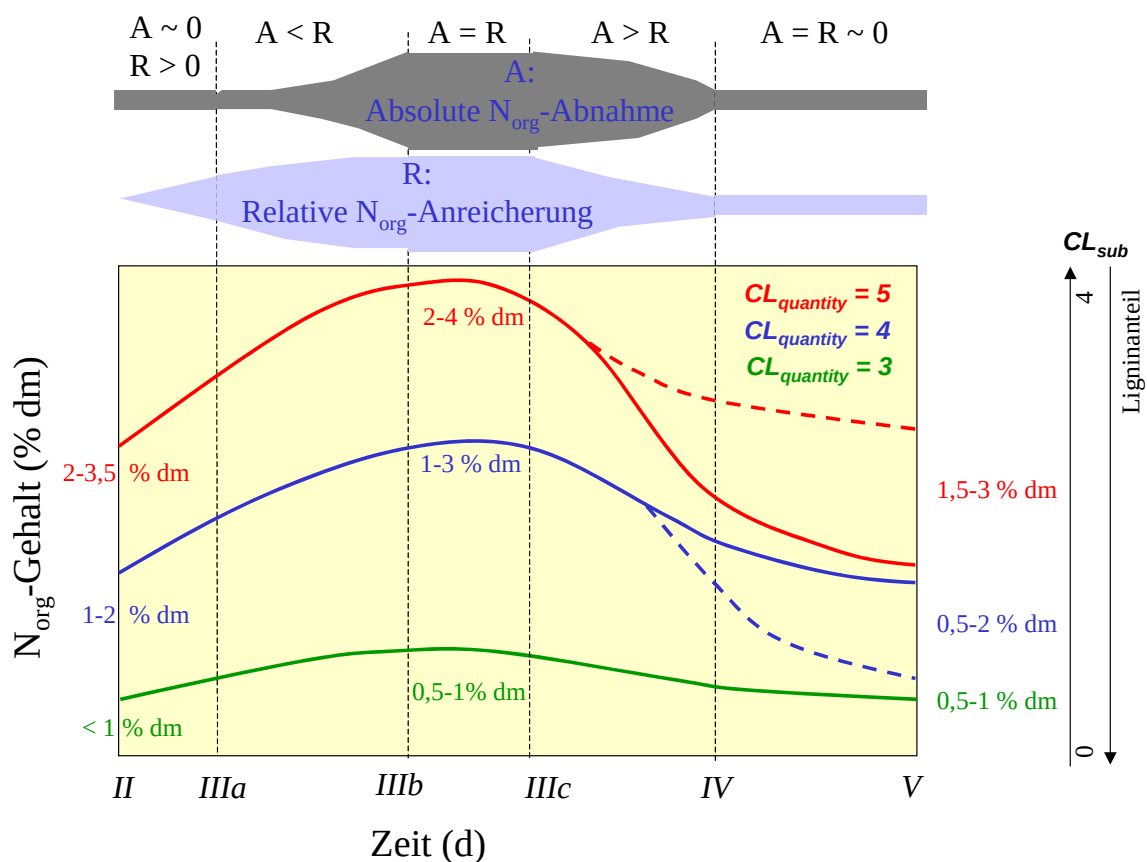
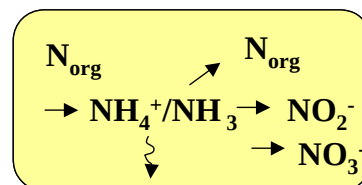


Abb. 4-15: Schematische Darstellung des Verlaufes der N_{org} -Gehalte ($C_{N\text{-org},\text{substrate}}$) in den Substraten während der Kompostierung mit wesentlichen verlaufsbestimmenden Einflussfaktoren: initialer N_{org} -Gehalt ($C_{N\text{-org},\text{substrate};0}$), auch repräsentiert durch die Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity},N\text{-org},\text{substrate}}$), Verhältnis von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteilen (CL_{sub})

Die Einflüsse auf die absolute N_{org} -Abnahme wurden bereits in Kap. 4.1.5.4. diskutiert. Die Rahmenbedingungen, die den Abbau organischer Substanz bei der Kompostierung beeinflussen, werden in Kap. 1.2. erläutert. Aus diesem Grund soll auf eine Korrelationsanalyse zur Auffindung der wesentlichen Einflussfaktoren verzichtet werden. Die bei den Untersuchungen erhobenen Daten zeigen, dass der initiale N_{org} -Gehalt des Substrates ein entscheidender Einflussfaktor war (Abb. 4-15). Weiterhin wird dem Verhältnis von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteilen (CL_{sub}) Bedeutung beigemessen. Zunächst sind die schwerer abbaubaren Bestandteile tendenziell N-ärmer (Kap. 3.2.3.) und sie neigen zudem zur Immobilisierung von N in die enthaltenen, ligninähnlichen Verbindungen (Kap. 4.1.5.4.). Weiterhin ist ihr Abbau insgesamt weniger ausgeprägt (Kap. 1.2.). Aus diesen Gründen sind bei Abfällen mit hohen Gehalten an ligninähnlichen Komponenten tendenziell eher geringe Veränderungen der N_{org} -Gehalte im Verlauf der Kompostierung zu erwarten.

Der konkrete Verlauf der N_{org} -Gehalte hängt zudem von den Milieufaktoren ab, welche den Biomasseabbau bei der Kompostierung bestimmen (Kap. 1.2.), Zudem wirken sich N-Austräge (Kap. 4.1.4.5.; Kap. 4.2.3.2.; Kap. 4.2.5.) aus. Da die insgesamt auftretenden Veränderungen der N_{org} -Gehalte während der Kompostierung nicht besonders hoch waren (Abb. 4-15) und außerdem die „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ (Tab. 4-8) recht hohe Abweichungen bei Messwerten verursacht, sind diese Faktoren als vergleichsweise weniger bedeutend einzuschätzen.

4.2.3. Ammonium und Ammoniak



4.2.3.1. Gehalte im Substrat

$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ wird durch Ammonifikation aus organischen Verbindungen gebildet. Es kann weiter über NO_2^- zu NO_3^- umgesetzt, in organische Verbindungen immobilisiert, ausgewaschen oder als NH_3 gestrippt werden.

Der Ammonium- und Ammoniak-N ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$) des Substrates ($c_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$) wurde nach Gl. 3-1 (Kap. 3.4.2.1.) bestimmt. Tab. 4-9 gibt einen statistischen Überblick über alle, bei den Untersuchungen erhobenen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte. Bei 6 % der Proben lagen die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte unterhalb der durchschnittlichen Nachweisgrenze ($\bar{x}_{\text{NG}}$)¹. Diese gingen nicht in die statistische Auswertung ein. Den Häufigkeitsschwerpunkt der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte bildete der Bereich von 0,07 bis 0,4 % dm. $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ war bei den meisten Proben der 53 Versuchsreihen die quantitativ wichtigste anorganische N-Verbindung im Substrat (Tab. 4-1; Kap. 4.1.2.). Die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte lagen jedoch immer deutlich unterhalb der N_{org} -Gehalte ($c_{\text{N-org,substrate}}$) (Tab. 4-8; Kap. 4.2.2.1.).

Tab. 4-9: Statistischer Überblick über die Detektion von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ in 53 Kompostierungsversuchen: $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat ($c_{\text{NH}_4\text{-N,substrate;p}}$) zu den verschiedenen Bilanzierungsterminen, Probenanzahl (n), Detektionshäufigkeit, durchschnittliche Nachweisgrenze ($\bar{x}_{\text{NG}}$), analytisch bedingter Variationskoeffizient (v_{Z1}).

NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N-Gehalte im Substrat			
Maximum			1,79
Mittelwert	% dm		0,31
Minimum			0,01
75%-Quantil			0,40
Median	% dm		0,17
25%-Quantil			0,07
Anzahl der Proben (n)			633
Proben mit Detektion			597 (94,3 %)
$\bar{x}_{\text{NG}}$	% dm		0,01
v_{Z1}	%		2,8

¹ Ermittelt mit Hilfe der Nachweisgrenze für $c_{\text{NH}_4\text{-N-FE}}$ (Anlage VIg) und repräsentativer Messwerte für die weiteren Variablen in Gl. 3-1 (Kap. 3.4.2.1.).

Im folgenden Abschnitt erfolgt eine versuchsreihenbezogene Bewertung der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte. 3 Versuchsreihen (5,6 %; R3k, R4k, R8k) wurden wegen einer zu geringen Datenanzahl ($n < 4$; Anlage VIIId) nicht beurteilt. Die 53 Versuchsreihen wurden in Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate}} = 2, 3, 4$; Kap. 3.5.1.) sowie in Kategorien die den zeitlichen Verlauf der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte während der Kompostierung charakterisieren ($CL_{\text{time},\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate}} = 0, 2, 3$; Kap. 3.5.1.) eingeteilt. Die bei der Auswertung verwendeten Kennzahlen wurden für jede Versuchsreihe in den Anlagen IIc, IId und VIIId dokumentiert¹.

Die Zuordnung der Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate}}$) erfolgte auf Basis der jeweiligen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Maximalgehalte ($C_{\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate};\text{max}}$) einer Versuchsreihe. Diese Maximalgehalte lagen zwischen 0,09 und 1,8 % dm. Dieser Bereich wurde aufgeteilt, um folgende 3 Größenordnungskategorien zu erzeugen:



„Signifikant“ ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate}} = 2$): In dieser Kategorie wurde die Obergrenze für die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Maximalgehalte bei 0,3 % dm gesetzt. In 19 Versuchsreihen (41,5 %; Anlage VIIId) lagen die Maximalgehalte zwischen 0,09 (R3i, R4i) und 0,29 % dm (R4c) und wurden bei 7 Versuchsreihen zu Beginn der Kompostierung, bei 4 Versuchsreihen bis zur 3. Kompostierungswoche und bei den restlichen 8 Versuchsreihen in späteren Kompostierungsphasen detektiert. Die Minimalgehalte reichten von unterhalb der durchschnittlichen Nachweisgrenze (0,01 % dm) bis hin zu 0,08 % dm (R7k). Bei 4 Versuchsreihen (R4b, R9b, R4c, R4m) wurden sie zu Beginn der Kompostierung festgestellt, bei den restlichen während oder am Ende der Kompostierung (Anlage VIIId). Die initialen N_{org} -Gehalte lagen bei allen Versuchsreihen der Kategorie „signifikant“ zwischen 0,4 (R4m) und 1,8 % dm (R7g, R9b) mit einem Häufigkeitsschwerpunkt zwischen 1,0 und 1,3 % dm (Anlage IId). Fallbeispiele werden in den Abb. 4-17 b und e gezeigt.



„Mäßig“ ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate}} = 3$): In dieser Kategorie erstrecken sich die Maximalgehalte über den Bereich von 0,3 bis 0,9 % dm, wobei in 18 Versuchsreihen (33,9 %; Anlage VIIId) Werte zwischen 0,32 (R2d) und 0,85 % dm (R9a) ermittelt wurden. Sie wurden bei 9 Versuchsreihen innerhalb der ersten 3 Wochen und bei 8 Versuchsreihen in einer späteren Phase der Kompostierung detektiert. Nur die Versuchsreihe R3m wies ihren maximalen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalt aufgrund einer N-Zugabe zu Beginn der Kompostierung auf. Die minimalen Gehalte lagen teilweise unterhalb der Nachweisgrenze (R2c, R8c), konnten aber auch Werte bis hin zu 0,29 % dm (R3m) annehmen. Sie wurden bei 10 Versuchsreihen am Anfang der Kompostierung bzw. innerhalb der ersten Kompostierungswoche ermittelt, bei den restlichen in einer späteren Kompostierungsphase (Anlage VIIId). Die initialen N_{org} -Gehalte lagen bei allen dieser Versuchsreihen zwischen 1,5 (R8c) und 2,7 % dm (R10b) mit einem Häufigkeitsschwerpunkt zwischen 1,1 und 1,5 % dm (Anlage IId).

¹ Anlage IIc: Zusammensetzung des Inputmaterialies;

Anlage IId: N_{org} -, $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -, NO_3^- -Gehalt am Anfang der Kompostierung ($C_{N\text{-org},\text{substrate};0}$, $C_{\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate};0}$, $C_{\text{NO}_3\text{-N},\text{substrate};0}$), initialer Anteil anorganischer N-Verbindungen am Gesamt-N des Substrates ($N_{N\text{-inorg},\text{substrate};0}$);

Anlage VIIId: Größenordnungskategorie ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate}}$), Verlaufskategorie ($CL_{\text{time},\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate}}$), Anzahl der pro Versuchsreihe ermittelten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte ($n_{\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate}}$), maximaler und minimaler $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalt einer Versuchsreihe ($C_{\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate};\text{max}}$, $C_{\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate};\text{min}}$), Zeitpunkt seiner Detektion ($t_{\text{NH}_4\text{-N};\text{max}}$, $t_{\text{NH}_4\text{-N};\text{min}}$), mittlerer $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte in der Plateauphase ($C_{\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate};\text{plateau}}$), Zeitpunkt des Beginnes dieser Phase ($t_{\text{NH}_4\text{-N},\text{plateau}}$), $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalt am Ende der Kompostierung ($C_{\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate};e}$).



„Viel“ ($CL_{quantity, NH_4-N, substrate} = 4$): Diese Kategorie erfasste alle maximalen NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte oberhalb von 0,9 % dm. Zu ihr gehörten 13 Versuchsreihen (24,5 %; Anlage VIIId). Die jeweiligen Maximalgehalte lagen zwischen 0,95 (R3j) und 1,8 % dm (R6a, R7a). In 2 Versuchsreihen (R1k, R2k) wurden die Maximalgehalte zu Beginn der Kompostierung ermittelt, in 3 Versuchsreihen (R1j, R2j, R3j) während der 1. bis 3. Woche, bei allen anderen 8 Versuchsreihen in einer späteren Phase. Die minimalen NH_4^+/NH_3 -Gehalte lagen zwischen 0,01 (R4a, R9a, R3b) und 0,47 % dm (R1j) und traten bei 7 Versuchsreihen am Anfang, bei 6 in der Endphase der Kompostierung auf (Anlage VIIId). Die initialen N_{org} -Gehalte lagen bei den Versuchsreihen der Kategorie „viel“ zwischen 0,6 (R4m) und 2,1 % dm (R7g, R9b) mit einem Häufigkeitsschwerpunkt zwischen 1,8 und 2,3 % dm (Anlage IId). Fallbeispiele werden in den Abb. 4-17 a, c und d gezeigt.

Fallbeispiele für Versuchsreihen mit unterschiedlichen Größenordnungskategorien werden in Abb. 4-17 a-e gezeigt. Die Abb. 4-16 a-c dokumentieren die Verteilung der NH_4^+/NH_3 -Gehalte innerhalb der 3 Größenordnungskategorien. Anhand der schraffierten Bereiche ist ersichtlich, dass die maximalen NH_4^+/NH_3 -Gehalte in den Kategorien $CL_{quantity, NH_4-N, substrate} = 3$ und 4 (Abb. 4-16 b und c) nur recht kurzzeitig erreicht wurden. Die überwiegende Mehrzahl der Daten lag deutlich unterhalb des jeweiligen Maximalbereiches. In der Kategorie $CL_{quantity, NH_4-N, substrate} = 2$ liegen dagegen initiale, maximale und minimale NH_4^+/NH_3 -Gehalte eng beieinander (Abb. 4-16 a). Weiterhin zeigen die Abb. 4-16 a-c, dass Versuchsreihen mit hohen Maximalgehalten im Durchschnitt auch deutlich höhere NH_4^+/NH_3 -Gehalte während der Kompostierung aufwiesen. So lagen die NH_4^+/NH_3 -Gehalte bei der Kategorie $CL_{quantity, NH_4-N, substrate} = 2$ am häufigsten zwischen 0,02 und 0,1 % dm, bei der Kategorie $CL_{quantity, NH_4-N, substrate} = 3$ zwischen 0,1 bis 0,3 % dm und bei der Kategorie $CL_{quantity, NH_4-N, substrate} = 4$ zwischen 0,2 bis 0,9 % dm. In allen Kategorien wurden jedoch auch Werte bis zur durchschnittlichen Nachweisgrenze ($\bar{x}_{NG} = 0,01$ % dm) detektiert. Diese niedrigen Werte lagen teilweise zu Beginn der Kompostierung, in den meisten Fällen jedoch in den späteren Kompostierungsphasen vor.

Zur Charakteristik des zeitlichen Verlaufes der NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte während der Kompostierung wurden, analog zu den Verlaufskategorien bei den N_{org} -Gehalten (Kap. 4.2.2.1.), wiederum „unstetige“ und „fallende“ Verläufe sowie Verläufe mit einem „Maximum“ beobachtet ($CL_{time, NH_4-N, substrate} = 0, 2, 3$). Fallbeispiele für die unterschiedlichen Verlaufstypen werden in den Abb. 4-17 a-e gezeigt. Bei einigen Versuchsreihen lagen einzelne Daten vor, die den jeweiligen Trend nicht unterstützen. Diese Einzelwerte wurden bei der Zuordnung nicht berücksichtigt, da sie auf „Probenahme und analytisch bedingte Abweichungen“ sowie eventuell auch auf „zufällige Abweichungen“ zurückgeführt wurden. Für die N_{org} -Gehalte wurden verschiedene „Probenahme und analytisch bedingter Variationskoeffizienten“ (v_{TKN})

experimentell bestimmt (Tab. 4-5; Kap. 4.1.3.3.). Diese Ausführungen deuten die großen Abweichungen an, welche durch die Probenahme entstehen können. Für die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Bestimmung wurde der „Probenahme und analytisch bedingte Variationskoeffizient nicht separat quantifiziert. Mögliche Quellen für zufällige Abweichungen der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte werden in den Anlagen IVa, Vb VIa und VIg dokumentiert.

Der letzte Abschnitt des Verlaufes der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gehalte war bei vielen Versuchsreihen relativ konstant. Diese Phase wurde im Folgenden als „Plateauphase“ bezeichnet. Der Beginn dieser Phase ($t_{\text{NH}_4\text{-N,plateau}}$) wurde anhand der Wendepunkte in den Kurvenverläufen ermittelt. Der mittlere $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gehalt der Plateauphase ($C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate;plateau}}$) wurde nur für Versuchsreihen berechnet, in denen mindestens 4 $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gehalte zur Verfügung standen.

Die Versuchsreihen, die zu den 3 Verlaufskategorien $CL_{\text{time,NH}_4\text{-N,substrate}} = 0, 2$ bzw. 3 gehören, werden im Folgenden charakterisiert:



Unstetig ($CL_{\text{time,NH}_4\text{-N,substrate}} = 0$): In 16 Versuchsreihen (30,2 %; Anlage VIIIId) war kein eindeutiger Trend erkennbar. Bei 3 Versuchsreihen (*R3i, R8i, R9i*) konnte keine sichere Zuordnung hinsichtlich eines fallenden Trends oder eines Trends mit einem Maximum erfolgen. Die erreichten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Maximalgehalte waren in diesen Versuchsreihen sehr gering ($<0,2$ % dm; Anlage VIIIId). Bei den verwendeten Substraten handelte es sich um Restabfallmischungen (Anlage IIc), die tendenziell eher zu hohen „Probenahme und analytisch bedingten Messabweichungen“ führen können. 13 Versuchsreihen zeigten jedoch eindeutig 2 Maxima. Der zweite Anstieg trat bei den meisten Versuchsreihen innerhalb der unbelüfteten Phase auf (*R6b, R7b, R8b, R9c, R1l, R3m, R4m*). Bei den Versuchsreihen *R5a* und *R8c* erfolgte er im Anschluss an eine unbelüftete Phase und bei Versuchsreihen *R4c* und *R2j* als Folge der Reduzierung der Belüftungsrate. Bei den Versuchsreihen *R2d* und *R3b* war die Ursache nicht eindeutig erkennbar. Fallbeispiele sind in Abb. 4-17 a, b und c aufgezeigt. In der Versuchsreihe *R6b* wurde zudem ein drittes Maximum erkannt, welches auf eine N_{org} -Zugabe zurückzuführen war.



Fallend ($CL_{\text{time,NH}_4\text{-N,substrate}} = 2$): In 8 Versuchsreihen (15,1 %; Anlage VIIIId) sanken die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte sofort oder spätestens nach 14 Tagen (*R7i*). Die in etwa dem Maximum entsprechenden Initialgehalte lagen bei 6 Versuchsreihen (*R6c, R7c, R7g, R4i, R7i, R6k*) zwischen 0,1 und 0,2 % dm und bei den 2 verbleibenden Versuchsreihen (*R1k, R2k*) zwischen 1,0 und 1,5 % dm. Bei den Versuchsreihen *R6c, R7c, R7g* und *R1k* bildete sich im Anschluss an die Abnahme ein Plateau heraus. Die mittleren $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte in dieser „Plateauphase“ lagen zwischen 0,03 und 0,11 % dm. Die Plateaubildung begann zwischen der 1. (*R6c, R7c*) und der 6. (*R7g*) Woche. Bei den Versuchsreihen *R4i, R7i, R6k* und *R2k* wäre vermutlich bei weiterer Fortführung des Versuches auch eine Plateauphase erkannt worden. Bei diesen Versuchsreihen lagen die finalen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte unterhalb der Nachweisgrenze bis hin zu 0,07 % dm (Anlage VIIIId). Da diese Werte die gleiche Größenordnung wie bei den vorhergehend genannten Versuchsreihen mit Plateauphase ist, ist vermutlich die Endphase der Kompostierung mit dem Beginn der Plateauphase identisch. Bei den Versuchsreihen der Kategorie „fallend“ war der initiale Anteil des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ am Gesamt-N (zwischen 8 und 14 bis hin zu 41 % $\text{N}_{\text{total-0}}$; Anlage IId) des Substrates deutlich erhöht. Dies deutet an, dass die verwendeten Abfälle (Gärreststoffe, gelagerte Bioabfälle, vorbehandelte Restabfallmischungen, Klärschlamm und Hühnermist; Anlage IIc, Kap. 3.2.3.) schon vor Kompostierungsbeginn deutlichen Abbauprozessen unterlagen (Kap. 4.1.5.4., Abschnitt 2). Ein Fallbeispiel für diesen Verlaufstyp wird in Abb. 4-17 e gezeigt.



Maximum ($CL_{time, NH_4-N, substrate} = 3$): In 26 Versuchsreihen (49,0 %; Anlage VIIIId) stiegen die NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte zunächst bis zu einem Maximum, das zwischen 0,16 (R7k) und 1,8 % dm (R6a) lag. Das Maximum trat zwischen der 2. (R4d, R5d) und der 10. Kompostierungswoche (R6a, R7a, R8a) auf. Im Anschluss sanken die NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte auf Werte zwischen 0,01 % dm (R2m) und 0,1 % dm (R7a). Die Plateaubildung begann bei 18 Versuchsreihen zwischen der 2. (R2j, R3j) und der 20. Woche (R1m). Die mittleren NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte in der Plateauphase lagen zwischen 0,03 (R5c) und 1,0 % dm (R7a). Ein Fallbeispiel für diesen Verlaufstyp wird in Abb. 4-17 d gezeigt. In 8 Versuchsreihen (R2b, R9b, R10a, R10b, R9e, R1j, R5k, R7k) konnten keine mittleren NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte für die Plateauphase angegeben werden, da sie entweder innerhalb des betrachteten Versuchszeitraumes zu kurz war (R2b, R9e, R1j) oder noch nicht eingesetzt hatte. Die finalen NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte lagen in dieser Gruppe zwischen 0,07 (R5k) und 1,1 % dm (R10a) (Anlage VIIIId). Bei 21 Versuchsreihen der Kategorie „Maximum“ lag der initiale Anteil des anorganischen N am Gesamt-N zwischen 0 und 8 % $N_{total-0}$ (Anlage IIId) und war damit relativ gering. Bei 2 der verbleibenden Versuchsreihen (R10a, R2m) war der anorganische N auf zugegebenes NO_3^- zurückzuführen. Nur die Versuchsreihen R1j und R3j wiesen durch den hohen initialen NH_4^+/NH_3 -N-Anteil auf einen Teilabbau des Substrates (Hühnermist; Anlage IIc) vor Kompostierungsbeginn hin.

Diese Ausführungen zum zeitlichen Verlauf können wie folgt zusammengefasst werden: In der Mehrzahl der Fälle ($CL_{time, NH_4-N, substrate} = 3$) erfolgte zunächst ein NH_4^+/NH_3 -N-Anstieg bis zu einem Maximum, dass zwischen der 2. und der 10. Kompostierungswoche auftreten konnte. Bei einigen Versuchsreihen ($CL_{time, NH_4-N, substrate} = 2$) lag das Maximum jedoch bereits zu Beginn der Kompostierung vor. Die entsprechenden Substrate unterlagen schon vor Kompostierungsbeginn einem deutlichen biologischen Abbau. Der initial vorhandene bzw. während der Kompostierung erreichte Maximalgehalt ($c_{NH_4-N, substrate; max}$) sank dann im weiteren Verlauf zunächst schnell, dann verlangsamt bis ein Plateau erkannt wurde. Der Zeitpunkt, bei dem die Plateauphase ($t_{NH_4-N; plateau}$) einsetzte, konnte zwischen der 1. und der 20. Woche liegen. Die mittleren NH_4^+/NH_3 -Gehalte ($c_{NH_4-N, substrat; plateau}$) der Plateauphase lagen zwischen 0,02 und 1,0 % dm. Wenn keine Plateauphase erkannt wurde, war das ein Zeichen, dass der Kompostierungsprozess für das Erreichen der Plateauphase zu kurz war. Der zeitliche Verlauf der NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte wurde unter Berücksichtigung wesentlicher Kenndaten in Abb. 4-24 a (Kap. 4.2.3.3.) dargestellt.

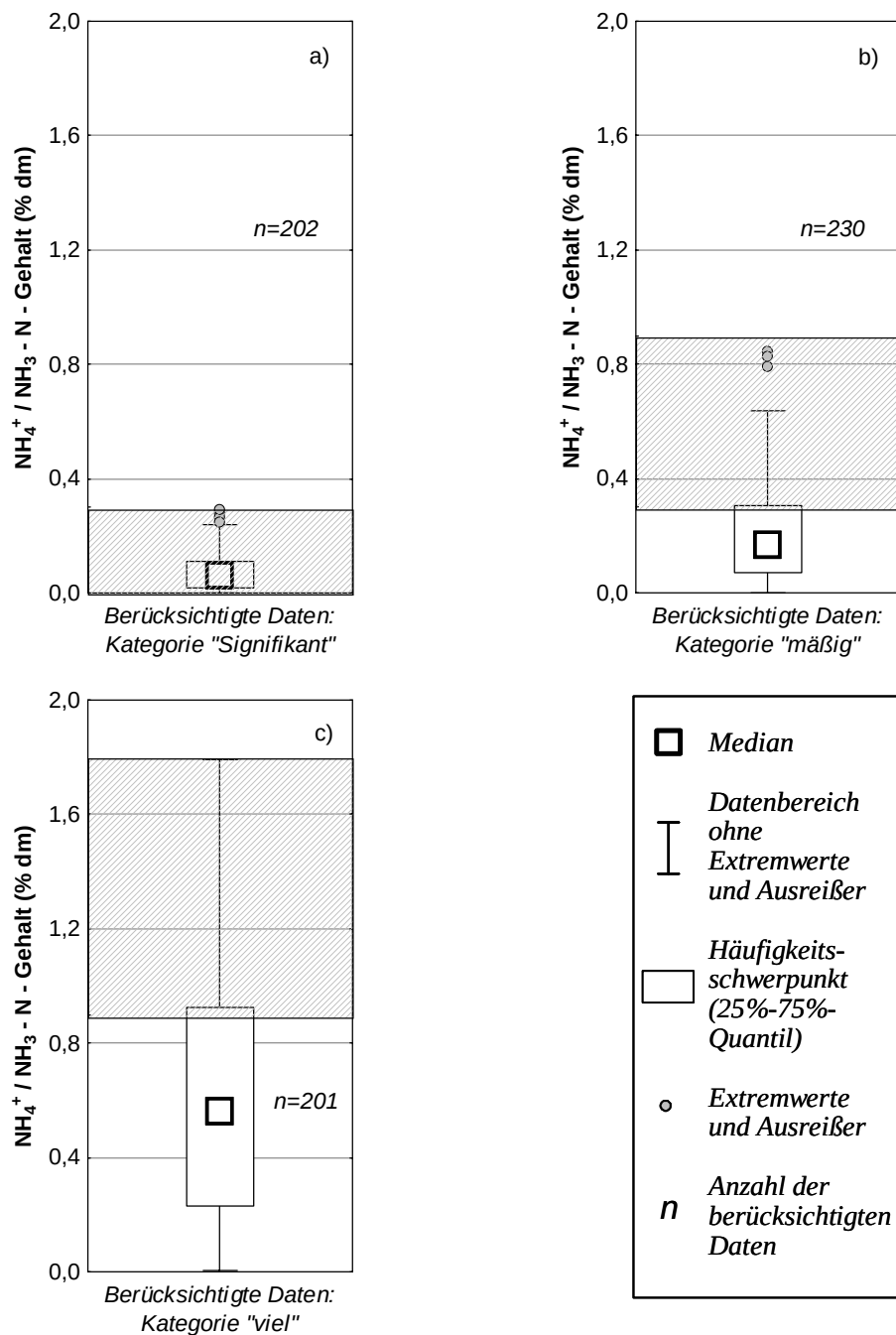


Abb. 4-16: Box-Plots der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte der Substrate ($c_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$): ermittelt für alle Daten innerhalb der 3 Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity,NH}_4\text{-N,substrate}}$); Innerhalb der schraffierten Bereiche lagen die jeweiligen, bei einer Versuchsreihe ermittelten maximalen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte.

- a) Kategorie „signifikant“ ($CL_{\text{quantity,NH}_4\text{-N,substrate}} = 2$); 16 Versuchsreihen,
- b) Kategorie „mäßig“ ($CL_{\text{quantity,NH}_4\text{-N,substrate}} = 3$); 8 Versuchsreihen,
- c) Kategorie „viel“ ($CL_{\text{quantity,NH}_4\text{-N,substrate}} = 4$); 26 Versuchsreihen.

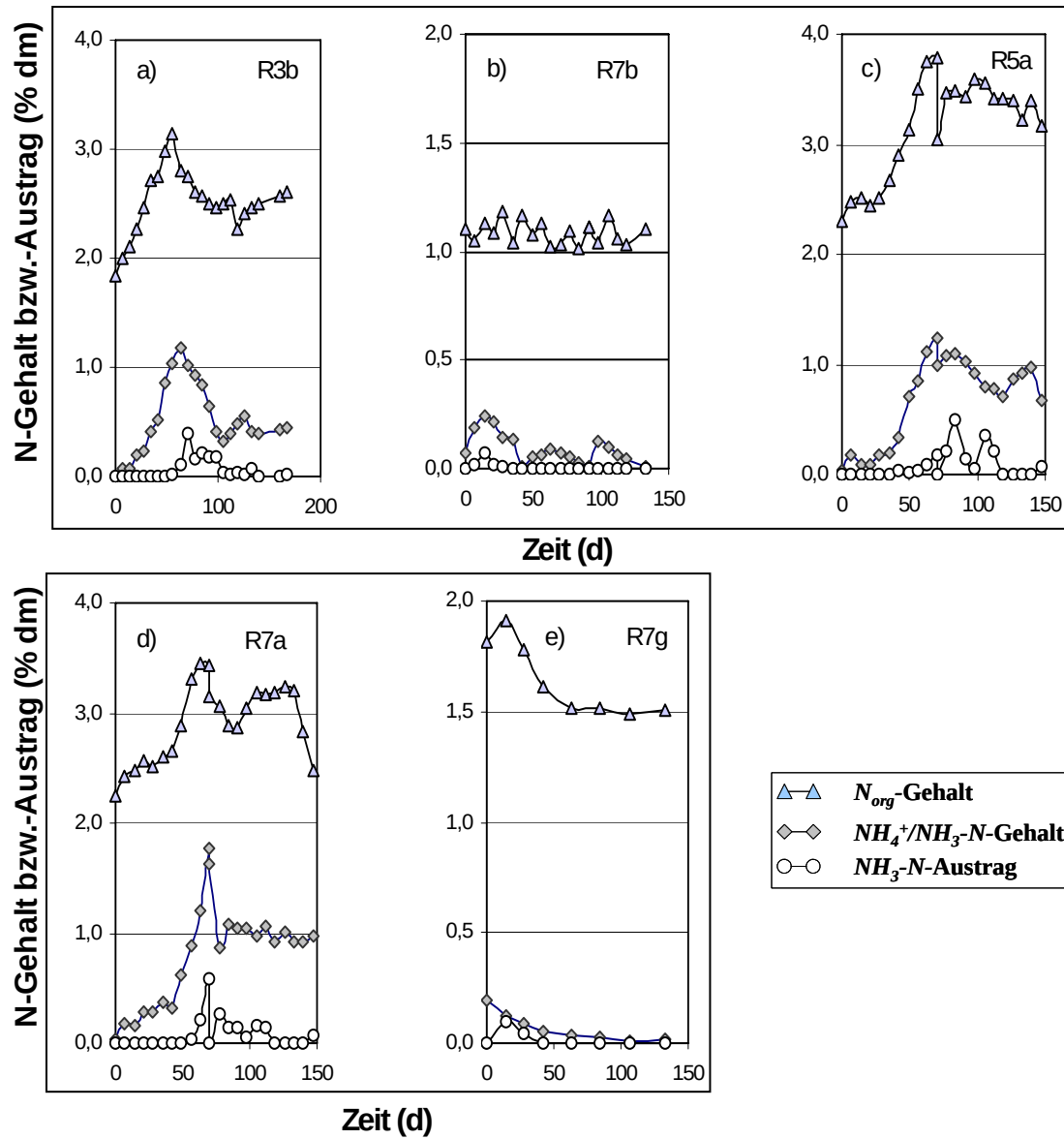
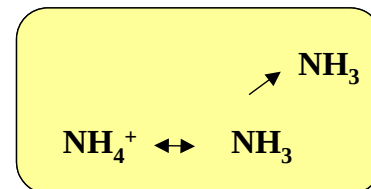


Abb. 4-17: Ausgewählte Verläufe der N_{org} - und NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte der Substrate sowie der NH_3 -N-Austräge während einer Bilanzierungsperiode: gezeigt an ausgewählten Kompostierungsversuchen.

- a) $CL_{quantity,N-org,substrate} = 4$; $CL_{time,N-org,substrate} = 3$; $CL_{quantity,NH4-N,substrate} = 4$;
 $CL_{time,NH4-N,substrate} = 0$; $CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air} = 2$; $CL_{time,NH3-N,exhaust-air} = 0$.
- b) $CL_{quantity,N-org,substrate} = 4$; $CL_{time,N-org,substrate} = 4$; $CL_{quantity,NH4-N,substrate} = 2$;
 $CL_{time,NH4-N,substrate} = 0$; $CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air} = 2$; $CL_{time,NH3-N,exhaust-air} = 3$.
- c) $CL_{quantity,N-org,substrate} = 5$; $CL_{time,N-org,substrate} = 3$; $CL_{quantity,NH4-N,substrate} = 4$;
 $CL_{time,NH4-N,substrate} = 0$; $CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air} = 3$; $CL_{time,NH3-N,exhaust-air} = 0$.
- d) $CL_{quantity,N-org,substrate} = 5$; $CL_{time,N-org,substrate} = 0$; $CL_{quantity,NH4-N,substrate} = 4$;
 $CL_{time,NH4-N,substrate} = 3$; $CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air} = 3$; $CL_{time,NH3-N,exhaust-air} = 3$.
- e) $CL_{quantity,N-org,substrate} = 4$; $CL_{time,N-org,substrate} = 3$; $CL_{quantity,NH4-N,substrate} = 2$;
 $CL_{time,NH4-N,substrate} = 2$; $CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air} = 1$.

4.2.3.2. NH_3 -Austräge in die Gasphase



Im Substrat enthaltenes $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ kann als NH_3 über die Abluft gestrippt werden. Der Stoffaustrag erfolgt über eine Belüftung oder, eingeschränkt, durch natürliche Konvektion. Er führt zu einer Neueinstellung des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gleichgewichtes im Substrat.

Ein Ammoniak-N- ($\text{NH}_3\text{-N}$) -Austrag in die Gasphase erfolgte bei allen 53 Versuchsreihen. Hierbei war jedoch nur der in den belüfteten Bilanzierungsperioden ausgetragene $\text{NH}_3\text{-N}$ von Bedeutung. Die aus dem Reaktor ausgetragene $\text{NH}_3\text{-N}$ -Masse ($m_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air},\text{reactor}}$) wurde nach Gl. 3-5 (Kap. 3.4.3.) unter Berücksichtigung der Analyseergebnisse aus den Kondenswasser- und Säurelösungsbeprobungen ermittelt. Die Größenordnung der möglichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge in unbelüfteten Phasen wurde auf Basis theoretischer Betrachtungen errechnet.

In der nachfolgenden Auswertung wurde der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrag aus dem Reaktor innerhalb einer Bilanzierungsperiode bezogen auf die Trockenmasse des jeweiligen im Reaktor befindlichen Substrates ($c_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air},p}$; in % dm¹ bzw. in g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm) angegeben. Weiterhin wurde die durchschnittliche $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsrate einer Bilanzierungsperiode ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air},p}$; in % dm/d¹ bzw. in g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm / d) unter Berücksichtigung ihrer Dauer (t_p) ermittelt. Eine statistische Zusammenfassung dieser Kenngrößen ist für belüftete und unbelüftete Kompostierungsphasen in Tab. 4-10 zu finden. Die Beispiele in Abb. 4-17 a-e (Kap. 4.2.3.2.) stellen die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge während der Kompostierung exemplarisch dar. Die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtausträge pro Versuchsreihe ($\Sigma c_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air},e}$; in % dm-0¹ bzw. in g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm-0) wurden mit Hilfe des $\text{NH}_3\text{-N}$ -Bilanzanteils am letzten Versuchstag ($N_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air},e}$; Gl. 3-15b, Kap. 3.4.4., Anlage VIIIb) und dem initialen Gesamt-N-Gehalt des Substrates ($c_{\text{N-total},\text{substrate},0}$; Anlage IIId) ermittelt. Weiterführende Darlegungen zu den $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrägen in belüfteten Phasen sind in Abschnitt (1) und in unbelüfteten Phasen in Abschnitt (2) dieses Kapitels zusammengestellt. Die Einflussfaktoren auf die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge werden in Kap. 4.2.3.3. erörtert.

¹ In den Abbildungen wurde diese Einheit verwendet, um eine direkte Vergleichbarkeit mit den, in anderen Kapiteln betrachteten Substrat-N-Gehalten (angegeben in % dm) zu ermöglichen.

Tab. 4-10: Statistischer Überblick über die Detektion von $\text{NH}_3\text{-N}$ in der Abluft in belüfteten und unbelüfteten Phasen von 53 Kompostierungsversuchen: $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge während der verschiedenen Bilanzierungsperioden ($c_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air;p}}$), durchschnittliche Austragsraten während der Bilanzierungsperioden ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air;p}}$; $\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air;non-aerated;p}}$), Anzahl (n) der untersuchten Bilanzierungsperioden, Detektionshäufigkeit, durchschnittliche Nachweisgrenzen ($\bar{x}_{\text{NG}}$), analytisch bedingter Variationskoeffizient (v_{z1}).

NH ₃ -Austräge in die Gasphase			
	Belüftete Phasen		Unbelüftete Phasen ¹
	Absoluter Austrag (g N/ Mg dm)	Austragsrate (g N/ Mg dm /d)	Austragsrate (g N/ Mg dm /d)
Maximum	1110	970	140
Mittelwert	910	110	16
Minimum	0,3	0,04	0
75%-Quantil	1240	130	12
Median	240	30	4
25%-Quantil	15	2	1
Anzahl (n) der Bilanzierungsperioden	504		113
Detektionshäufigkeit	452 (89,7 %)		-
Detektionen > $\bar{x}_{\text{NG}}$	403 (80,0 %)		-
$\bar{x}_{\text{NG}}$	0,3 g N/ Mg dm	0,04 g N/Mg dm /d	-
v_{z1}	2-11%		-

1 Theoretische Grenzwerte (Annahme: u.a. Temperatur = 80 °C; Abschnitt 2)

(1) Belüftete Phasen

Tab. 4-10 gibt einen statistischen Überblick über den $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrag in belüfteten Bilanzierungsperioden. Insgesamt wurde ein $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrag bei 90 % dieser Perioden detektiert, jedoch nur bei 80 % in signifikanten Anteilen oberhalb der durchschnittlichen Nachweisgrenze ($\bar{x}_{\text{NG}} = 0,3 \text{ g NH}_3\text{-N/ Mg dm}$)¹. Bei 10 % der Bilanzierungsperioden wurden die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge nicht ermittelt, da in diesen Bilanzierungsperioden einerseits keine Kondenswasserbildung auftrat und andererseits der Indikator in den Waschsäurelösungen keine $\text{NH}_3\text{-N}$ -Auswaschung anzeigte (Anlage Vc). In diesen

¹ Ermittelt mit Hilfe der Nachweisgrenze für $c_{\text{NH}_4\text{-N-K}}$ und $c_{\text{NH}_4\text{-N-W}}$ (Anlage VIg) und mit Hilfe repräsentativer Messwerte für die weiteren Variablen in Gl. 3-5 (Kap. 3.4.3.).

Fällen wurde die Waschsäurelösung nicht beprobt. In den Waschlösungen waren vermutlich dennoch Spuren von ausgewaschenem $\text{NH}_3\text{-N}$ enthalten, welche dann der nachfolgenden Bilanzierungsperiode zugerechnet wurden.

Aufgrund der teilweise deutlich unterschiedlichen Dauer der Bilanzierungsperioden¹ waren die absoluten $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge ($C_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};p}$) während der Bilanzierungsperioden nicht miteinander vergleichbar. Daher wurden die durchschnittlichen Austragsraten innerhalb der Bilanzierungsperioden ($\dot{C}_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};p}$) ermittelt. Ihr Häufigkeitsschwerpunkt lag zwischen 2 und 130 g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm /d (Tab. 4-10). Die maximale durchschnittliche Austragsrate ($\dot{C}_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};\text{max}}$), welche in der Versuchsreihe R6a für die Bilanzierungsperiode zwischen der 11. und der 12. Kompostierungswoche ermittelt wurde, lag bei 970 g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm /d (Anlage VIIIb). Bei Versuchsreihe R6a wurde ein relativ strukturarmes und N-reiches Substrat ($CL_{\text{sub}} = 4$; $C_{\text{N-total,substrate};0} = 2,3$ % dm; Anlagen IIc,d) verwendet, welches in der angegebenen Bilanzierungsperiode mit einer mittleren Belüftungsrate von 150 L/h (Kap. 4.1.3.2., Abschnitt 2) belüftet wurde (Anlage I Ib,c,d). Die geringste maximale Austragsrate, die innerhalb einer Versuchsreihe ermittelt wurde, betrug 20 g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm /d (Anlage VIIIb). Sie wurde bei der Versuchsreihe R7c für die Bilanzierungsperiode zwischen der 0. und der 1. Kompostierungswoche ermittelt. Auch in dieser Bilanzierungsperiode lag eine mittlere Belüftungsrate von 140 L/h (Kap. 4.1.3.2., Abschnitt 2) vor. Als Substrat wurde eine Gärreststoffmischung mit einem mittlerem initialen Gesamt-N-Gehalt ($C_{\text{N-total,substrate};0} = 1,2$ % dm) verwendet (Anlage I Ib,c,d). Diese Ergebnisse deuten bereits eine hohe Bandbreite an Einflussfaktoren auf die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge an. Die häufig in der Literatur hervorgehobene Bedeutung der Belüftung wird jedoch nicht ersichtlich (z.B. Knuth, 1970; Bishop und Godfrey, 1983; Von Rheinbaben, 1994; Hahne et al. 1996).

Im folgenden Abschnitt erfolgt eine versuchsreihenbezogene Bewertung der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge in die Abluft. Zunächst werden die kumulativen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtausträge ($\Sigma C_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};e}$) bis zum Ende eines Kompostierungsversuches beurteilt. Trotz der unterschiedlichen Kompostierungszeit konnten sie miteinander verglichen werden, da in den meisten Fällen die Hauptaustragsphasen abgeschlossen waren, bevor die Versuche endeten (Abb. 4-20). Auf Basis der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtausträge ($\Sigma C_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};e}$) wurden die Versuchsreihen in 3 Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 1, 2, 3$) eingeteilt. Weiterhin wurden 2 Verlaufskategorien ($CL_{\text{time},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 0, 3$)

¹ Häufigkeitsschwerpunkt: 6 bis 7 d; Minimum: 1d, Maximum: 154 d

unterschieden, welche den zeitlichen Verlauf der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge während der Kompostierung beschreiben. Die bei der Auswertung verwendeten Kennzahlen wurden in Anlage VIIIb dokumentiert¹.

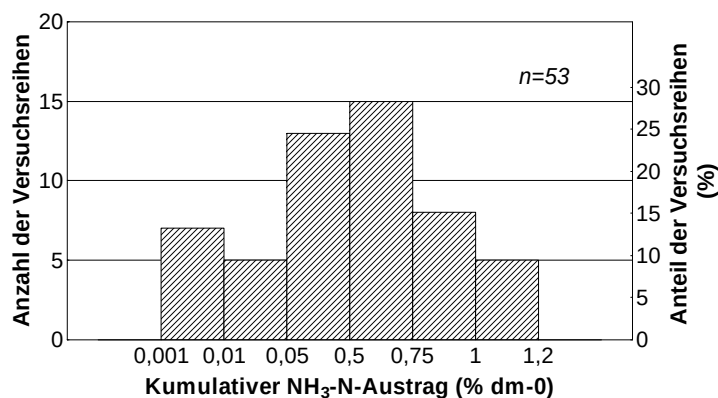


Abb. 4-18: Histogramm der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtausträge über die Abluft ($\Sigma c_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};e}$): ermittelt für 53 Kompostierungsversuche.

Die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtausträge bis zum Ende eines Kompostierungsversuches ($\Sigma c_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};e}$) konnten deutlich unterschiedliche Größenordnungen annehmen (Abb. 4-18; Anlage VIIIb).. Der mit 15 g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm-0 geringste Gesamtaustrag wurde in der Versuchsreihe *R4i* beobachtet. Bei dieser Versuchsreihe wurde eine Restabfallmischung kompostiert (Anlage IIc). Die Belüftungsraten lagen eher im unteren Bereich (Anlage IIb). Die höchsten Gesamtausträge betrugen 1120 g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm-0. Sie wurden bei den Versuchsreihen *R2b* und *R5c* festgestellt. *R2b* war ein strukturreicher Modellabfall der Substratkategorie $CL_{\text{sub}} = 1$, welcher mit 2,7 % dm einen recht hohen initialen Gesamt-N-Gehalt aufwies (Anlage IIc, d). Im Gegensatz dazu wurde bei der Versuchsreihe *R5c* ein sehr strukturarmer Modellabfall der Substratkategorie $CL_{\text{sub}} = 4$ verwendet, welcher mit 1,2 % dm einen mittleren

¹ Anlage VIIIb: Größenordnungskategorie ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}}$), Verlaufskategorie ($CL_{\text{time},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}}$), Anzahl der untersuchten Bilanzierungsperioden ($n_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}}$), kumulativer $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtaustrag pro Versuchsreihe ($\Sigma c_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};e}$), maximale durchschnittliche Austragsrate pro Versuchsreihe ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};\text{max}}$), Bilanzierungsperiode, in der sie auftrat ($t_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};\text{max}}$), durchschnittliche Austragsrate in der letzten belüfteten Phase einer Versuchsreihe ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};e\text{-aerated}}$), Bilanzierungsperiode, in der sie auftrat ($t_{e,\text{aerated}}$), Anteil an $\text{NH}_3\text{-N}$, der bezogen auf den initialen Gesamt-N ausgetragen wurde ($N_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};e}$).

initialen Gesamt-N-Gehalt aufwies (Anlage IIc, d). Beide Versuchsreihen wurden mit einer unbelüfteten Phase eingeleitet. Die weiteren Belüftungsraten waren variabel und umfassten niedrige bis mittlere und bei der Versuchsreihe R2b zudem höhere Belüftungsraten (Anlage IIb). Bei den meisten Versuchsreihen erstreckten sich die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtausträge über einen Bereich von 500 bis 7500 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$. Auf Basis der kumulativen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtausträge wurden die Versuchsreihen 3 verschiedenen Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 1, 2, 3$) zugeordnet. Diese werden im Folgenden näher charakterisiert:



„Nicht signifikant“ ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 1$): In 8 Versuchsreihen (15,1 %, R4i, R2c, R7c, R8c, R7g, R8i, R6c, R10b; Anlage VIIIb) lag die Summe des insgesamt während der Kompostierung ausgetragenen $\text{NH}_3\text{-N}$ unter 250 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$. Ein zu dieser Kategorie gehöriges Fallbeispiel ist in Abb. 4-17 e (Kap. 4.2.3.1.) gezeigt. Die geringsten Gesamtausträge lagen bei 15 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$ (R4i) und der größte Wert lag bei 125 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$ (R10b). Die maximalen durchschnittlichen Austragsraten einer Versuchsreihe lagen zwischen 20 (R4i) und 13 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm/ d}$ (R10b). Bei den zur Kompostierung verwendeten Substraten handelte es sich um Restabfall- und Gärreststoffmischungen, einen Bioabfall sowie um strukturreiche Modellabfälle der Substratkategorie $CL_{\text{sub}} = 0$ bzw. 1. Die initialen Gesamt-N-Gehalte dieser Substrate lagen zwischen 0,6 (R8c) und 2,2 % dm (R10b) (Anlagen IIc, d). Die Belüftungsraten befanden sich bei den Versuchsreihen R4i, R2c, R8i und R10b zumeist eher im niedrigen Bereich und bei den Versuchsreihen R7c, R7g, R8c und R6c eher im mittleren Bereich (Anlage IIb).



„Signifikant“ ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 2$): In 32 Versuchsreihen (60,4 %; Anlage VIIIb) lagen die kumulativen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge zwischen 250 und 7500 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$. Ein Fallbeispiel wird in Abb. 4-17 a (Kap. 4.2.3.1.) gezeigt. Der geringste $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrag in dieser Gruppe betrug 250 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$ (R3k), der höchste lag bei 7450 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$ (R2k). Die maximalen durchschnittlichen Austragsraten variierten zwischen 20 (R9i) und 675 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm/ d}$ (R10a). Bei den kompostierten Abfällen handelte es sich um Modellabfälle aller Substratkategorien ($CL_{\text{sub}} = 0, 1, 2, 4$) sowie um einen Bioabfall, um Restabfall-, Hühnermist- und Klärschlamm-mischungen sowie um einen Karottenabfall. Die initialen Gesamt-N-Gehalte dieser Substrate lagen zwischen 0,4 (R6k, R8k) und 4,1 % dm (R2k) (Anlagen IIc, d). Die Belüftungsraten lagen im niedrigen, mittleren und teilweise im hohen Bereich (Anlage IIb).



„Mäßig“ ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 3$): In 13 Versuchsreihen (24,5 %; R4a, R5a, R6a, R7a, R9a, R2b, R4b, R4c, R5c, R2d, R4d, R7k, R3m; Anlage VIIIb) lag die Summe des insgesamt während der Kompostierung ausgetragenen $\text{NH}_3\text{-N}$ über 7500 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$. 2 Fallbeispiele sind in Abb. 4-17 c und d (Kap. 4.2.3.1.) dargestellt. Der geringste $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtaustrag betrug in dieser Kategorie 7750 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$ (R4d), die höchsten lagen bei 11200 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm}^{-0}$ (R5c, R2b). Die maximalen durchschnittlichen Austragsraten pro Versuchsreihe variierten zwischen 160 (R3m) und 970 g $\text{NH}_3\text{-N/ Mg dm/ d}$ (R6a). Bei den kompostierten Abfällen handelte es sich hauptsächlich um Modellabfälle der Substratkategorie $CL_{\text{sub}} = 4$. 3 Versuchsreihen nutzen jedoch auch Abfälle der Substratkategorie $CL_{\text{sub}} = 1$ und 2 (R2b, R4b, R2d, R4d, R7k) und bei der Versuchsreihe R3m handelte es sich um eine Klärabfallmischung. Die initialen Gesamt-N-Gehalte dieser Substrate lagen zwischen 1,2 (R4d, R5c) und 2,4 % dm (R3m) (Anlagen IIc, d). 6 der Versuchsreihen wiesen eine initiale unbelüftete Phase auf (R5a, R6a, R7a, R2b, R4c, R5c). Ansonsten kamen vorwiegend mittlere, aber auch teilweise niedrige bis hohe Belüftungsraten zum Einsatz (Anlage IIb).

Diese Ausführungen lassen sich wie folgt zusammenfassen: Es deutet sich eine gewisse Abhängigkeit der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge von der Substratzusammensetzung an. Sie ist jedoch unscharf und die initialen Gesamt-N-Gehalte übten keinen offensichtlichen Einfluss auf die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge aus. Der Einfluss der Belüftung ist ebenfalls unscharf; es deutet sich jedoch an, dass bei geringen Belüftungsraten oftmals auch geringere $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge auftreten und dass Versuchsreihen, die mit einer anaeroben Phase begannen, zu besonders hohen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrägen tendierten. Der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtaustrag stand in einem gewissen Zusammenhang mit der Größenordnung der erzielbaren maximalen durchschnittlichen Austragsraten; bei geringen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtausträgen wurden tendenziell auch die geringsten durchschnittlichen Austragsraten ermittelt und umgekehrt.

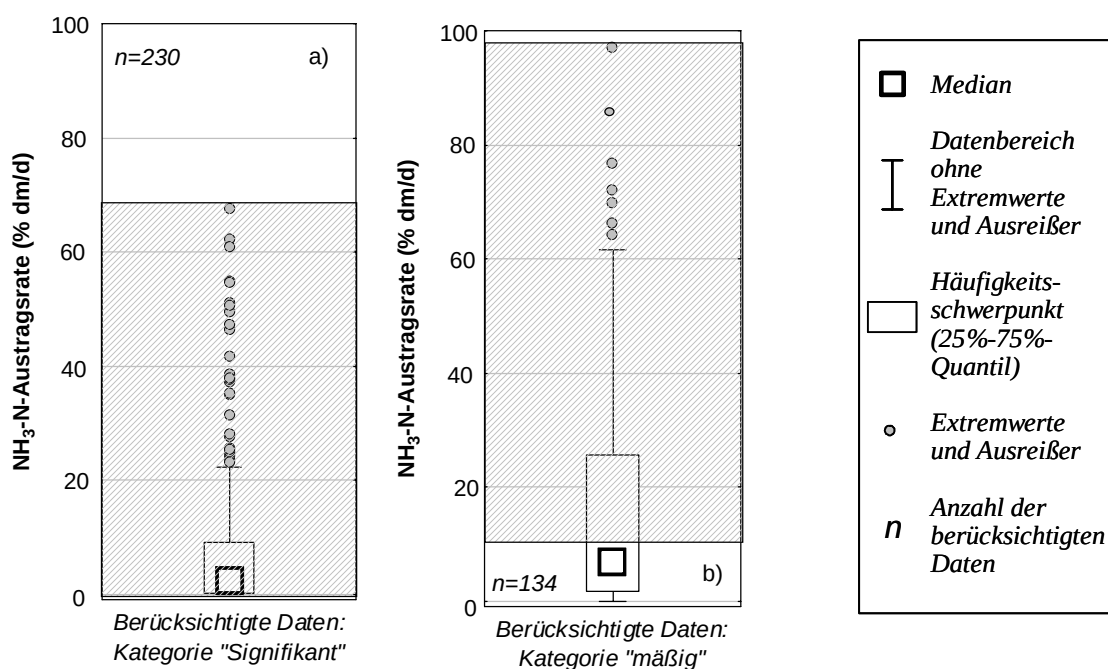


Abb. 4-19: Box-Plots der durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten ($\dot{C}_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air};p}$): ermittelt für alle belüfteten Bilanzierungsperioden (n) der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Größenordnungskategorien „signifikant“ und „mäßig“ ($CL_{\text{quantity,NH}_3\text{-N,exhaust-air}} = 2$ und 3). Innerhalb der schraffierten Bereich liegen die maximalen durchschnittlichen Austragsraten pro Versuchsreihe.

- Kategorie „signifikant“ ($CL_{\text{quantity,NH}_3\text{-N,exhaust-air}} = 2$); 32 Versuchsreihen,
- Kategorie „mäßig“ ($CL_{\text{quantity,NH}_3\text{-N,exhaust-air}} = 3$); 13 Versuchsreihen.

Abb. 4-19 a und b zeigen die Verteilung der durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten aller Bilanzierungsperioden, die den Größenordnungskategorien $CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 2$ und 3 zugerechnet wurden. Der Vergleich der Abbildungen zeigt, dass in der Größenordnungskategorie $CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 2$ in der Tendenz die durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten aller Bilanzierungsperioden niedriger lagen im Vergleich zur Größenordnungskategorie $CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 3$. Weiterhin waren besonders hohe durchschnittliche $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten bei Größenordnungskategorie $CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 2$ nur in Einzelfällen zu verzeichnen. Die Verteilung dieser, jeweils sehr variablen durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten über einen Kompostierungsprozess wird im folgenden diskutiert.

Die Fallbeispiele in Abb. 4-17 a-e (Kap. 4.2.3.1.) dokumentieren, dass die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge zumeist in einer Serie auftraten. Generell konnten 2 Kategorien hinsichtlich des zeitlichen Verlaufes ($CL_{\text{time},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 0, 3$) der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge unterschieden werden – „unstetige“ Verläufe sowie Verläufe, in denen ein „Maximum“ ersichtlich wurde. In der folgenden Auswertung wurden die 8 Versuchsreihen mit „nicht signifikanten“ Austrägen ($CL_{\text{quantity},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 1$) unberücksichtigt gelassen:



„Unstetig“ ($CL_{\text{time},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 0$): In 16 Versuchsreihen (30,2 %; Anlage VIIIb) wich der Verlauf der durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten von dem als typisch erachteten Verlauf, bei dem sich ein Maximum zeigte, ab. Bei der Mehrzahl dieser Versuchsreihen wurde ein 2. Maximum festgestellt. Das größere Maximum einer Versuchsreihe lag im Bereich zwischen 50 und 700 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{Mg dm}^3/\text{d}$, das jeweils kleinere zwischen 10 und 500 g $\text{NH}_3\text{-N}/\text{Mg dm}^3/\text{d}$ (Anlage VIIIb). Bei 8 Versuchsreihen (*R5a, R3b, R4c, R6g, R1i, R3i, R2j, R1l*) wurde das größere Maximum zuerst und in 2 Versuchsreihen (*R9a, R2d*) zuletzt detektiert. Bei den Versuchsreihen *R10a* und *R9c* deutete sich ebenfalls ein 2. Maximum an; die Versuchsreihen wurden jedoch in dieser Phase beendet. 4 weitere Versuchsreihen (*R5k, R6k, R7k, R8k*) konnten nicht näher beurteilt werden, da diese zu lange Bilanzierungsperioden beinhalteten. Von den beurteilbaren 10 Versuchsreihen trat bei 4 Versuchsreihen (*R3b, R4c, R2d, R2j*) das 2. Maximum im Zusammenhang mit einem 2. Maximum bei den $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalten im Substrat auf. Ein Fallbeispiel ist in Abb. 4-17 a (Kap. 4.2.3.1.) dargestellt¹. Bei den Versuchsreihen *R5a, R9a, R6g, R1i* war das 2. Maximum auf einen pH-Anstieg zurückzuführen und bei der Versuchsreihe *R3i* auf einen Anstieg der Belüftungsrate. Ein exemplarischer Austragsverlauf ist für die Versuchsreihe *R5a* in Abb. 4-17 c¹ dargestellt. Bei der Versuchsreihe *R1l* konnte die Ursache des 2. Maximums nicht geklärt werden.

¹ Abb. 4-17 a-e zeigt die NH_3 -Gesamtausträge innerhalb einer Bilanzierungsperiode, nicht die durchschnittlichen Austragsraten zur Vereinfachung eines Vergleiches mit den N-Gehalten im Substrat. Die Tendenz der Kurvenverläufe ist jedoch die gleichen.



„Maximum“ ($CL_{time, NH_3-N, exhaust-air} = 3$): In 30 (56,6 %; Anlage VIIIb) Versuchsreihen stiegen die durchschnittlichen NH_3 -N-Austragsraten zunächst bis zu einem Maximum an und nahmen im weiteren Verlauf wieder ab, bis eine Plateauphase (analog zur Plateauphase der NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte; Kap. 4.2.3.1.) erkannt wurde. Die maximalen durchschnittlichen Austragsraten pro Versuchsreihe erreichten Werte zwischen 20 (*R9i*) und 970 g NH_3 -N/ Mg dm/ d (*R6a*). Im weiteren Verlauf nahmen sie dann bei 15 Versuchsreihen bis unter 10 g NH_3 -N/ Mg dm-0/ d ab, bei 12 weiteren lagen sie am Ende der Kompostierung zwischen 10 und 100 g NH_3 -N/ Mg dm/ d und bei den Versuchsreihen *R9e* und *R2b* im Bereich um 200 g NH_3 -N/ Mg dm/ d (Anlage VIIIb). Fallbeispiele für diesen Austragsverlauf sind in Abb. 4-17 b und d (Kap. 4.2.3.1.) dargestellt.

Der allgemeine NH_3 -N-Austragsverlauf bei der Kompostierung wird im Folgenden zusammengefasst. Hierbei werden die initialen und finalen NH_3 -N-Austragsphasen sowie die insgesamt erreichbaren maximalen durchschnittlichen NH_3 -N-Austragsraten für die Kategorien ($CL_{time, NH_3-N, exhaust-air} = 0, 3$ und $CL_{quantity, NH_3-N, exhaust-air} = 2, 3$ und 4) gemeinsam betrachtet. Insgesamt zeigte sich der Trend, dass die NH_3 -N-Austräge sofort mit Beginn der Kompostierung einsetzten. Nur in 7 Versuchsreihen (*R10a*, *R2b*, *R4a*, *R4i*, *R7a*, *R8a*, *R9a*) starteten sie durchschnittlich 1-2 Wochen und in 4 Versuchsreihen (*R3b*, *R5a*, *R6a*, *R4c*) 3-4 Wochen später. Mit Ausnahme der Versuchsreihen *R2b* und *R4i* gehörten sämtliche dieser Versuchsreihen dem Bilanzgrundtyp $CL_{balance} = 2$ an, welcher durch ungeeignete pH-Werte Verzögerungen in der N_{org} -Abnahme in der N-Bilanzserie erkennen ließ (Kap. 4.1.5.3.). Die NH_3 -N-Austräge dauerten zumeist über die gesamte belüftete Phase an.¹ Zunächst stiegen sie mehr oder weniger schnell in einen Maximalbereich an, in welchem die durchschnittlichen NH_3 -N-Austragsraten zwischen 2 und 970 g NH_3 -N/ Mg dm/ d liegen konnten. Das Maximum konnte zu sehr unterschiedlichen Zeitpunkten der Kompostierung auftreten. So wurde es in Extremfällen bereits am 4. Kompostierungstag (*R3j*), oder aber auch erst nach 17 Wochen (*R8c*, *R9c*) erreicht. Die durchschnittlichen NH_3 -N-Austragsraten nahmen danach wieder ab, bis auch hier, analog zum Verlauf der NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte im Substrat, eine Plateauphase erreicht wurde. Die Plateauphase orientierte sich an der Plateauphase der NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte im Substrat (Kap. 4.2.3.1.). Zur Beurteilung der NH_3 -N-Austräge in dieser späteren Kompostierungsphase wurden die durchschnittlichen NH_3 -N-Austragsraten ($\dot{C}_{NH_3-N, exhaust-air; e-aerated}$) am letzten belüfteten Versuchstag ($t_{e-aerated}$) verglichen. Abb. 4-20 zeigt, dass bei den meisten

¹ In 14 Versuchsreihen gab es Unterbrechungen innerhalb einer NH_3 -N-Austragsserie. Diese traten jedoch zumeist in den späteren Kompostierungsphasen auf und waren auf die Unterschreitung der Nachweisgrenze innerhalb der Plateauphase zurückzuführen.

Versuchsreihen die durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten am letzten belüfteten Versuchstag unter $100 \text{ g NH}_3\text{-N/ Mg dm/ d}$ lagen.

Eine gewisse Häufung trat im Bereich zwischen 10 und $100 \text{ g NH}_3\text{-N/ Mg dm/ d}$ auf. Nur bei wenigen Versuchsreihen lagen die finalen Austragsraten unterhalb der Nachweisgrenze ($\bar{x}_{\text{NG}} = 0,04 \text{ g NH}_3\text{-N/ Mg dm/ d}$; *R3k, R7i, R4i, R8b*). Hier lagen die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat ebenfalls entweder unterhalb der durchschnittlichen Nachweisgrenze ($\bar{x}_{\text{NG}} = 0,01 \text{ \% dm}$) oder auf einem mit $0,01 \text{ \% dm}$ sehr niedrigen Level (Anlage VIIId, Kap. 4.2.3.1.). Bei wenigen Versuchsreihen (*R9e, R2b, R10a*) wurden finale Austragsraten über 200 bis hin zu $675 \text{ g NH}_3\text{-N/ Mg dm/ d}$ (*R10a*) erreicht. Bei diesen Versuchsreihen lagen die korrespondierenden $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte zwischen 0,2 und $1,0 \text{ \% dm}$; die Plateauphase war in diesen Fällen noch nicht erreicht. Oder aber sie befand sich in ihrem Anfangstadium (Anlage VIIId, Kap. 4.2.3.1.). Mit Ausnahme der Versuchsreihen der Kategorie „unstetig“ ($CL_{\text{time},\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}} = 0$), welche in der Regel ein 2. Maximum aufwiesen, folgten alle $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge diesem Verlauf. Das 2. Maximum war auf prozesstechnische Modifikationen zurückzuführen, die den Austragsverlauf veränderten. In einigen Fällen war hierfür die Veränderung der Belüftungsrate, die zu einem $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Anstieg im Substrat führte, der Grund (Kap. 4.2.3.1.). Der Verlauf der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge einschließlich relevanter Kenndaten wurde in Kap. 4.2.3.3. schematisiert dargestellt.

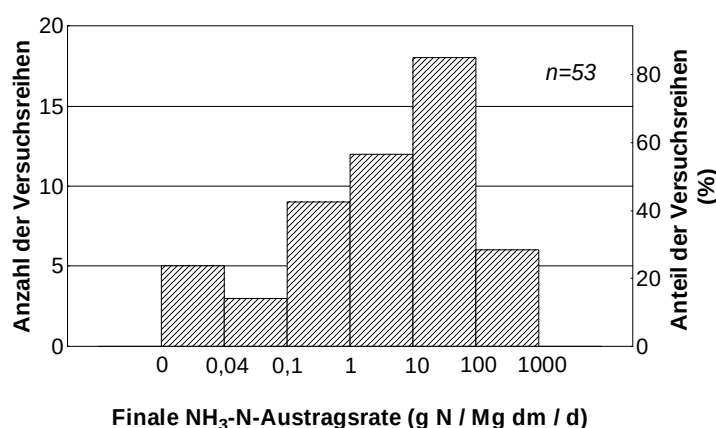


Abb. 4-20: Histogramm der finalen durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten ($\dot{C}_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};e\text{-aerated}}$) am letzten Tag der letzten belüfteten Phase ($t_{e\text{-aerated}}$): ermittelt in 53 Kompostierungsversuchen.

(2) Unbelüftete Phasen

In unbelüfteten Phasen erfolgten ebenfalls $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge, welche jedoch nicht messtechnisch erfasst wurden. Auf Basis der folgenden Betrachtungen wurden sie im Vergleich zu den belüfteten Phasen als nicht relevant eingestuft.

Die Größenordnung der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge in unbelüfteten Phasen ($c_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air,non-aerated}}$) konnte näherungsweise mit Hilfe der bei Norlin et al. (2002) beschriebenen Gleichung (Kap. 2.2.1., Gl. 2-4) berechnet werden. Sie beschreibt die Gleichgewichtsreaktion zwischen NH_3 in der Gasphase ($c[\text{NH}_3]_{\text{Gas}}$) und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ in einer Lösung ($c[\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3]_{\text{Lösung}}$). Die in Gl. 2-4 enthaltenen Terme konnten für die Kompostierungsversuche wie folgt erfasst werden:

Die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Konzentration in der Lösung ($c[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]_{\text{Lösung}}$) konnte für die Kompostierungssubstrate unter Verwendung der im Reaktor befindlichen Substrattrockenmasse ($m_{\text{dry-substrate,reactor}}$) und dem korrespondierenden Wasservolumen ($V_{\text{H}_2\text{O,substrate,reactor}}$) sowie dem $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalt ($c_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$)¹ im Substrat nach Gl. 4-14 a bestimmt werden. Das Wasservolumen ($V_{\text{H}_2\text{O,substrate,reactor}}$) entsprach der Wassermasse ($m_{\text{H}_2\text{O,substrate,reactor}}$) unter Berücksichtigungen einer Dichte von 1 kg/L. Hierbei wurde davon ausgegangen, dass sämtlicher $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ des Substrates ($m_{\text{NH}_4\text{-N,substrate,reactor}}$) vollständig in dem im Substrat enthaltenen Wasser gelöst vorlag. Nach Gl. 4-14 b konnte der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gehalt des Substrates ($c_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$) mit Hilfe des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalt des Substrates ($c_{\text{NH}_3\text{-N,substrate}}$) und der molaren Massen (M_{N} , M_{NH_3}) ausgedrückt werden.

$$c[\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+]_{\text{Lösung}} \quad [\text{g N/kg H}_2\text{O}] = \frac{m_{\text{NH}_4\text{-N,substrate,reactor}}}{V_{\text{H}_2\text{O,substrate,reactor}}} = \frac{c_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}} \cdot m_{\text{dry-substrate,reactor}}}{m_{\text{H}_2\text{O,substrate,reactor}}} \quad \text{Gl. 4-14 a}$$

$$\text{mit: } c_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}} \quad [\% \text{ dm}] = \frac{M_{\text{NH}_3}}{M_{\text{N}}} \cdot c_{\text{NH}_3\text{-N,substrate}} \quad \text{Gl. 4-14 b}$$

Das Verhältnis von Gas- zum Lösungsvolumen ($V_{\text{Gas}}/V_{\text{Lösung}}$) wurde näherungsweise nach Gl. 4-15 bestimmt. Neben dem Wasservolumen ($V_{\text{H}_2\text{O,substrate,reactor}}$), welches

¹ Es wurde jeweils der Mittelwert der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte aus zwei aufeinander folgender Bilanzierungsterminen ($c_{\text{NH}_3\text{-N,substrate;p-1}}$; $c_{\text{NH}_3\text{-N,substrate;p}}$) gebildet.

wiederum als Wassermasse ($m_{H_2O,substrate,reactor}$) ausgedrückt wurde, wurde der freie Raum im Reaktor über der Substratoberfläche ($V_{gas,reactor}$) als Messgröße in die Berechnung einbezogen. Für das gebildete Biogasvolumen (V_{biogas}) stand nicht in jeder unbelüfteten Periode ein Messwert zur Verfügung. Daher wurde der Mittelwert der vorhandenen Messungen¹ genutzt. Das im freien Porenraum des Substrates vorhandene Gasvolumen wurde vernachlässigt.

$$V_{Gas} / V_{Lösung} \quad [L \quad Gas / L \quad H_2O] = \frac{V_{gas,reactor} + V_{biogas}}{m_{H_2O,substrate,reactor}} \quad \text{Gl. 4-15}$$

Der Verteilungskoeffizient (K_v) wurde bei Norlin et al. (2002) mit einer Spannweite von 127 bis 234 angegeben. Für die Berechnungen wurde der niedrigere Wert genutzt, um ein theoretisches Maximum für den NH_3 -N-Austrag zu erhalten.

Für die unbelüfteten Phasen der Kompostierung konnte die bei Norlin et al. (2002) beschriebene, allgemeingültige Gl. 2-4 (Kap. 2.2.2.) mit Hilfe der Gl. 4-14a und b, 4-15 über Gl. 4-16 a ausgedrückt werden. Die in Gl. 2-4 angegebene NH_3 -Konzentration in der Gasphase wurde in Gl. 4-16 a auf die NH_3 -N-Konzentration umgerechnet. K_v war der größte Unsicherheitsfaktor bei der Berechnung, da er von einer Vielzahl von Randbedingungen abhängt (Kap. 2.2.1.). Einen wesentlichen Einfluss übte die Temperatur aus. Die von Norlin et al. (2002) angegebenen K_v -Werte wurden bei 80 °C bestimmt. Alle bei den Kompostierungsversuchen ermittelten Temperaturen waren niedriger. In den bei den Untersuchungen betrachteten unbelüfteten Kompostierungsphasen lagen sie zumeist zwischen 25 und 30 °C². Hierdurch würden die realen K_v -Werten deutlich höher als die bei Norlin et al. (2002) angegebenen Werte liegen. Beispielsweise lag ein von Hales und Drewes (1979) bei 25 °C ermittelter K_v -Wert bei über $4 \cdot 10^6$. Die nach Gl. 4-16 a berechneten Konzentrationen ($C_{NH_3-N,exhaust-air,non-aerated}$) würden sich bei Verwendung realer K_v -Werte also weiter um mehrere Zehnerpotenzen reduzieren. Ebenso würde die zusätzliche Berücksichtigung des freien Porenraumes das Ergebnis von Gl. 4-16 a weiter reduzieren. Mit Gl. 4-16 a wurde demnach ein oberer Grenzwert für die Konzentration an NH_3 -N in der Gasphase in unbelüfteten Kompostierungsphasen bestimmt. Zur Vergleichbarkeit der NH_3 -N-Austräge in belüfteten und unbelüfteten Phasen wurden die NH_3 -N-Austräge bezogen auf die Trockenmasse umgerechnet (Gl. 4-16 b).

¹ $V_{biogas} = 51 \text{ L/Bilanzierungsperiode}$; n=61; Mittlere Dauer der Bilanzierungsperioden: 39 d.

² Häufigkeitsschwerpunkt: 25 – 32 °C, Maximum: 61 °C, Minimum: 17 °C

$$C_{NH_3-N, exhaust-air, non-aerated; p} \text{ [g N/ L Gas]} = \frac{C_{NH_4-N, substrate; p} \cdot m_{dry-substrate, reactor; p}}{K_v \cdot m_{H_2O, substrate, reactor; p} + (V_{gas, reactor} + V_{biogas})}$$

Gl. 4-16 a

$$C_{NH_3-N, exhaust-air, non-aerated; p} \text{ [g N/ Mg dm]} = 10000 \cdot \frac{C_{NH_3-N, exhaust-air, non-aerated; p} \text{ [in g N/ L Gas]} \cdot (V_{gas, reactor} + V_{biogas})}{m_{dry-substrate, reactor; p}}$$

Gl. 4-16 b

$$\dot{C}_{NH_3-N, exhaust-air, non-aerated; p} \text{ [g N/ Mg dm/ d]} = \frac{C_{NH_3-N, exhaust-air, non-aerated; p}}{t_p} \quad \text{Gl. 4-17}$$

Um den direkten Vergleich mit den belüfteten Phasen zu ermöglichen, erfolgte weiterhin eine Umrechnung der nach Gl. 4-16 b ermittelten Werte in die durchschnittliche Austragsrate ($\dot{C}_{NH_3-N, exhaust-air, non-aerated; p}$) nach Gl. 4-17. Hierbei wurde die Dauer (t_p) der Bilanzierungsperioden berücksichtigt. Die so bestimmten oberen Grenzwerte sind in Tab. 4-10 aufgeführt. Sie lagen durchschnittlich eine Zehner-Potenz unter den Austragsraten der belüfteten Phasen. Gln. 4-16 a und b sowie 4-17 wurden für alle Bilanzierungsperioden (Index: p) der Versuche verwendet.

4.2.3.3. Einflussfaktoren, Modelle, allgemeine Schemen

Für die 53 Kompostierungsversuche wurden zunächst die Einflussfaktoren auf die Entwicklung der NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte im Substrat (Abschnitt 1) sowie auf die NH_3 -N-Austräge in die Gasphase in den belüfteten Phasen untersucht (Abschnitt 2). Wesentliche Einflussfaktoren auf die NH_3 -N-Austräge wurden in Form von Modellen zusammengefasst. Daraufhin wurden die Ergebnisse dieser Abschnitte und die Ergebnisse von den Kap. 4.2.3.1. und 4.2.3.2. in Form von allgemeingültigen Schemen hinsichtlich der Entwicklung der NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte im Substrat und der NH_3 -N-Austräge zusammengefasst (Abschnitt 3).

(1) Einfluss der Milieubedingungen auf die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte

Verschiedene Autoren untersuchten den Einfluss der Milieubedingungen auf die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat (Anlage IXa). So wurden Einflüsse der Temperatur u.a. bei Bhoyar et al. (1979), des pH-Wertes bei Papadimitriou et al. (1997) und Druilhe et al. (2002) sowie der Substratzusammensetzung bei Bhoyar et al. (1979), Witter und Kirchmann (1989), Papadimitriou et al. (1997) und Sanchez-Monedero et al. (2001) erkannt. Diese und weitere mögliche Einflussfaktoren wurden auch in den eigenen statistischen Auswertungen berücksichtigt.

Tab. 4-11: Korrelation verschiedener Milieu- und Prozessparameter mit dem $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalt des Substrates ($c_{\text{NH}_4\text{-N, substrate}}$, % dm): n - Anzahl der untersuchten Bilanzierungstermine, r_n - Korrelationskoeffizient, r^2 - Bestimmtheitsmaß, CL_{rn} - Kategorie für die Stärke der Korrelation, Si - Zuverlässigkeit der Korrelation (berücksichtigtes α -Level jeweils 0,05) sowie die Spannweite der untersuchten Bereiche.

Parameter	Untersuchter Bereich		Korrelation ²				
	Minimum - Maximum	0,25 - 0,75 Quantil	n	r_n	r^2	CL	Si
O ₂ -Gehalt ($c_{\text{O}_2\text{-GAS}}$, Vol. %)	0,1-22,6	8,7-20,7	472	-0,05	0,00	0	-
pH-Wert (pH_{FE})	3,4-12,0	6,7-8,0	544	0,12	0,01	1	+
Substratkomposition (CL_{sub} , 0- >4) ¹	0- >4	1-4	444	0,23	0,05	2	+
Temperatur (T_b , °C)	12,4-76,5	27,7-50,3	597	0,28	0,08	2	+
Organikgehalt (c_{org} , % dm)	27,2-98,1	53,0-79,6	460	0,43	0,18	3	+
Wassergehalt (w_{H_2O} , % fm)	14,0-92,4	50,2-60,8	597	0,50	0,25	4	+
N _{org} -Gehalt ($c_{N\text{-org, substrate}}$, % dm)	0,4-4,1	1,0-2,5	564	0,69	0,48	5	+

1 Anteil von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteilen, nur für Modellabfälle ermittelt (Kap. 3.5.1.)

2 Erläuterungen zur Methodik und zu den Kenngrößen in Kap. 3.5.2.

Wesentliche Einflüsse auf die Entwicklung der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat konnten mit Hilfe einer Korrelationsanalyse ermittelt werden. Diese wurde nach der in Kap. 3.5.3. beschriebenen Vorgehensweise durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Tab. 4-11 zusammengestellt. Die Faktoren, welche eine Korrelation mit den $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalten erkennen ließen ($CL_{rn} > 0$), wurden in Abb. 4-21 a-f weiterführend ausgewertet. Hierbei wurde zudem die Abbauphase (CL_{deg} ; Kap. 3.5.1.) im Kompostierungsprozess berücksichtigt:

N_{org}-Gehalt: Abb. 4-21 b zeigt, dass der N_{org}-Gehalt des Substrates deutlich den NH₄⁺/NH₃-N-Gehalt im Substrat bestimmte. Der in Tab. 4-11 angegebene Korrelationskoeffizient (r_n) widerspiegelt eine „sehr hohe“ positive Korrelation (Kap. 3.5.3.). Abb 4-21 b zeigt, dass sich das in Tab. 4-11 angegebene Bestimmtheitsmaß (r^2) noch erhöhen lässt, wenn eine polynomische Funktion zu Grunde gelegt wird. Die Datenverteilung deutet an, dass der N_{org}-Gehalt sowohl in den frühen und intensiven Kompostierungsphasen ($CL_{deg} = 0-2$; Kap. 3.5.1.) als auch in der Reifephase ($CL_{deg} = 3-7$; Kap. 3.5.1.) wesentlich waren. Besonders hohe NH₄⁺/NH₃-N-Gehalte ($c_{NH4, substrate} > 1,3 \text{ \% dm}$) ließen sich jedoch nur in den Phasen $CL_{deg} = 0-2$ erzielen. Hierbei war wiederum insbesondere die Abkühlungsphase ($CL_{deg} = 2$) von Bedeutung; 75 % der Daten in dem in Abb. 4-21 b markierten Bereich gehörten dieser Phase an.

Temperatur: Der Einfluss der Temperatur war undeutlich (Abb. 4-12 d), da sich auf die Temperaturentwicklung viele Faktoren auswirken (z.B. Substrat, Belüftung, Wassergehalt; Kap. 1.2., 1.3.). Der in Tab. 4-11 angegebene Korrelationskoeffizient (r_n) widerspiegelt die Zusammenhänge nicht hinreichend, da ein Kurvenverlauf mit einem Maximum vorlag. Die besonders hohen NH₄⁺/NH₃-N-Gehalte, die teilweise im Temperaturbereich um 50 °C erreicht wurden (Abbaustufen ($CL_{deg} = 0, 2$), wurden u.a. darauf zurückgeführt, dass in diesem Bereich besonders günstige Ammonifikationsbedingungen vorlagen (optimaler Bereich der Ammonifikation in anderen Umweltbereichen: 50-70 °C, Kap. 2.2.2.). Im Bereich der intensiven Abbaustufe ($CL_{deg} = 1$) lagen die Temperaturen zumeist zwischen 55 und 70 °C. Vermutlich wurden hier keine maximalen NH₄⁺/NH₃-N-Gehalte erreicht, da die erhöhten Temperaturen auch die NH₃-N-Austräge forcierten (Abschnitt 2). Die Daten, die der Reifephase ($CL_{deg} = 3-7$) zugeordnet waren, konnten mit Hilfe einer Korrelationsanalyse (Kap. 3.5.3.) bewertet werden, da während dieser Phase der Bereich vor dem Maximum berücksichtigt wird. Die Korrelationsanalyse ergab folgende Resultate: $r_n = 0,46$; $r^2 = 0,21$, Si = „+“, $n = 221$, $CL_{rn} = 3$. Die Korrelation kann damit als „mittlere positive Korrelation“ eingestuft werden (Kap. 3.5.3.).

Wassergehalt: Ammonifikationsprozesse sind prinzipiell bei sehr unterschiedlichen Wassergehalten möglich (Kap. 2.2.2.). Dennoch lagen bei Wassergehalten zwischen 55 und 70 % fm besonders hohe NH₄⁺/NH₃-N-Gehalte vor. Die in Tab. 4-11 angegebene Korrelation konnte als „hoch“ eingestuft werden (Kap. 3.5.3.). Neben der Ammonifikation können die NH₄⁺/NH₃-N-Gehalte auch durch NH₃-Austräge, N-Immobilisierungsprozesse sowie die relative Anreicherung durch den Substratabbau beeinflusst werden. Da hohe Wassergehalte bis hin zu 75 % fm die NH₃-N-Austräge nicht behinderten (Abb. 4-22 a), ist zu vermuten, dass die NH₄⁺/NH₃-N-Immobilisierung durch hohe Wassergehalte begrenzt wird und/oder die Substratabbauraten besonders hoch waren.

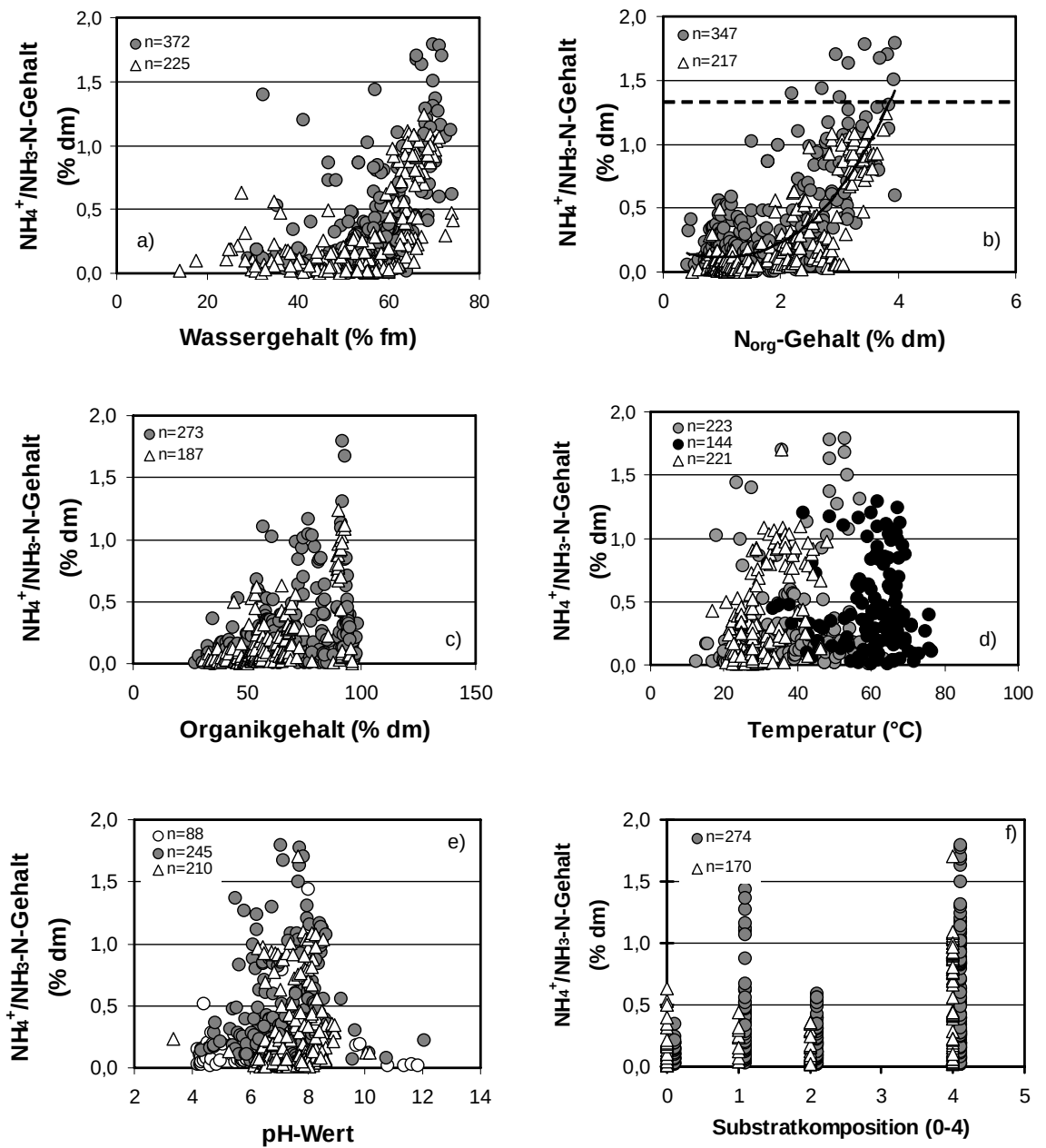


Abb. 4-21: Abhängigkeit der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat ($c_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$) von verschiedenen Einflussfaktoren; ermittelt für alle verfügbaren Bilanzierungstermine (n) in 53 Kompostierungsversuchen.

●● Abbaustufe (CL_{deg}) = 0 – 2 (CL_{deg} = 1: ; ●● L_{deg} = 0:) ○
 △△ Abbaustufe (CL_{deg}) = 3 – 7

a) Wassergehalt ($w_{\text{H}_2\text{O}}$)

b) N_{org} -Gehalt ($c_{\text{N-org,substrate}}$)*

c) Organikgehalt ($c_{\text{org-FF}}$)

d) Temperatur (T_1)

e) pH-Wert (pH_{FE})

f) Substratkomposition (CL_{sub})

*Auf den polynomischen Zusammenhang und die Markierung wird im Text eingegangen (S. 204, 206)

Organikgehalt und Substratkomposition: Der Organikgehalt (Abb. 4-21 c) war vermutlich von indirekter Bedeutung; da der N_{org} Bestandteil der Organik ist, ergab sich eine positive Korrelation zwischen dem NH_4^+/NH_3 -N- und dem Organikgehalt des Substrates (Tab. 4-11). Die Organikfraktion kann in leicht und schwerer abbaubare Verbindungen unterteilt werden. Ihr Verhältnis im Substrat wurde durch den Koeffizienten für die Substratkomposition (CL_{sub} ; Kap. 3.5.1.) beschrieben. In Abb. 4-21 f lässt sich kein deutlicher Zusammenhang zwischen dem NH_4^+/NH_3 -N-Gehalt und der Substratkomposition erkennen. Es zeigten sich in der Tendenz höhere NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte mit höheren Anteilen an leicht abbaubaren Bestandteilen. Diese Korrelation wurde als „schwach“ eingestuft (Tab. 4-11; Kap. 3.5.3.).

pH-Wert: Der Einfluss des pH-Wertes konnte mit Hilfe des Korrelationskoeffizienten nicht hinreichend erfasst werden, da der Zusammenhang zwischen pH-Wert und NH_4^+/NH_3 -N-Gehalt eine Funktion mit einem Maximum ist (Abb. 4-21 e). Erhöhte NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte wurden insbesondere im pH-Bereich zwischen 5,5 und 8,5 detektiert. Während der Reifephase ($CL_{deg} = 3-7$) wirkte sich der pH-Wert nicht aus, da in dieser Phase der optimale pH-Bereich fast immer eingehalten wurde. Während der Abbaustufen $CL_{deg} = 0-2$ traten öfters Abweichungen vom Optimalbereich auf. Diese führten zu einem verzögerten Beginn der Ammonifikation ($CL_{balance} = 2$, Kap. 4.1.5.3.; Kap. 4.1.5.4.) und damit zu geringen NH_4^+/NH_3 -N-Gehalten. Die pH-Werte, die Verzögerungen der Ammonifikation verursachten, traten insbesondere in der Anfangsphase der Kompostierung ($CL_{deg} = 0$) auf (Abb. 4-21 e).

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass der N_{org} -Gehalt, gefolgt vom Wassergehalt und der Temperatur als die wichtigsten Einflussfaktoren angesehen wurden. Der pH-Wert wirkt sich höchstens in der Anfangsphase der Kompostierung aus, wenn er in einem extremen Bereich liegt. Die relativ hohen Bestimmtheitsmaße (r^2), die den Zusammenhang zwischen dem NH_4^+/NH_3 -N-Gehalt des Substrates und folgenden Haupteinflussfaktoren charakterisieren, und deren Summe¹ lassen vermuten, dass damit die Haupteinflussfaktoren komplett erfasst wurden.

- N_{org} -Gehalt ($c_{N-org, substrate}$): $r^2 = 0,54$ (polynomischer Zusammenhang; Abb. 4-21 b)
- Wassergehalt (w_{H_2O}): $r^2 = 0,25$ (linearer Zusammenhang; Tab. 4-11)²
- Temperatur (T_I): $r^2 = 0,21$ (linearer Zusammenhang bis 50 °C)³

¹ Die Bestimmtheitsmaße sind additiv sofern sich die verschiedenen Einflussfaktoren nicht gegenseitig beeinflussen.

² Mit nicht linear steigenden Zusammenhängen könnte r^2 weiter gesteigert werden.

³ Es wurden die Daten der Reifephase ($CL_{deg} = 3-7$) berücksichtigt.

N_{org} -Gehalt und Wassergehalt des Substrates sind nicht voneinander abhängig. Vermutlich ergibt sich der Einfluss der Temperatur teilweise durch den Einfluss des N_{org} - und des Wassergehaltes, da sich beide Faktoren auf die generelle biologische Aktivität und damit auch auf den Temperaturverlauf auswirken (Kap. 1.2.). Andererseits sind bei der Bestimmung der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte auch der analytisch bedingter Variationskoeffizient (v_{z1}) von 2,8 % und insbesondere die auf die Probenahme zurückzuführenden Unsicherheiten zu berücksichtigen, so dass dennoch von einer vermutlich vollständigen Erfassung der Einflussfaktoren ausgegangen werden kann.

(2) Einfluss der Milieubedingungen auf die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge in die Gasphase

Verschiedene Autoren untersuchten die Einflussfaktoren auf die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge (Anlage IXa). So konnten z.B. Bishop und Godfrey (1983), Hahne et al. (1996) und Knuth (1970) feststellen, dass eine Steigerung der Belüftungsrate die NH_3 -Austräge begünstigt. Untersuchungen von Mütke et al. (1993) und Knuth (1970) zeigten, dass die Austräge zwischen pH-Werten von 6 bis 8,5 einsetzten. Bei Elwell et al. 1994, Schuchardt und Ebermaier (1994), Lopez-Real (1987) sowie Sikota et al. (1983) fanden die höchsten NH_3 -Austräge während der thermophilen Phase statt. Weiterhin berichteten u.a. Elwell et al. 1994, Morisaki et al., 1989 und Switzenbaum et al., 1994, dass die Zugabe von strukturverbessernden bzw. NH_3 -adsorbierenden Stoffen wie Laub, Reishülsen und Sägespänen eine Reduzierung der NH_3 -Austräge herbeiführte.

Diese und weitere Einflussfaktoren wurden mit Hilfe einer Korrelationsanalyse nach der in Kap. 3.5.3. beschriebenen Methode bewertet. Tab. 4-12 zeigt, dass die durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N}, \text{exhaust-air}}$) durch die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat ($c_{\text{NH}_4\text{-N}, \text{substrate}}$) bestimmt wurden. Nach Kap. 3.5.3. ist dies eine „mittlere“ Korrelation. Somit besaßen indirekt auch der Wassergehalt ($w_{\text{H}_2\text{O}}$) sowie der N_{org} -Gehalt des Substrates ($c_{N\text{-org}, \text{substrate}}$) einen Einfluss auf die NH_3 -Austräge, da diese Faktoren die Entwicklung der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte maßgeblich beeinflussten (Tab. 4-11). Ihr Einfluss widerspiegelt sich auch an den Korrelationskoeffizienten von Tab. 4-12, welche eine „schwache“ Korrelation anzeigten. Die durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten stiegen mit dem Wassergehalt jedoch nur bis zu ca. 75 % fm. Darüber hinausgehende Wassergehalte waren mit keinen oder nur sehr geringen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Emissionen verbunden (Abb. 4-22 a).

Tab. 4-12: Korrelation verschiedener Milieu- und Prozessparameter mit der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsrate ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N, exhaust-air}}$; g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm / d) (n - Anzahl der untersuchten Bilanzierungstermine in den belüfteten Phasen; r_n - Korrelationskoeffizient, r^2 - Bestimmtheitsmaß, CL_m - Kategorie für die Stärke der Korrelation, Si - Zuverlässigkeit der Korrelation; berücksichtigtes α -Level jeweils 0,05) sowie die Spannweite der untersuchten Bereiche.

Parameter	Untersuchter Bereich		Korrelation ²				
	Minimum - Maximum	0,25 - 0,75 Quantil	n	r_n	r^2	CL	Si
Organikgehalt (c_{org} , % dm)	31,0-98,1	52,9-76,6	304	0,10	0,01	1	-
Substratkomposition (CL_{sub} , 0-4) ¹	0-4	1-4	298	0,15	0,02	1	+
Belüftungsrate ($\dot{V}_{in}$, L/h) ³	20-427	114-162	384	0,15	0,02	1	+
Wassergehalt (w_{H_2O} , % fm)	14,0-93,7	50,6-62,9	403	0,25	0,06	2	+
N_{org} -Gehalt (% dm)	0,4-1,9-4,1	1,0-1,6-2,7	377	0,26	0,07	2	+
Temperatur (T_l , °C)	20,0-76,5	30,6-57,0	403	0,31	0,10	2	+
pH-Wert (pH_{FE})	3,4-8,8	6,8-8,0	358	0,33	0,11	2	+
$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gehalt ($c_{\text{NH}_4\text{-N, substrate}}$, % dm) ⁴	0,00-0,63	0,06-0,28	306	0,41	0,17	3	+

1 Anteil von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteilen; nur für Modellabfälle ermittelt (Kap. 3.5.1.)
Erläuterungen zur Methodik und zu den Kenngrößen in Kap. 3.5.2.

3 berücksichtigte Belüftungsraten: > 20 L/h

4 Messwerte vom Anfang der Bilanzierungsperiode

Die emissionsreduzierende Wirkung von bestimmten Zuschlagstoffen widerspiegelt sich in der Substratkomposition (CL_{sub} ; Kap. 3.5.1.). Der in Tab. 4-12 aufgeführte Korrelationskoeffizient lässt jedoch nur einen „sehr schwachen“ Zusammenhang (Kap. 3.5.3.) zwischen durchschnittlicher $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsrate und der Substratkomposition erkennen. Dieser geringfügige Zusammenhang ist jedoch dennoch als zuverlässig auf einem α -Niveau von 0,095 einzuschätzen (SI, Tab. 4-12). Wenn für die Daten von Abb. 4-22 b eine polynomische Funktion zu Grunde gelegt wird, lässt sich das Bestimmtheitsmaß (r^2) geringfügig steigern. Das mit Hilfe einer polynomischen Anpassung ermittelte Bestimmtheitsmaß von $r^2 = 0,04$ kennzeichnet jedoch immer noch einen „sehr schwachen“ Zusammenhang. Abb. 4-22 b zeigt, dass die Substratkomposition nur bei Substraten mit einem besonders hohen Anteil an schwerer abbaubaren Bestandteilen ($CL_{sub} = 0$) einen Reduzierung der durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten Effekt bewirkte.

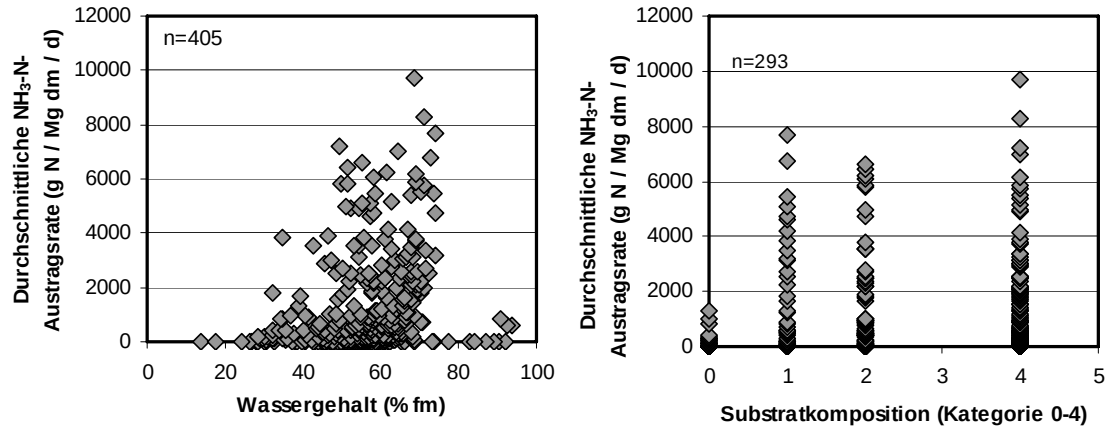


Abb. 4-22: Abhängigkeit der durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N, exhaust-air}}$) von verschiedenen Einflussfaktoren; ermittelt für alle verfügbaren Bilanzierungstermine (n) in 53 Kompostierungsversuchen.

a) Wassergehalt ($w_{\text{H}_2\text{O}}$)

b) Substratkomposition (CL_{sub})

Die von verschiedenen Autoren beschriebenen Einflussfaktoren Temperatur, Belüftungsrate und pH-Wert wurden ebenfalls mit Hilfe der Korrelationskoeffizienten erkannt. $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte ($c_{\text{NH}_4\text{-N, substrate}}$), Temperatur (T_I) und pH-Wert (pH_{FE}) waren nach Tab. 4-12 die wesentlichen Haupteinflussfaktoren auf die durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten ($\dot{c}_{\text{NH}_3\text{-N, exhaust-air}}$). Diese sowie die häufig als wichtig beschriebene Belüftungsrate sind in Abb. 4-23 im Komplex dargestellt. Die Bestimmung der mit der Y-Achse aufgezeigten durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten wurde in Kap. 4.2.3.2. erläutert. Die Bestimmung des mit der X-Achse aufgezeigten Gehaltes an austragsfähigem $\text{NH}_3\text{-N}$ ($c_{\text{NH}_3\text{-N, substrate}}$) im Substrat wird im folgenden beschrieben: Im Substrat liegt $\text{NH}_4^+\text{-N}$ und $\text{NH}_3\text{-N}$ immer in einem Gleichgewicht vor (Kap. 2.1.1.). Bei der Bestimmung des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehaltes des Substrates wurden beide Verbindungen gemeinsam erfasst und als Summenparameter angegeben ($c_{\text{NH}_4\text{-N, substrate}}$)¹. NH_4^+ liegt zumeist in höheren Anteilen im Substrat vor. Es kann jedoch nur der Anteil an $\text{NH}_3\text{-N}$ in die Gasphase ausgetragen werden (Kap. 2.2.2.; Abschnitt 3). Der Gehalt an austragsfähigem $\text{NH}_3\text{-N}$ ($c_{\text{NH}_3\text{-N, substrate}}$) im Substrat wurde mit Hilfe des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -

¹ Bei der Bestimmung des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehaltes des Substrates ($c_{\text{NH}_4\text{-N, substrate}}$) nach Gl. 3-1 (Kap. 3.4.2.1.) wurde auf die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Konzentration im Extrakt des Substrates ($c_{\text{NH}_4\text{-N-FE}}$) zurückgegriffen. Diese Konzentration wurde nach der in Anlage VIg beschriebenen Methode ermittelt. Hierbei wurden sowohl NH_4^+ als auch NH_3 erfasst.

Gehaltes des Substrates ($c_{NH4-N,substrate}$), der Temperatur (T_I ; in °C) und des pH-Wertes (pH_{FE}) über Gl. 2-2 (Kap. 2.2.2.) berechnet. Der auf der X-Achse in Abb. 4-23 aufgetragene Gehalt an austragsfähigem NH_3 -N ($c_{NH3-N,substrate}$) verknüpft somit die 3 Einflussfaktoren, die nach Tab. 4-12 den stärksten Einfluss auf die NH_3 -N-Austragsraten ($\dot{c}_{NH3-N,exhaust-air}$) ausübten.

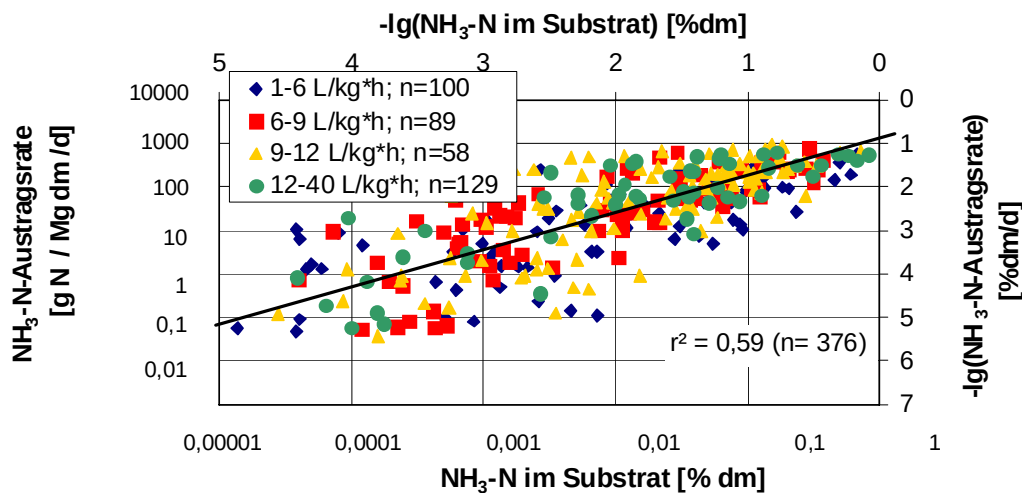


Abb. 4-23: Abhängigkeit der durchschnittlichen NH_3 -N-Austragsraten ($\dot{c}_{NH3-N,exhaust-air}$) vom Gehalt an austragsfähigem NH_3 -N im Substrat ($c_{NH3-N,substrate}$)¹: ermittelt für die Bilanzierungstermine in belüfteten Phasen in 53 Kompostierungsversuchen. Die Bereiche, indem die Belüftungsraten lagen, wurden markiert.

Der in Abb. 4-23 gezeigte Zusammenhang zwischen der durchschnittlichen NH_3 -N-Austragsrate ($\dot{c}_{NH3-N,exhaust-air}$) und dem Gehalt an austragsfähigem NH_3 -N im Substrat ($c_{NH3-N,substrate}$) kann mit Hilfe von Gl. 4-18 a unabhängig von der Belüftungsrate näherungsweise beschrieben werden. Der auf Basis des Bestimmtheitsmaßes ($r^2 = 0,59$) ermittelte Korrelationskoeffizient (r_n) beträgt für den in Abb. 4-23 gezeigten Zusammenhang 0,77. Laut der Dokumentation in Kap. 3.5.3. bedeutet dies eine „sehr hohe“ positive Korrelation. Das Bestimmtheitsmaß (r^2) zeigt an, dass etwa 60 % der Einflüsse auf die durchschnittlichen NH_3 -N-Austragsraten erfasst

¹ Der Gehalt an austragsfähigem NH_3 -N im Substrat umfasst nur den NH_3 -Anteil vom NH_4^+/NH_3 -Gehalt des Substrates. Er wurde mit Hilfe der Temperatur (T_I) und dem pH-Wert des Substrates (pH_{FE}) nach Gl. 2-2 (Kap. 2.2.2.) ermittelt.

wurden. Von den verbleibenden 40 % ist ein Teil auf systematische und zufällige Unsicherheiten zurückzuführen. Der analytisch bedingte Variationskoeffizient (v_{z1}) lag in der Größenordnung von 2-11 % (Tab. 4-10; Kap. 4.2.3.2.). Der auf die Probenahme zurückzuführende Variationskoeffizient wird als vernachlässigbar eingeschätzt, da die analysierten Kondenswasser- und Säurelösungsproben (Anlage Vc) als relativ homogen eingeschätzt wurden. Quellen, die zufällige Abweichungen verursachen konnten, sind in Anlagen IVc und VIg aufgeführt.

$$-\lg(\dot{c}_{NH\ 3-N,exhaust-air;p}) \text{ [% dm/d]} = F_A \cdot [d^{-1}] \cdot -\lg(c_{NH\ 3-N,substrate;p}) \text{ [% dm]} + F_B \text{ [% dm/d]} \quad \text{Gl. 4-18 a}$$

$$\dot{c}_{NH\ 3-N,exhaust-air} \text{ [g N/Mg dm/d]} = 10^{4+F_A \cdot \lg(c_{NH\ 3-N,substrate}) \text{ [% dm]}} \cdot F_B \quad \text{Gl. 4-18 b}$$

mit:

$F_A = 0,6 \text{ d}^{-1}$; $F_B = 1,7 \text{ % dm/d}$; für eine Belüftungsrate zwischen 1 und 6 L/kg dm/h

$F_A = 0,8 \text{ d}^{-1}$; $F_B = 0,9 \text{ % dm/d}$; für eine Belüftungsrate zwischen 6 und 40 L/kg dm/h

$F_A = 0,8 \text{ d}^{-1}$; $F_B = 1,0 \text{ % dm/d}$; vereinfacht für eine Belüftungsrate zwischen 1 und 40 L/kg dm/h

$$\dot{c}_{NH\ 3-N,exhaust-air} \text{ [g N/ Mg dm/ d]} = 10^{4 + F_A \cdot \lg \left(c_{NH\ 4-N,substrate} \text{ [% dm]} \cdot \frac{10^{pH_{FE}}}{\frac{6344}{e^{T_I \text{ [}^\circ\text{C]} + 273} + 10^{pH_{FE}}}} \right) - F_B} \quad \text{Gl. 4-18 c}$$

Abb. 4-23 zeigt, dass sich die durchschnittlichen NH_3 -N-Austragsraten ($\dot{c}_{NH\ 3-N,exhaust-air}$) bei geringen Belüftungsraten geringfügig von den höheren unterscheiden. Der Einfluss der Belüftungsrate wurde im Folgenden weiterführend untersucht. Die Belüftungsvolumenströme ($\dot{V}_{in}$; in L/h) wurden zunächst auf den jeweiligen Substrattrockenmassegehalt bezogen ($\dot{V}_{in}$; in L/kg dm /h), um direkt vergleichbar zu sein. Separate Regressionsanalysen für die 4 verschiedenen Gruppen von Belüftungsraten ergaben, dass zwischen sehr geringen (1-6 L/ kg dm/ h) sowie geringen, mittleren und hohen Belüftungsraten (6-40 L/ kg dm/ h) ein Unterschied bestand. Bei den sehr geringen Belüftungsraten waren die NH_3 -N-Austräge bezogen auf den Gehalt an austragsfähigem NH_3 -N-Gehalt im Substrat geringer; so ergibt sich nach Gl. 4-18 b bei

einem Gehalt an austragsfähigem $\text{NH}_3\text{-N}$ ($C_{\text{NH}_3\text{-N,substrate}}$) von 0,01 % dm bei sehr geringen Belüftungsraten eine durchschnittliche $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsrate von ca. 20 g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm/ d und bei geringen, mittleren und hohen Belüftungsraten eine durchschnittliche $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsrate von ca. 120 g $\text{NH}_3\text{-N}$ / Mg dm/ d. Gl. 4-18 a kann demnach für verschiedene Belüftungsraten nach Gl. 4-18 b ausgedrückt werden.

Durch die Faktoren F_A und F_B der Gl. 4-18 b kann der Einfluss der Belüftung im Modell mit erfasst werden. Der Gehalt an austragsfähigem $\text{NH}_3\text{-N}$ ($C_{\text{NH}_3\text{-N,substrate}}$) wurde mit Hilfe von Gl. 2-2 (Kap. 2.2.2.) bestimmt. Diese beschreibt die Lage des Gleichgewichtes zwischen NH_3 und NH_4^+ in einer Lösung in Abhängigkeit von der Temperatur und dem pH-Wert. Die durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten können demnach näherungsweise nach Gl. 4-18 c in Abhängigkeit der relativ einfach messbaren Parameter $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalt ($C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$), Temperatur (T_I) und dem pH-Wert (pH_{FE}) ermittelt werden. Der geringe Unterschied der durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten bei unterschiedlichen Belüftungsraten deutet an, dass der häufig beschriebenen Einfluss der Belüftungsrate im Wesentlichen indirekter Natur ist. Als direkter Einfluss fällt er nur bei sehr geringen Belüftungsraten ins Gewicht. So bestimmt die Belüftungsrate den Substratabbau und damit die Entwicklung der pH-Werte und der Temperaturen im Substrat entscheidend mit (Kap. 1.2.). Der Verteilungskoeffizient K_v , der das Gleichgewicht zwischen NH_3 in der Gasphase und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ in wässriger Lösung beschreibt (Gl. 2-4; Kap. 2.2.2.), ist ebenfalls von der Temperatur und vom pH-Wert abhängig.

Verbleibende wesentliche Einflussfaktoren auf die durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten sind der Wassergehalt des Substrates ($w_{\text{H}_2\text{O}}$) sowie die Substratkomposition (CL_{sub}) mit Hinsicht auf den Anteil von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteilen (Abb. 4-22 a und b).

(3) Beschreibung der allgemeingültigen Schemen

Auf Basis der Untersuchungsergebnisse wurden allgemeingültige Schemen für die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat und für die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge in den belüfteten Phasen erstellt (Abb. 4-24 a und b). Die Schemen enthalten die Kenndaten der Größenordnungs- und der Verlaufskategorien und korrespondieren hinsichtlich der zeitlichen Phasen (Phasen I-V) mit den Schemen für den Verlauf des N_{org} -Anteils in einer N-Bilanzserie ($N_{N\text{-org,substrate}}$; Abb. 4-14; Kap. 4.1.5.4.) sowie für den N_{org} -Gehalt

des Substrates ($C_{N-org,substrate}$; Abb. 4-15; Kap. 4.2.2.2. Die NH_3 -Austräge in den unbelüfteten Phasen wurden als unbedeutend erachtet (Kap. 4.2.3.2., Abschnitt 2). Beispiele für den zeitlichen Verlauf der NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte im Substrat und der NH_3 -N-Austräge auf Basis von Messergebnissen werden in Abb. 4-17 a-e (Kap. 4.2.3.1.) gezeigt.

Die Akkumulation von NH_4^+/NH_3 -N im Substrat begann entweder sofort mit Beginn der Kompostierung oder verzögert.

Verzögerungen (Phase II-III) waren auf „ungeeignete Ammonifikationsbedingungen“ zurückzuführen, welche die NH_4^+/NH_3 -N-Generierung verhinderten bzw. limitierten. In Kap. 4.1.5.3. wurde gezeigt, dass Verzögerungen der N_{org} -Abnahme in einer N-Bilanzserie ($N_{Norg,substrate}$) vom pH-Wert verursacht wurden. Verzögerungen wurden beobachtet, wenn die pH-Werte unter 6 bzw. über 10 lagen. Dieser Bereich konnte durch die Ergebnisse dieses Kapitels noch etwas weiter eingengt werden. Abb. 4-21 e deutet an, dass pH-Werte unter 5,5 und über 8,5 vermutlich limitierend auf die Ammonifikation und damit auf die Generierung von NH_4^+/NH_3 -N wirkten.

Die „Akkumulations- und Austragsphase“ (Phase III-IV) war die Phase, in der reichlich ammonifizierbarer N_{org} zur Verfügung stand und in der der allgemeine Substratabbau am stärksten war (Kap. 4.2.2.2.). Durch die Ammonifikation der verfügbaren N_{org} -Verbindungen entsteht NH_4^+/NH_3 -N, welches sich als Überschussprodukt anreichern kann. Die Größenordnung der NH_4^+/NH_3 -N-Akkumulation ist, neben der Ammonifikationsleistung, auch auf die relative NH_4^+/NH_3 -N-Anreicherung als Folge des allgemeinen Substratabbaus zurückzuführen. Als gegenläufige Faktoren sind die N-Immobilisierung und der N-Austrag zu nennen. Ammonifikation (Kap. 2.2.2.), Substratabbau (Kap. 1.2.), N-Immobilisierung (Kap. 2.2.6.) und N-Austrag (Abschnitt 2; Kap. 4.2.5.) sind von vielfachen Einflussgrößen abhängig. Dennoch konnten 3 Haupteinflussfaktoren herausgearbeitet werden, welche den Verlauf der NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte im Substrat dominierten. Alle anderen Faktoren wurden demgegenüber als vernachlässigbar erachtet (Abschnitt 1). Den wesentlichen Einfluss übte der initiale N_{org} -Gehalt aus. Je mehr N_{org} im Substrat enthalten war, umso höher waren die erzielbaren NH_4^+/NH_3 -N-Überschüsse (Abb. 4-21 b). Ein weiterer wesentlicher Einflussfaktor war der Wassergehalt. Bis zu ca. 70 % fm stieg die NH_4^+/NH_3 -N-Akkumulation mit dem Wassergehalt an (Abb. 4-21 a). Weiterhin stiegen die NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte tendenziell mit der Temperatur bis zu 50 °C an und nahmen darüber wieder ab (Abb. 4-21 d). Die NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte stiegen bis zu einem kurzzeitigen Peak an und nahmen danach wieder ab. In dieser abnehmenden Phase

zeigten die Abnahmen des N_{org} -Anteils in einer N-Bilanzserie ($N_{N\text{-org,substrate}}$) begann die Austragsphase (Abb. 4-14; Kap. 4.1.5.4.), dass die Ammonifikation/N-Immobilisierung noch mit gleicher Intensität voranschritt und somit auch die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Nachlieferung noch gleichermaßen wesentlich war. Jedoch waren die produzierten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Überschüsse geringer, da der ammonifizierbare N_{org} allmählich zur Neige ging. Bei Versuchsreihen der Verlaufskategorie „fallend“ ($CL_{\text{time,NH}_4\text{-N,substrate}} = 2$) begann die Kompostierung erst in dieser Phase. Dies war bei Substraten der Fall, die schon vor der Kompostierung partiell biologisch abgebaut wurden (gelagerte Bioabfälle, Hühnermist, Gärreststoffe, vorbehandelte Restabfälle; Kap. 4.1.5.4., Abschnitt 2).

In den späteren Kompostierungsphasen wurde eine Plateauphase (Phase IV-V) erkannt, bei der sich die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte auf einem geringen Niveau einpegelten. In dieser Phase war der wesentliche Substrat- und N_{org} -Abbau abgeschlossen (Abb. 4-14; Kap. 4.1.5.4.); sie entspricht im Wesentlichen der Reifephase bei der Kompostierung. Die nachweisbaren $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte wurden auf die Ammonifikation abgestorbener mikrobieller Biomasse zurückgeführt. Ein Einfluss der initialen N_{org} -Gehalte war immer noch zu erkennen. Vermutlich lag bei höheren initialen N_{org} -Gehalten eine höhere mikrobielle Grundaktivität vor. Neben den initialen N_{org} -Gehalten zeigten sich auch in dieser Phase wiederum der Wassergehalt, aber auch die Temperatur einflussreich (Abschnitt 1). Bei einigen Versuchsreihen ($CL_{\text{time,NH}_4\text{-N,substrate}} = 0$; Kap. 4.2.3.1.) wurde während der Reifephase ein 2. kleineres Maximum beobachtet. Dies war der Fall, wenn die Belüftung abgestellt oder deutlich reduziert wurde. Die Modifikation der Prozesssteuerung führte zur Reduzierung der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge und dadurch zur verstärkten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Akkumulation (Kap. 4.2.3.2.).

Die Austräge von $\text{NH}_3\text{-N}$ folgten tendenziell der Entwicklung der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte. Sie erreichten ebenfalls ein Maximum (ggf. auch ein 2. Maximum) und nahmen später wieder ab. In den späten Kompostierungsphasen lagen die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge relativ unveränderlich auf niedrigem Niveau, welches in etwa dem Niveau, dass für die unbelüfteten Phasen als theoretisch mögliches Maximum bei erhöhten Temperaturen errechnet wurde (Tab. 4-10), entsprach. Die Belüftung wirkte sich größtenteils indirekt auf die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge aus, wenn mittlere bis höhere Belüftungsraten verwendet wurden. In unbelüfteten Phasen waren die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge nicht bilanzrelevant (Kap. 4.2.3.2., Abschnitt 2). In gering belüfteten Phasen (zwischen 1 und 6 L/kg dm³/h; Abschnitt 2) stiegen die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge mit den Belüftungsraten an.

In der „Verzögerungsphase“ (Phase II-III) konnten noch keine $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge stattfinden, da ein Mangel an $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ im Substrat vorlag. Dieser Mangel wurde durch ungeeignete Ammonifikationsbedingungen (pH-Werte $<5,5$; $>8,5$) verursacht. Mit beginnender Ammonifikation wurde $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ im Substrat angereichert. Der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteil wurde teilweise ausgetragen, wodurch die „Austragsphase“ (Phase III-IV) begann. Ein nennenswerter Austrag fand jedoch erst dann statt, als eine Belüftung erfolgte (Tab. 4-10; Kap. 4.2.3.2.) und wenn der allgemeine Substratabbau zu geeigneten pH-Temperatur-Kombinationen führte. Bedingt durch das Gleichgewicht von NH_4^+ und NH_3 (Gl. 2-2; Kap. 2.2.2.) können relevante Austräge erst ab Temperaturen von $30\text{ }^\circ\text{C}$ und pH-Werten von 7,5 auftreten. Die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge konnten näherungsweise nach Gl. 4-18 c als Funktion des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehaltes, des pH-Wertes und der Temperatur des Substrates bestimmt werden. Die Verifikation des Modells liefert Abb. 4-23. Neben diesen 3 Haupteinflussfaktoren und der bereits diskutierten Belüftung waren der Wassergehalt und die Substratzusammensetzung hinsichtlich ihres Verhältnisses von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteilen von Bedeutung. Bei den Wassergehalten war eine zunehmende Tendenz bis ca. 70 % fm erkennbar (Abb. 4-22 a). Es zeigten dagegen nur Substrate mit einem besonders hohen Anteil an lignocellulosischen Bestandteilen einen erkennbaren Einfluss auf die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Rückhaltung (Abb. 4-22 b). Bei diesen Substraten lag der Gehalt an ligninähnlichen Komponenten zwischen 25 und 20 % dm (Kap. 4.1.5.4., Abschnitt 2), auf welche das Rückhaltevermögen im Wesentlichen zurückgeführt wird. Abnehmende $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge waren vor allem auf nachlassende Ammonifikations- und Substratabbauprozesse zurückzuführen. Diese führten zu einer reduzierten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Bereitstellung und zu abnehmenden Temperaturen.

In der „Plateauphase“ (Phase IV-V) lagen die pH-Werte zumeist in einem, für $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge gut geeigneten Bereich (Abb. 4-21 e). Allerdings lagen die Temperaturen zumeist unterhalb von $30\text{ }^\circ\text{C}$ ¹ (Abb. 4-21 d), welche keine nennenswerten $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge mehr erlaubt. Der begrenzende Faktor war jedoch die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Nachlieferung aus der Ammonifikation abgestorbener mikrobieller Biomasse. Die unterschiedlichen Niveaus der durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten wurden auf unterschiedliche $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Nachlieferungsraten zurückgeführt. Substrate mit anfänglich hohen N_{org} -Gehalten zeigten also auch noch in den späteren Phasen eine erhöhte mikrobielle Aktivität. Höhere Anteile an toter mikrobieller Biomasse führten zu höheren $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalten und damit auch zu höheren $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrägen. Sofern

¹ Die höheren Temperaturen wurden zumeist künstlich erzeugt (durch Erwärmung des Wassermantels; Anlage IIa).

während der Reifephase ein 2. Maximum der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte erkannt wurde, widerspiegelte sich dieses auch in den $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrägen nachdem die Belüftung wieder erhöht wurde.

Dass die in Abb. 4-24 a und b gezeigten Schemen eine gewisse Allgemeingültigkeit besitzen, wird durch die Arbeiten verschiedener Autoren unterstützt (Anlage IXa), welche die Messungen von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalten und von $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austrägen beinhalten. Die von verschiedenen Autoren ermittelten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte lagen dabei im Bereich zwischen $<0,1$ und $0,75 \text{ \% dm}$ zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung vor. Häufig wurde ebenfalls die peakförmige Entwicklung beschrieben (Suzuki und Kumada, 1977; Bhoyar et al., 1979; Witter und Kirchmann, 1989; Grebus et al., 1994; Michel et al., 1996; Papadimitriou et al., 1997; Tam und Tiquia, 1999; Sanchez-Monedero et al., 2001; Sommer und Dahl, 1999; Druilhe et al., 2002; Tiquia et al., 2002; Zhu, 2006). Bei verschiedenen Autoren wurde ebenfalls ein sehr weiter Bereich für die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Gesamtausträge ermittelt. So wurden z.B. bei Bishop und Godfrey (1983), Hahne et al. (1996) und Knuth (1970) Austräge zwischen 0 und $65 \text{ \% N}_{\text{org-0}}$ festgestellt. Bei einem mittleren initialen N_{org} -Anteil von $1,7 \text{ \% dm}$ (Tab. 4-8; Kap. 4.2.1.) würde dies einer Gesamtemission bis zu $11000 \text{ g N/ Mg dm-0}$ entsprechen. Die Maxima traten auch bei den anderen Autoren im Bereich höherer biologischer Aktivität auf (z.B. Schuchardt und Ebermaier, 1994; Sikora et al., 1983, Elwell et al. 1994). Diese Arbeiten unterstützen die These, dass die Abb. 4-24 a und b eine gewisse Allgemeingültigkeit besitzen, da sich die Beobachtungen der verschiedenen Autoren gut in die Schemen integrieren lassen. Allein waren diese Arbeiten jedoch nicht für generelle Aussagen geeignet, da zumeist nur ein Substrat unter Variation einer Prozessbedingung oder verschiedene Substrate bei gleichem Prozessverlauf untersucht wurde.

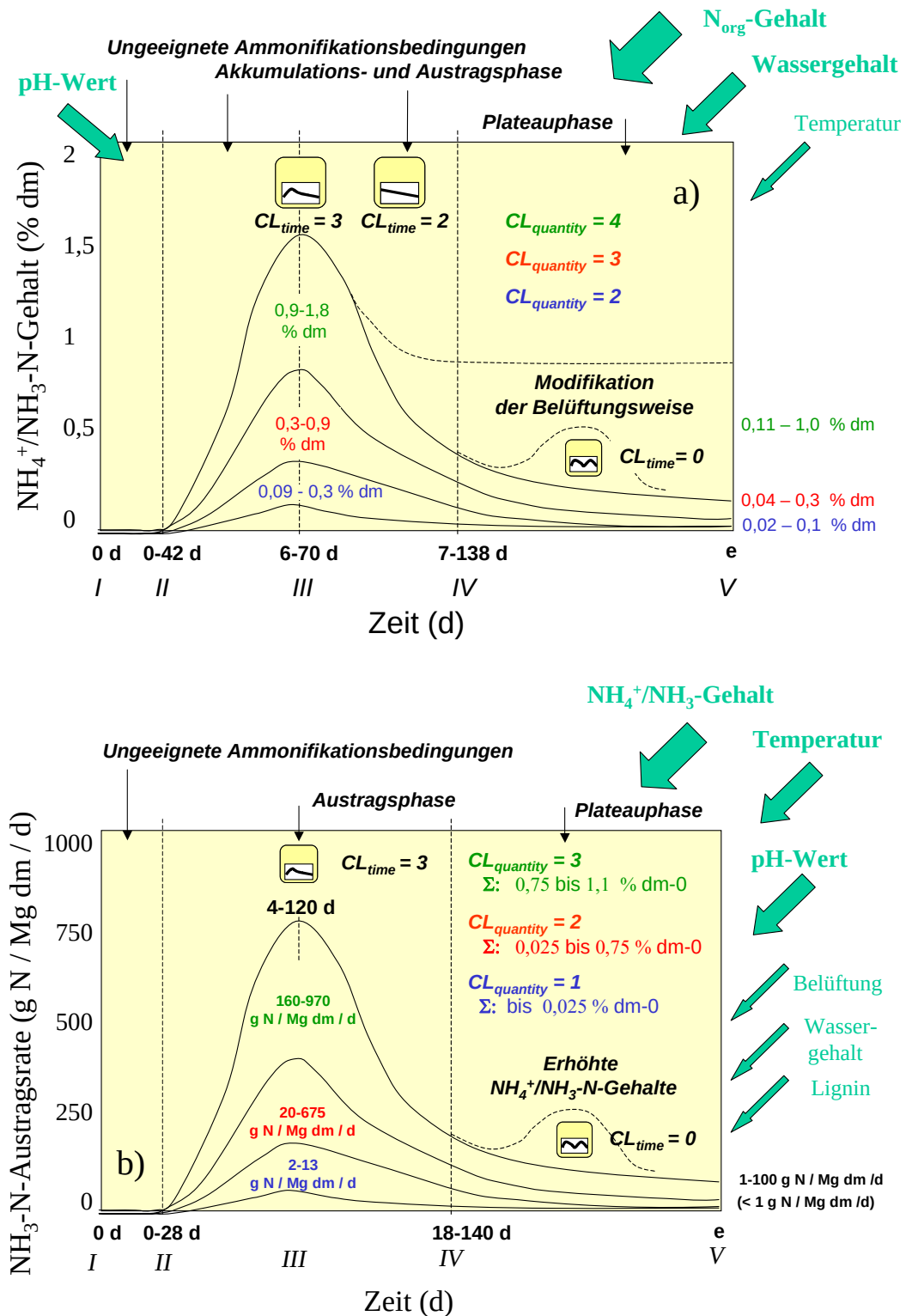
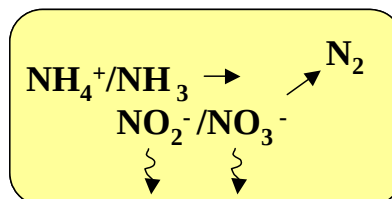


Abb. 4-24: Schematische Darstellung der Verläufe a) der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat ($C_{\text{NH}_4\text{-N, substrate}}$) und b) der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten in die Gasphase ($\dot{C}_{\text{NH}_3\text{-N, exhaust-air}}$) während der Kompostierung einschließlich wesentlicher Kenndaten und Einflussfaktoren.

4.2.4. Nitrat und Nitrit



Im Substrat enthaltenes NO_3^- wird durch Nitrifikation über die Zwischenstufe NO_2^- aus ebenfalls im Substrat enthaltenem $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ gebildet. Es kann weiter zu N_2 denitrifiziert oder ausgewaschen werden.

4.2.4.1. Gehalte im Substrat

Die Bestimmung der NO_3^- -N und NO_2^- -N-Gehalte im Substrat ($c_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$; $c_{\text{NO}_2\text{-N,substrate}}$) erfolgte nach Gl. 3-1 (Kap. 3.4.2.1.). Obwohl die Nachweismethoden für die NO_3^- -N- und NO_2^- -N-Gehalte mit einer durchschnittlichen Nachweisgrenze von jeweils $\bar{x}_{\text{NG}} = 0,0001 \text{ \% dm}^{-1}$ sensitiver waren als die Methode zur $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Bestimmung (Tab. 4-9; Kap. 4.2.3.1.), wurde NO_3^- -N und NO_2^- -N vergleichsweise selten detektiert.

Tab. 4-13 dokumentiert die statistische Auswertung aller untersuchten Proben. So konnte bei 23 % aller Proben NO_3^- -N und bei 6 % NO_2^- -N nachgewiesen werden. Die Häufigkeitsschwerpunkte der nachgewiesenen NO_3^- -N und NO_2^- -N-Gehalte lagen etwa um das 5-7-fache unterhalb der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Gehalte (Tab. 4-9). In Tab. 4-13 ist weiterhin der analytisch bedingte Variationskoeffizient (v_{z1} ; Tab. 4-3; Kap. 4.1.4.2.) dokumentiert.

Die Kategorisierung der Versuchsreihen erfolgte hinsichtlich der Größenordnung der während der Kompostierung ermittelten NO_3^- -N- und NO_2^- -N-Maximalgehalte, die detektiert wurden. Die gebildeten Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity,NO}_3\text{-N,substrate}} = 0, 1, 2$; $CL_{\text{quantity,NO}_2\text{-N,substrate}} = 0, 1, 2$) sowie weitere Kenndaten einer Versuchsreihe (Anzahl der Detektionen, $n_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$, $n_{\text{NO}_2\text{-N,substrate}}$; NO_3^- -N- und NO_2^- -N-Maximal- und -Minimalgehalte, $c_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;max}}$, $c_{\text{NO}_2\text{-N,substrate;max}}$, $c_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;min}}$, $c_{\text{NO}_2\text{-N,substrate;min}}$; Zeitpunkte ihres Auftretens, $t_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;max}}$, $t_{\text{NO}_2\text{-N,substrate;max}}$, $t_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;min}}$, $t_{\text{NO}_2\text{-N,substrate;min}}$) sind in Anlage VIIIe aufgeführt.

¹ Ermittelt mit Hilfe der Nachweisgrenze für $c_{\text{NO}_3\text{-N-FE}}$ und $c_{\text{NO}_2\text{-N-FE}}$ (Anlage VIh) und repräsentativer Messwerte für die weiteren Variablen in Gl. 3-1 (Kap. 3.4.2.1.).

Tab. 4-13: Statistischer Überblick über die Detektion von NO_3^- -N und NO_2^- -N in 53 Kompostierungsversuchen: NO_3^- -N- und NO_2^- -N-Gehalte im Substrat zu den verschiedenen Bilanzierungsterminen ($C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate;p}}$; $C_{\text{NO}_2\text{-N,substrate;p}}$), Probenanzahl (n), Detektionshäufigkeit, durchschnittliche Nachweisgrenze ($\bar{x}_{\text{NG}}$), analytisch bedingter Variationskoeffizient (v_{Z1}).

N-Gehalte im Substrat		NO_3^- -N	NO_2^- -N
Maximum		0,72	0,18
Mittelwert	% dm	0,056	0,046
Minimum		0,0001	0,0003
75%-Quantil		0,06	0,08
Median	% dm	0,015	0,030
25%-Quantil		0,004	0,010
Anzahl der Proben		660	637
Proben mit Detektion		152 (23,0 %)	39 (6,1 %)
$\bar{x}_{\text{NG}}$	% dm	0,0001	0,0001
v_{Z1}	%	2,8	2,2

(1) NO_3^- -N-Gehalte

Bei 79 % der Versuchsreihen wurde NO_3^- -N bei mindestens einer Probe während der Kompostierung detektiert (Anlage VIIIe). Wenn bei mehreren Proben einer Versuchsreihe Detektionen vorlagen, traten diese über längere Zeiträume, die zwischen einer und 10 Wochen andauerten, auf. Längere Serien waren teilweise das Resultat von NO_3^- -N-Zugaben, teilweise erfolgte die NO_3^- -N-Bildung aber auch als Resultat von N-Umsetzungsprozessen (Nitrifikation; Kap. 2.2.3.). Die Versuchsreihen, bei denen NO_3^- -N vor oder während der Kompostierung zugegeben wurde, wurden gesondert bewertet. Es wurden insgesamt 4 Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity,NO}_3\text{-N,substrate}} = 0, 1, 2$ – ohne N-Zugabe, 2 – mit N-Zugabe) hinsichtlich der NO_3^- -N-Gehalte ($C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$) unterschieden. Die Verteilung der NO_3^- -N-Gehalte des Substrates innerhalb der Kategorien wird in Abb. 4-25 a, b und c gezeigt. Die Kategorien werden wie folgt charakterisiert:



Nicht detektiert ($CL_{quantity,NO_3-N,substrate} = 0$): In 11 Versuchsreihen (20,8 %; *R9b, R2c, R3c, R6c, R2d, R9e, R7g, R2k, R6k, R7k, R3m*, Anlage VIIIe) wurde zu keinem Zeitpunkt der Kompostierung NO_3^- -N detektiert. Proben wurden im Durchschnitt alle 1-2 Wochen entnommen und hinsichtlich ihrer NO_3^- -N-Gehalte untersucht (Anzahl der Proben, n_p ; Anlage VIIIa).



Nicht signifikant ($CL_{quantity,NO_3-N,substrate} = 1$): In 22 Versuchsreihen (41,5 %; Anlage VIIIe) war der maximale NO_3^- -N Gehalt unter 0,025 % dm. In 8 dieser Versuchsreihen (*R2b, R3b, R4b, R1i, R8i, R3k, R5k, R8k*; 15,1 %) wurde NO_3^- -N nur einmalig detektiert; bei den verbleibenden 14 Versuchsreihen traten bis zu 6 Detektionen auf. In 6 Versuchsreihen (*R1i, R3i, R4i, R7i, R8i, R9i*) erfolgten die Detektionen, weil geringfügige NO_3^- -N-Zugabe während der Kompostierung stattfanden. Bei den restlichen 16 Versuchsreihen wurde der NO_3^- -N während der Kompostierung gebildet.



Signifikant, ohne N-Zugaben ($CL_{quantity,NO_3-N,substrate} = 2$): In 12 Versuchsreihen (22,6 %, *R4a, R9a, R5b, R6b, R7b, R8c, R9c, R5d, R8e, R6g, R1k, R4k*; Anlage VIIIe) lagen die NO_3^- -N-Maximalgehalte pro Versuchsreihe über 0,025 % dm. Das Maximum betrug 0,49 % dm und wurde bei der Versuchsreihe *R4k* detektiert. Die Minimaldetektionen ($C_{NO_3-N,substrate;min}$) unterschritten zumeist 0,025 % dm. Die Detektionen erfolgten einmalig (*R9c*) oder bei bis zu 15 Proben (*R6b*). Sie traten in der späteren Phase der Kompostierung, zwischen dem 56. (*R4k, R6b, R7b, R8b*) und 168. Kompostierungstag (*R4a*) auf. Nur bei einer Versuchsreihe (*R1k*) waren die ermittelten NO_3^- -N-Gehalte auf das natürliche Vorkommen im Ausgangssubstrat (Hühnermist) zurückzuführen. Bei den verbleibenden 12 Versuchsreihen wurde der NO_3^- -N während der Kompostierung gebildet.



Signifikant, nach N-Zugaben ($CL_{quantity,NO_3-N,substrate} = 2$): Bei insgesamt 8 Versuchsreihen (15,1 %; Anlage VIIIe) erfolgten N-Zugaben vor oder während der Kompostierung, wodurch die NO_3^- -N-Maximalgehalte pro Versuchsreihe über 0,025 % dm stiegen. In 4 Versuchsreihen (*R10a, R10b, R2m, R4m*) erfolgten NO_3^- -N-Zugaben vor der Kompostierung, wodurch NO_3^- -N-Gehalte zwischen 0,3 und 0,7 % dm eingestellt wurden. Bei 2 weiteren Versuchsreihen (*R5c, R4c*) erfolgten diese während der Kompostierung, wodurch NO_3^- -N-Gehalte auf 0,1 bzw. 0,2 % dm angehoben wurden. Zudem konnten in 2 Versuchsreihen (3,6 %, *R4d, R8b*; Anlage VIIIe) NO_3^- -N-Detektionen als Folge einer NH_4^+/NH_3 -N-Zugabe während der Kompostierung festgestellt werden. Sämtliche NO_3^- -N-Gehalte nahmen im weiteren Verlauf bis unter die Nachweisgrenze ab.

Der Verlauf der NO_3^- -N-Anteile in den N-Bilanzserien ($N_{NO_3-N,substrate}$) kann für alle Versuchsreihen in den Anlagen VIIa-h verfolgt werden. Zu Beginn der Kompostierung war NO_3^- -N in den Substraten von 8 Versuchsreihen in Spuren (<0,02 % dm) enthalten (*R5a, R6a, R7a, R8a, R6b, R1j, R2j, R3j*; Anlage IId). Bei 4 weiteren Versuchsreihen (*R10a, R10b, R2m, R7m*; Anlage IId) wurden die NO_3^- -N-Ausgangsgehalte durch eine NO_3^- -N-Zugabe erhöht (0,3-0,7 % dm). Die NO_3^- -N-Anfangsgehalte nahmen bei diesen Versuchsreihen mit Verzögerung oder sofort während der ersten (*R2m*) bzw. bis zur 5.-6. Woche (*R10a, R10b*)¹ bis unter die durchschnittliche Nachweisgrenze ab. Ebenso konnte bei den Versuchsreihen mit NO_3^- -N-Zugaben während der Kompostierung (*R4c, R5c*) in der jeweils folgenden Bilanzierungsperiode kein NO_3^- -N mehr nachgewiesen werden.

¹ Die Versuchsreihe *R4m* konnte diesbezüglich nicht beurteilt werden, da der Abstand der entsprechenden Probenahmetermine 10 Wochen betrug.

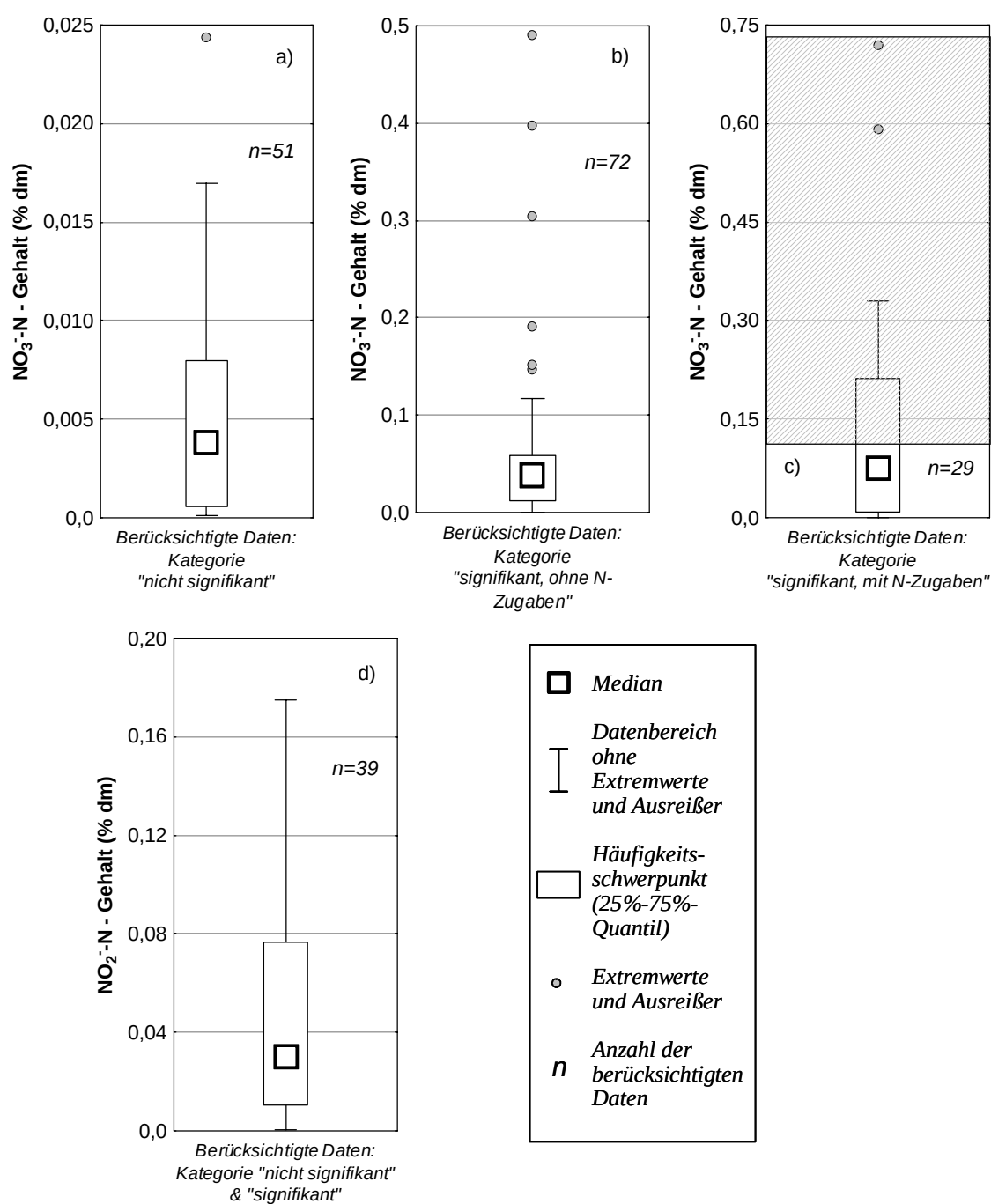


Abb. 4-25: Box-Plots der NO_3^- -N- und NO_2^- -N-Gehalte der Substrate ($C_{\text{NO}_3^- \text{-N, substrate}}$; $C_{\text{NO}_2^- \text{-N, substrate}}$): ermittelt für alle Kategorien mit positiven NO_3^- - bzw. NO_2^- -N-Detektionen. Der Bereich, in dem die NO_3^- -N-Gehalte nach Zugaben lagen, wurde schraffiert.

- $CL_{\text{quantity}, \text{NO}_3^- \text{-N, substrate}} = 1$, 22 Versuchsreihen;
- $CL_{\text{quantity}, \text{NO}_3^- \text{-N, substrate}} = 2$ – ohne N-Zugabe, 12 Versuchsreihen;
- $CL_{\text{quantity}, \text{NO}_3^- \text{-N, substrate}} = 2$ – mit N-Zugabe, 8 Versuchsreihen;
- $CL_{\text{quantity}, \text{NO}_2^- \text{-N, substrate}} = 1$ und 2, 22 Versuchsreihen.

Die Tendenz zum NO_3^- -Abbau widerspiegelt sich in Abb. 4-25 c, bei der ein Großteil der detektierten NO_3^- -N-Gehalte unterhalb der NO_3^- -N-Gehalte nach der Zugabe lag. Abb. 4-25 b zeigt dagegen, dass auch eine NO_3^- -N-Bildung auftreten und ein Teil des gebildeten NO_3^- -N im Substrat akkumuliert werden kann. Die meisten Versuchsreihen der in Abb. 4-25 b betrachteten Versuchsreihen wiesen keine initialen NO_3^- -N-Anteile auf. Dennoch wurden NO_3^- -N-Gehalte mit einem Häufigkeitsschwerpunkt bis zu 0,05 % dm gefunden. Zudem traten, zumeist kurzzeitig, Maximalgehalte bis zu 0,5 % dm auf. Der Häufigkeitsschwerpunkt der Versuchsreihen mit „nicht signifikanten“ NO_3^- -N-Gehalten lag um ca. 6-fache unterhalb des vorhergehend genannten Häufigkeitsschwerpunktes (Abb. 4-25 a). Die Maximalgehalte lagen hier zudem wesentlich näher beim Häufigkeitsschwerpunkt.

Diese Ausführungen zeigen, dass NO_3^- -N während der Kompostierung gebildet, akkumuliert und auch verbraucht werden kann. Ein NO_3^- -N-Verbrauch bzw. eine -Akkumulation konnte nachgewiesen werden, wenn zwischen den an zwei aufeinander folgenden Bilanzierungsterminen erhobenen NO_3^- -N-Gehalten ($C_{\text{NO}_3\text{-N},\text{substrate};p}$; $C_{\text{NO}_3\text{-N},\text{substrate};p+1}$) eine Abnahme bzw. eine Zunahme von NO_3^- -N vorlag. Die insgesamt erfolgte NO_3^- -N-Generierung konnte mit Hilfe der NO_3^- -N-Gehalte nicht ermittelt werden. Deren Bestimmung erfolgte näherungsweise in Kap. 4.2.4.3..

Zur Quantifizierung der Prozesse des NO_3^- -N-Verbrauches bzw. der NO_3^- -N-Akkumulation wurden, unter Berücksichtigung der Dauer der Bilanzierungsperiode, die durchschnittlichen NO_3^- -N-Verbrauchs- bzw. NO_3^- -N-Akkumulationsraten ($\pm \dot{C}_{\text{NO}_3\text{-N},\text{substrate};p}$) bestimmt. Die Ergebnisse wurden für alle Bilanzierungsperioden mit NO_3^- -N-Verbrauch bzw. -Akkumulation in Abb. 4-26 b und d dargestellt. Die höchsten NO_3^- -N-Verbrauchsrate waren auf die Versuchsreihen mit erhöhten NO_3^- -N-Gehalten zurückzuführen. Auch in einer vorherigen Prozessstufe akkumulierter NO_3^- -N konnte wieder verbraucht werden. Eine weiterführende Auswertung zum NO_3^- -N-Verbrauch ist Kap. 4.2.4.3. zu entnehmen. Eine Akkumulation zeigte sich, wenn bestimmte Rahmenbedingungen hinsichtlich des Milieus vorlagen. Diese werden in Kap. 4.2.4.2. herausgearbeitet.

(2) NO_2^- -N-Gehalte

Bei den NO_2^- -N-Gehalten ($C_{\text{NO}_2\text{-N},\text{substrate}}$) wurden 3 Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity},\text{NO}_2\text{-N},\text{substrate}}$) unterschieden, welche sich am Auftreten von NO_2^- -N und der

Größenordnung der Maximalgehalte orientierten. Die Verteilung der insgesamt ermittelten NO_2^- -N-Gehalte zeigt Abb. 4-25 d. Bei 42 % der Versuchsreihen wurde NO_2^- -N mindestens bei einer Probe detektiert. Die Größenordnungskategorien können wie folgt charakterisiert werden:



Nicht detektiert ($CL_{\text{quantity}, \text{NO}_2\text{-N}, \text{substrate}} = 0$): In 31 Versuchsreihen (58,5 %; Anlage VIIIe) wurde zu keinem Zeitpunkt der Kompostierung NO_2^- -N detektiert. Auch hier wurden Proben im Durchschnitt alle 1-2 Wochen entnommen und hinsichtlich ihrer NO_2^- -N-Gehalte untersucht (Anzahl der Proben, n_p ; Anlage VIIIa).



Nicht signifikant ($CL_{\text{quantity}, \text{NO}_2\text{-N}, \text{substrate}} = 1$): In 7 Versuchsreihen (13,2 %; *R10a, R2b, R4b, R10b, R9c, R5k, R1m*; Anlage VIIIe) lag der maximale NO_2^- -N-Gehalt unter 0,025 % dm. Bei 5 dieser Versuchsreihen (9,4 %) erfolgte eine Detektion einmalig, bei 2 Versuchsreihen (3,8 %) wurde NO_2^- -N bei 2 Proben festgestellt.



Signifikant ($CL_{\text{quantity}, \text{NO}_2\text{-N}, \text{substrate}} = 2$): In 15 Versuchsreihen (28,3 %; Anlage VIIIe) lagen die NO_2^- -N-Maximalgehalte über 0,025 % dm. Der höchste NO_2^- -N-Maximalgehalt betrug 0,175 % dm und wurde bei der Versuchsreihe *R4k* ermittelt. Ein Zusatz von NO_2^- -N vor oder während der Kompostierung erfolgte in keinem Fall. Bei den Versuchsreihen *R2m, R4m, R8b, R4d* erfolgten jedoch NO_3^- -N- bzw. $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Zugaben vor oder während der Kompostierung. In 5 Versuchsreihen (9,4 %) lag NO_2^- -N nur als Einzelwert vor, bei den anderen 10 Versuchsreihen (18,9 %) wurden NO_2^- -N jeweils 2 bis maximal 4 mal (*R4d, R6b, R2m*) detektiert.

Aufgrund der geringen Anzahl von Detektionen wurde die Verteilung des NO_2^- -N innerhalb der Kategorien „signifikant“ und „nicht signifikant“ gemeinsam bewertet (Abb. 4-25 d). NO_2^- -N lag nur bei 2 Versuchen (*R2m, R4m*) bereits zu Beginn der Kompostierung in Spuren vor. Dieser NO_2^- -N unterlag einer sofortigen Umsetzung. In der Mehrzahl der Fälle, bei denen NO_2^- -N während der Kompostierung detektiert wurde, trat eine Akkumulation mit sehr kurzzeitigen Spitzenwerten auf. Die NO_2^- -N-Verbrauchs- bzw. -Akkumulationsraten ($\pm \dot{c}_{\text{NO}_2\text{-N}, \text{substrate}}$) wurde nach dem gleichen Prinzip wie die NO_3^- -N-Verbrauchs- bzw. Akkumulationsrate (Abschnitt 1) aus den NO_2^- -N-Gehalten zweier aufeinander folgender Bilanzierungstermine ($C_{\text{NO}_2\text{-N}, \text{substrate}; p}, C_{\text{NO}_2\text{-N}, \text{substrate}; p+1}$) und der Dauer der Bilanzierungsperiode ermittelt. Obwohl eine NO_2^- -N-Akkumulation wesentlich seltener vorkam, konnte sie kurzfristig mit der gleichen Geschwindigkeit voranschreiten wie die NO_3^- -N-Akkumulation. Die NO_2^- -N-Verbrauchsrate verliefen nahezu analog zu den Akkumulationsraten. Die Detektionen von NO_2^- -N können in Anlagen VIIa-h anhand der NO_2^- -N-Anteile in einer N-Bilanzserie ($N_{\text{NO}_2\text{-N}, \text{substrate}}$) verfolgt werden.

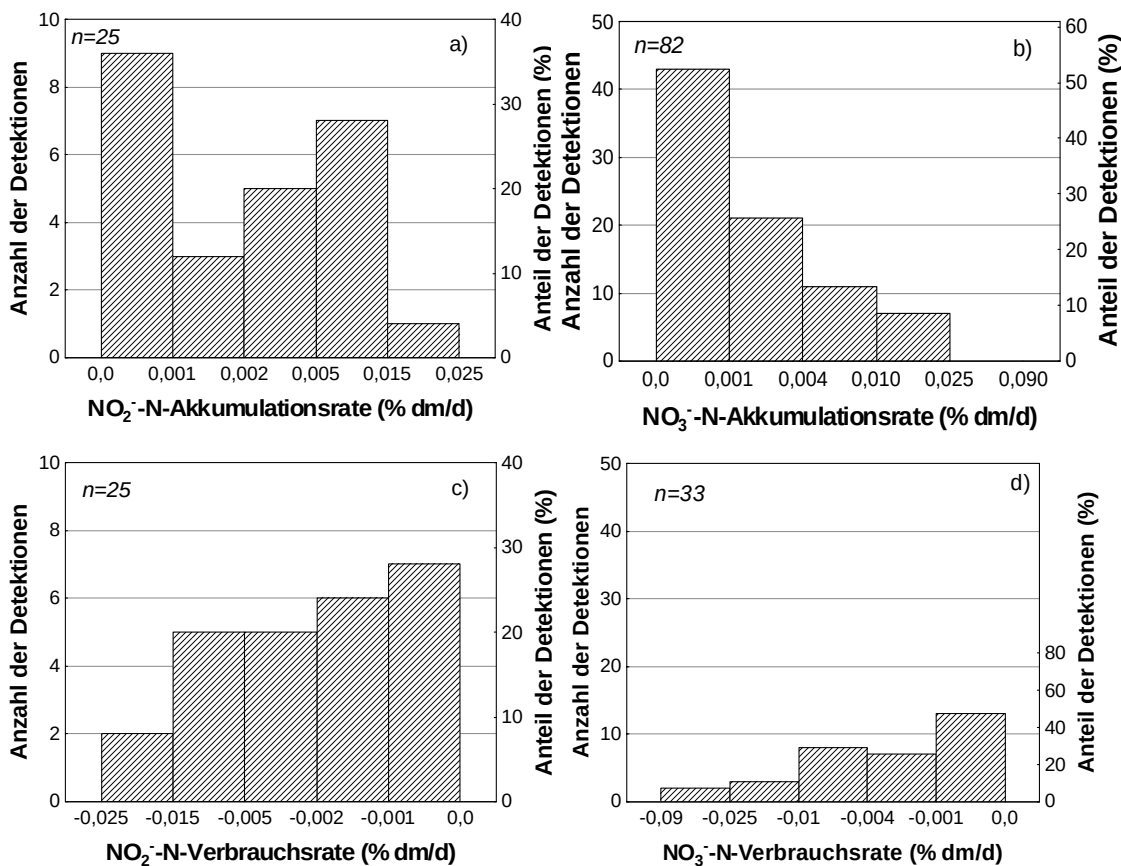


Abb. 4-26: Histogramme der NO₂⁻-N- und NO₃⁻-N-Verbrauchs- und Akkumulationsraten ($\pm \dot{c}_{NO_3-N, substrate}$; $\pm \dot{c}_{NO_2-N, substrate}$).

- a) NO₂⁻-N-Akkumulation: nachgewiesen bei 19 Versuchsreihen,
- b) NO₃⁻-N-Akkumulation: nachgewiesen bei 31 Versuchsreihen,
- c) NO₂⁻-N-Verbrauch: nachgewiesen bei 16 Versuchsreihen,
- d) NO₃⁻-N-Verbrauch: nachgewiesen bei 20 Versuchsreihen.

(3) Zusammenhang zwischen NO₃⁻-N- und NO₂⁻-N-Detektionen

Abb. 4-27 zeigt, dass NO₂⁻-N bevorzugt in Kombination mit NO₃⁻-N auftrat. Nur in wenigen Fällen (R9a, R6k, R2m, R2b, R10b) wurde NO₂⁻-N allein detektiert. Umgekehrt trat NO₃⁻-N jedoch häufig auch ohne Spuren von NO₂⁻-N auf. Ein funktioneller Zusammenhang zwischen den NO₃⁻-N- und den NO₂⁻-N-Gehalten lag nicht vor. Die in den Anlagen VIIa-h (R5b, R6b, R7b, R8b, R4d, R4k) dargestellten N-Bilanzserien zeigen, dass in der Regel NO₂⁻-N zu Gunsten von NO₃⁻-N abnahm. Daraus wird geschlussfolgert, dass es sich beim NO₂⁻-N im Wesentlichen um ein Zwischenprodukt der Nitrifikation (Kap. 2.2.3.) und nicht der Denitrifikation (Kap. 2.2.4.) handelte.

Aufgrund der geringen Anzahl an Detektionen wurden die NO_2^- -N-Gehalte nicht weiterführend ausgewertet.

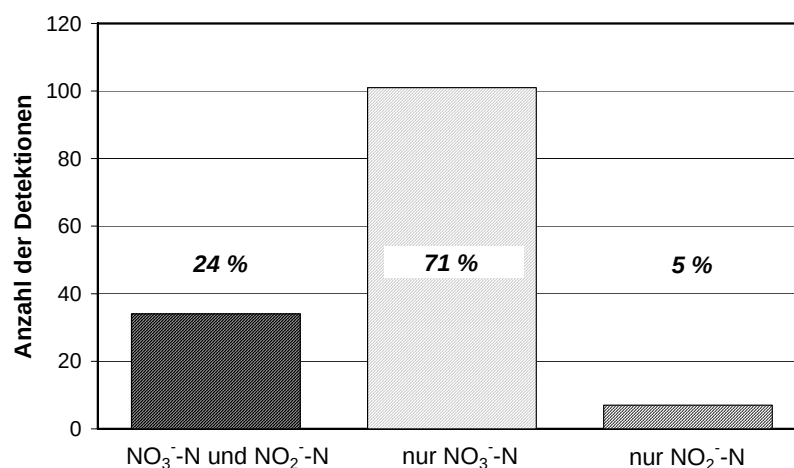


Abb. 4-27: Gemeinsames oder separates Auftreten von NO_3^- -N und NO_2^- -N im Substrat: ermittelt für alle Proben mit NO_3^- -N- und NO_2^- -N-Detektion; aufgetreten in 42 von 53 Versuchsreihen.

4.2.4.2. Nitratakkumulation: Einflussfaktoren und Schematisierung

Die Durchsicht der Literatur ergab (Anlage IXb), dass andere Autoren NO_3^- -N-Akkumulationen während der Kompostierung von $<0,02\%$ dm bis zu $0,35\%$ dm festgestellt haben (z.B. Bhoyar et al., 1979; Sanchez-Montero et al., 2000; Suzuki et al., 2004). Da bei den eigenen Untersuchungen ein deutlich größerer Bereich der NO_3^- -N-Akkumulationen von $0,0001$ bis $0,72\%$ dm (Tab. 4-13; Kap. 4.2.4.1.) erzielt wurde, kann davon ausgegangen werden, dass die durchgeführten Kompostierungsversuche das Spektrum der Möglichkeiten sehr gut abdecken.

Als Einflussfaktoren arbeiteten die verschiedenen Autoren vor allem die Temperatur, die Substratzusammensetzung, den $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N- sowie den O_2 -Gehalt heraus. Anhand dieser Ergebnisse der verschiedenen Autoren war jedoch kein einheitliches Schema hinsichtlich des Auftretens einer NO_3^- -N-Akkumulation zu erkennen. Verschiedene Einflussfaktoren wurden daher für die 53 Versuchsreihen untersucht und zur Erstellung eines allgemeingültigen Schemas herangezogen.

Tab. 4-14: Korrelation verschiedener Milieu- und Prozessparameter mit den NO_3^- -N-Akkumulationsraten ($+\dot{c}_{\text{NO}_3-\text{N},\text{substrate}}$): n - Anzahl der untersuchten Bilanzierungsperioden, r_n - Korrelationskoeffizient, r^2 - Bestimmtheitsmaß, CL_{rn} - Kategorie für die Stärke der Korrelation, Si- Zuverlässigkeit der Korrelation (berücksichtigtes α -Level = 0,05) sowie die Spannweite der untersuchten Bereiche.

Parameter	Untersuchter Bereich		Korrelation ²				
	Minimum - Maximum	0,15 - 0,85 Quantil	n	r_n	r^2	CL	Si
Temperatur (T_i , °C)	20-67	25-33	661	-0,10	0,01	-1	+
CO ₂ -Gehalt ($c_{\text{CO}_2-\text{GAS}}$, Vol. %)	0-52	0,2-7,3	660	-0,09	0,01	-1	+
Substratkomposition (CL_{sub} , 0->4) ¹	0-4	1-4	461	-0,07	0,00	-1	+
NH ₄ ⁺ /NH ₃ -Gehalt ($c_{\text{NH}_4-\text{N},\text{substrate}}$, % dm) ³	0,0-1,2	0,04-0,3	547	-0,04	0,00	0	-
N ₂ -Gehalt ($c_{\text{N}_2-\text{GAS}}$, Vol.%)	0-91	77,1-79,6	501	0,02	0,00	0	-
pH-Wert (pH_{FE})	4,4-8,4	6,0-8,5	575	0,02	0,00	0	-
Wassergehalt ($c_{\text{H}_2\text{O}}$, % FS)	23-64	32-57	661	0,07	0,00	1	-
Abbaustufe (CL_{deg} , 0-7)	0-7	2-7	661	0,10	0,01	1	+
N _{org} -Gehalt ($c_{\text{N-org},\text{substrate}}$, % dm)	0,4-4,1	0,9-2,9	603	0,12	0,01	1	+
Belüftungsrate ($\dot{V}_{in}$, L/h)	0-283	0-220	660	0,14	0,02	1	+
O ₂ -Gehalt ($c_{\text{O}_2-\text{GAS}}$, Vol. %)	0-22	5,0-21,2	501	0,20	0,04	2	+

1 Anteil von leicht zu schwerer abbaubaren Bestandteilen, nur für Modellabfälle ermittelt (Kap. 3.5.1.)

2 Erläuterungen zur Methodik und zu den Kenngrößen in Kap. 3.5.2.

3 Messwerte vom Anfang der Bilanzierungsperiode

Zunächst wurde nach der in Kap. 3.5.3. beschriebenen Methodik eine Korrelationsanalyse durchgeführt. Hierbei wurden die Korrelationen verschiedener Milieu- und Prozessbedingungen mit den NO_3^- -N-Akkumulationsraten ($+\dot{c}_{\text{NO}_3-\text{N},\text{substrate}}$) untersucht. Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse sind in Tab. 4-14 aufgeführt. Die Korrelationskoeffizienten zeigen einen „schwachen“ Einfluss des O₂-Gehaltes ($CL_{rn} = 2$, Kap. 3.5.3.) und einen „sehr schwachen“ Einfluss an ($CL_{rn} = -1, 1$) der Temperatur, des CO₂-Gehaltes, der Substratkomposition, der Abbaustufe, des N_{org}-Gehaltes und der Belüftungsrate an. Diese Einflüsse waren statistisch auf einen α -Niveau von 0,05 abgesichert (SI = „+“). Dagegen konnte kein Einfluss vom pH-Wert sowie dem NH₄⁺/NH₃-N-Gehalt ($CL_{rn} = 0$) nachgewiesen werden. Ein Einfluss des Wassergehaltes war nicht zuverlässig nachweisbar (SI = „-“). Die Korrelationskoeffizienten einiger Parameter spiegeln vermutlich die

Einflüsse anderer Parameter wider, so z.B. bei der Belüftung: NO_3^- -N-Akkumulationen wurden nur selten in unbelüfteten und in niedrig belüfteten Phasen festgestellt. Diese Phasen waren im Allgemeinen eher O_2 -arm.

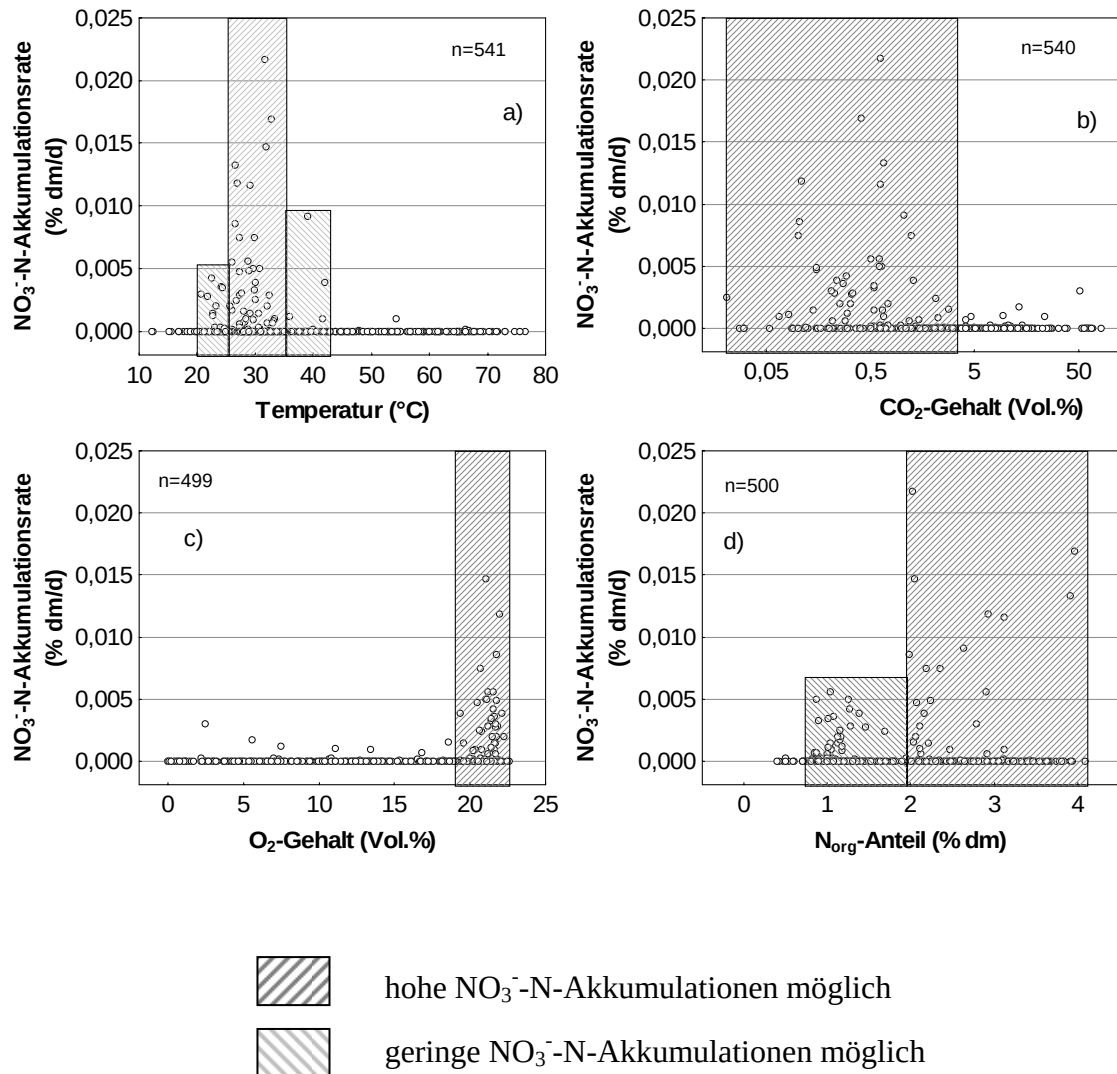


Abb. 4-28: Abhängigkeit der NO_3^- -N-Akkumulationsraten ($+\dot{c}_{\text{NO}_3-\text{N},\text{substrate}}$) von relevanten Prozess- und Milieuparametern.

- a) Temperatur (T_I)
- b) CO_2 -Gehalt ($c_{\text{CO}_2-\text{GAS}}$)
- c) O_2 -Gehalt ($c_{\text{O}_2-\text{GAS}}$)
- d) N_{org} -Gehalt ($c_{\text{N-org},\text{substrate}}$)

Der Zusammenhang zwischen Milieubedingungen die mit hoher Wahrscheinlichkeit einflussreich waren und den NO_3^- -N-Akkumulationsraten wurde in Abb. 4-28 a-d

dargestellt. Es wurden Milieubereiche abgegrenzt, in denen die NO_3^- -N-Akkumulationen bevorzugt auftraten. Diese werden im Folgenden als „Relevanzbereich“ bezeichnet. Die Relevanzbereiche sind in Tab. 4-15 zusammengefasst.

Tab. 4-15: Bereiche mit gehäuftem Auftreten von NO_3^- -N-Akkumulationen (Relevanzbereich) für ausgewählte Milieuparameter.

Parameter	Relevanzbereich
Temperatur (T , °C)	20-45
CO_2 ($c_{\text{CO}_2\text{-GAS}}$, Vol. %)	0-3
O_2 ($c_{\text{O}_2\text{-GAS}}$, Vol. %)	>19
N_{org} ($c_{\text{N-org,substrate}}$, % dm)	>0,75

Im Folgenden wurden alle Bilanzierungstermine bewertet, bei denen jeweils ein kompletter Datensatz für die in Tab. 4-15 aufgeführten Parameter vorhanden war. Dies war bei insgesamt 485 Bilanzierungsterminen (100 %) der Fall. Davon konnten bei 67 (13,8 %) Bilanzierungsterminen NO_3^- -N-Akkumulationen festgestellt wurden. In Abb. 4-29 a wurden die NO_3^- -N-Akkumulationsraten für die Bilanzierungsperioden (46; 9,5 %), bei denen alle 4 Milieuparameter innerhalb der in Tab. 4-15 angegebenen Relevanzbereiche lagen, dargestellt. Demgegenüber gibt Abb. 4-29 b die NO_3^- -N-Akkumulationsraten für die Bilanzierungsperioden (21; 4,3 %) wieder, bei denen mindestens ein Parameter außerhalb des Relevanzbereiches lag. Abb. 4-29 a und b machen deutlich, dass die NO_3^- -N-Akkumulationsrate im Allgemeinen eine Zehner-Potenz geringer war, wenn nur ein Milieuparameter nicht innerhalb der in Tab. 4-15 angegebenen Relevanzbereiche lag.

Bei insgesamt 418 Bilanzierungsperioden (86,2 %) traten keine NO_3^- -N-Akkumulation auf. Hiervon lag bei 328 Bilanzierungsterminen (67,6 %) mindestens ein Milieuparameter außerhalb der in Tab. 4-15 angegebenen Bereiche. Nur 90 Bilanzierungsperioden (18,5 %) lagen komplett innerhalb aller 4 Relevanzbereiche. Es kann also angenommen werden, dass eine NO_3^- -N-Akkumulation auftritt, wenn die in Tab. 4-15 angegebenen Bedingungen gemeinsam vorliegen. Die Temperatur, die Gaszusammensetzung sowie der N_{org} -Gehalt des Substrates können damit als wesentliche Einflüsse bezüglich der NO_3^- -N-Akkumulation angesehen werden.

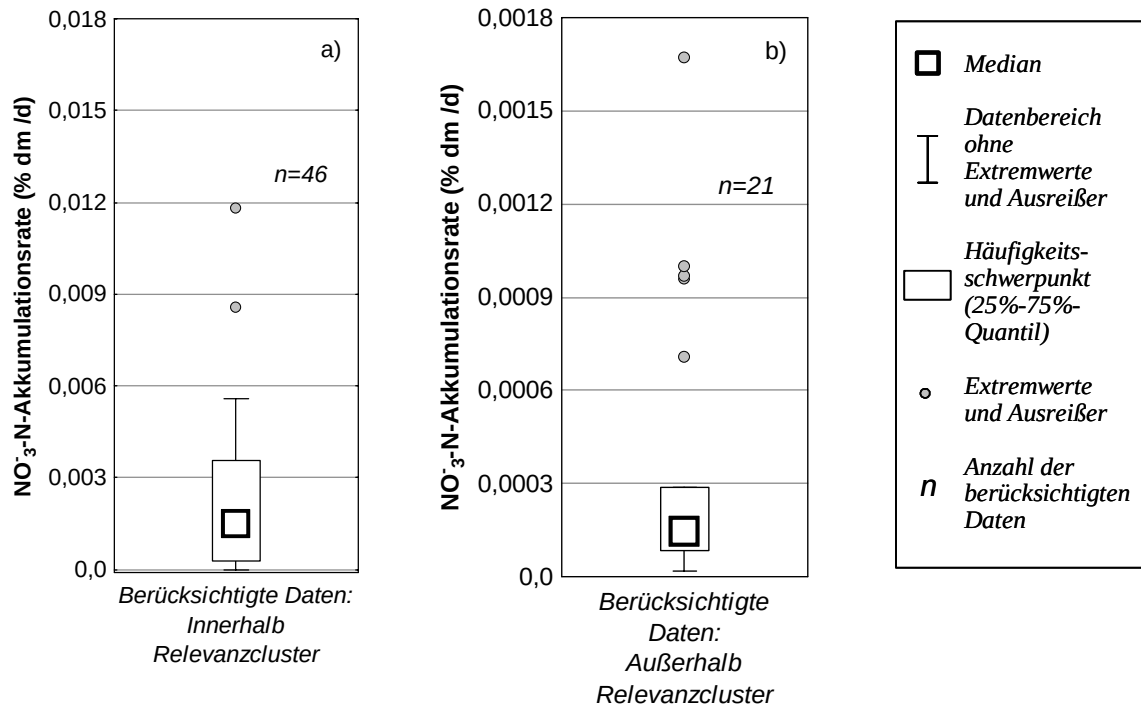


Abb. 4-29: Box-Plots der NO_3^- -N-Akkumulationsraten ($+\dot{c}_{\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}, \text{substrate}}$); n – Anzahl der berücksichtigten Bilanzierungsperioden.

- Alle Milieuparameter (Temperatur, T_I ; CO_2 , $c_{\text{CO}_2\text{--GAS}}$; O_2 , $c_{\text{O}_2\text{--GAS}}$ und N_{org} , $C_{\text{N-org, substrate}}$) liegen innerhalb der jeweiligen Relevanzcluster von Tab. 4-15.
- Mindestens 1 Milieuparameter (Temperatur, T_I ; CO_2 , $c_{\text{CO}_2\text{--GAS}}$; O_2 , $c_{\text{O}_2\text{--GAS}}$ und N_{org} , $C_{\text{N-org, substrate}}$) liegt außerhalb des entsprechenden Relevanzclusters von Tab. 4-15.

Die Ergebnisse zur NO_3^- -N-Akkumulation wurden schematisch in Abb. 4-30 zusammengefasst. Damit NO_3^- -N-Akkumulationen zu Stande kommen, müssen Nitrifikationsprozesse stattfinden, welche zur NO_3^- -N-Bildung führen (Kap. 2.2.3.). Zudem muss die NO_3^- -N-verbrauchende Denitrifikation (Kap. 2.2.4.) limitiert sein.

Eine besonders intensive NO_3^- -N-Akkumulation tritt ein (NO_3^- -N-Akkumulationsraten bis zu 0,025 % dm/d bzw. 250 g NO_3^- -N / Mg dm / d), wenn die Temperatur im Bereich zwischen 25 und 35 °C liegt (Abb. 4-28 a). Das heißt, in diesem Temperaturbereich finden Nitrifikationsprozesse deutlich schneller statt, als Denitrifikationsprozesse. Zudem sollten die anfänglichen N_{org} -Gehalte über 2 % dm liegen (Abb. 4-28 d).

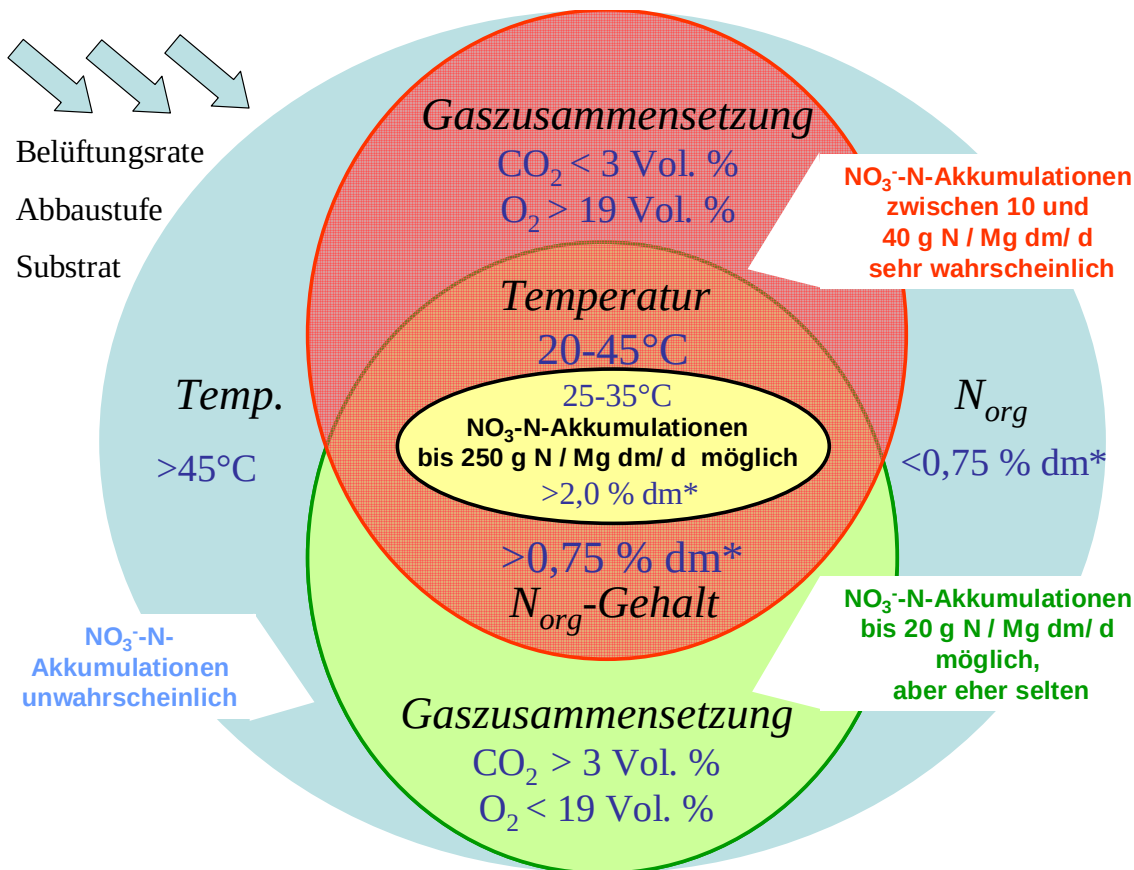


Abb. 4-30: Schematische Darstellung der Einflüsse auf eine NO_3^- -N-Akkumulation bei der Kompostierung. (* N_{org} -Gehalt des Substrates)

Dies stellt sicher, dass die Nachlieferung des Ausgangssubstrates der Nitrifikation ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$; Kap. 2.2.3.) in größeren Mengen möglich ist. Die Bereitstellung von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ erfolgt im Rahmen der Ammonifikation des N_{org} (Kap. 2.2.2.). Weiterhin sollten die O_2 -Konzentrationen über 19 Vol. % liegen (Abb. 4-28 c) und korrespondierend die CO_2 -Konzentrationen unter 3 Vol. % (Abb. 4-28 b). In diesen Fällen werden die aeroben Nitrifikationsprozesse (Kap. 2.2.3.) forciert, Denitrifikationsprozesse (Kap. 2.2.4.) gehemmt. Bei gleichen Rahmenbedingungen bezüglich des O_2 -Angebotes, jedoch bei etwas abweichenden Temperaturen bzw. N_{org} -Gehalten (roter Kreis), sind NO_3^- -N-Akkumulationsraten zwischen 0,001 und 0,004 % dm/d (bzw. 10 und 40 g NO_3^- -N / Mg dm / d) wahrscheinlich. Bei geringeren O_2 -Gehalten (grüner Kreis) können immer noch NO_3^- -N-Akkumulationen mit Raten bis zu 0,002 % dm/d (bzw. 20 g NO_3^- -N / Mg dm / d) stattfinden, sind jedoch eher selten. Unabhängig von der Gaszusammensetzung sind bei Temperaturen über 45°C bzw. N_{org} -Gehalten unter 0,75 % dm (blauer Kreis) NO_3^- -N-Akkumulationen eher unwahrscheinlich. Faktoren, die sich indirekt auf die Gaszusammensetzung, die

Temperatur und den N_{org} -Gehalt auswirken, sind die Belüftungsrate ($\dot{V}_{\text{in}}$), die Abbaustufe (CL_{deg}) und die Substratkomposition (CL_{sub}).

4.2.4.3. Nitratverbrauch und N_2 -Generierung

NO_3^- -N war in einigen Substraten aufgrund von NO_3^- -N-Zugaben vor oder während der Kompostierung vorhanden (Kap. 4.2.4.1.). In vielen Versuchsreihen entstand NO_3^- -N jedoch während der Kompostierung als Folge von Nitrifikationsprozessen (Kap. 2.2.3.) und das Nitrifikationsprodukt NO_3^- -N wurde bei bestimmten Milieubedingungen im Substrat akkumuliert (Kap. 4.2.4.2.).

Eine simultane Denitrifikation des über Nitrifikation gebildeten NO_3^- könnte erfolgen, wenn sowohl Nitrifikanten als auch Denitrifikanten im Substrat vorkommen und jeweils geeignete Milieubedingungen vorfinden. Als Reaktionsprodukt der Denitrifikation würde N_2 entstehen. Ein wesentlicher Unterschied zwischen Nitrifikanten und Denitrifikanten ist jedoch im Allgemeinen ihr Verhältnis zum O_2 (Kap. 2.2.3., 2.2.4.) – Nitrifikanten sind aerob, Denitrifikanten werden im Allgemeinen durch O_2 gehemmt. Aerobe Denitrifikanten wurden jedoch u.a. bei Zhao et al. (1999) und Buchheister (2002) erwähnt. Robertson und Kuenen (1992) vermuteten zudem, dass heterotrophe Nitrifikanten gleichzeitig auch Denitrifikationsprozesse ausüben können. In diesen Fällen könnten NO_3^- -N-Bildung und NO_3^- -N-Verbrauch auch parallel erfolgen. NO_3^- -N müsste nicht notwendigerweise im Substrat vorkommen oder nur mit sehr geringen Gehalten auftreten.

Im Abschnitt (1) dieses Kapitels wird der NO_3^- -N-Verbrauch direkt anhand der Abnahme der NO_3^- -N-Gehalte im Substrat bewertet. In Abschnitt (2) wird dann herausgearbeitet, ob simultan Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse stattfinden können. Die Beurteilung des NO_3^- -N-Verbrauches erfolgt indirekt unter Zuhilfenahme der N_2 -Generierung. Hiermit konnten auch für Substrate ohne nachweisbaren NO_3^- -N-Gehalte beurteilt werden.

(1) Direkter Nachweis: Nitratverbrauch bei Substraten mit Nitratdetektionen

Der Verbrauch von NO_3^- -N wurde auf Denitrifikationsprozesse (Kap. 2.2.4.) zurückgeführt. Ein NO_3^- -N-Verbrauch konnte von verschiedenen Autoren zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Kompostierung und nach NO_3^- -N-Zugaben beobachtet werden (u.a. Bhoyar et al., 1979; Tam und Tiquia, 1999; Hwang und Hanaki, 2000; Suzuki et al. 2004; Suzuki und Kumada, 1977; Casella und Rutilli, 1990; Anlagen IXb und IXc). Einflussfaktoren, die den NO_3^- -N-Verbrauch bestimmten, wurden nicht herausgearbeitet.

In den eigenen Untersuchungen konnte ein NO_3^- -N-Verbrauch bei 33 Bilanzierungsperioden in insgesamt 20 Versuchsreihen festgestellt werden (Abb. 4-26 d; Kap. 4.2.4.1.). Die NO_3^- -N-Verbrauchsrate ($-\dot{c}_{\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}, \text{substrate}}$) reichten bis $-0,085 \text{ \% dm/d}$ (bzw. $-845 \text{ g NO}_3^- \text{--} \text{N} / \text{Mg dm} / \text{d}$), lagen aber zumeist nicht über $-0,01 \text{ \% dm/d}$ (bzw. $-100 \text{ g NO}_3^- \text{--} \text{N} / \text{Mg dm} / \text{d}$). Die höchste NO_3^- -N-Verbrauchsrate wurde bei der Versuchsreihe *R2m* in der ersten Bilanzierungsperiode festgestellt. Im Ausgangssubstrat war ein sehr hoher NO_3^- -N-Gehalt ($c_{\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}, \text{substrate}; 0} = 0,6 \text{ \% dm}$) als Folge einer NO_3^- -N-Zugabe enthalten (Anlage IIc). Als wesentlicher Einflussfaktor zeichnete sich also der NO_3^- -N-Gehalt des Substrates ($c_{\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}, \text{substrate}}$) ab.

Der Verlauf des NO_3^- -N-Verbrauches wurde weiterführend für die 11 Versuchsreihen (*R10a*, *R10b*, *R1k*, *R5b*, *R5d*, *R6b*, *R7b*, *R8b*, *R8e*, *R9a*, *R2m*; Anlage VIIIE) ausgewertet, die ausreichend Daten zur Erstellung von Abbaukurven lieferten¹.

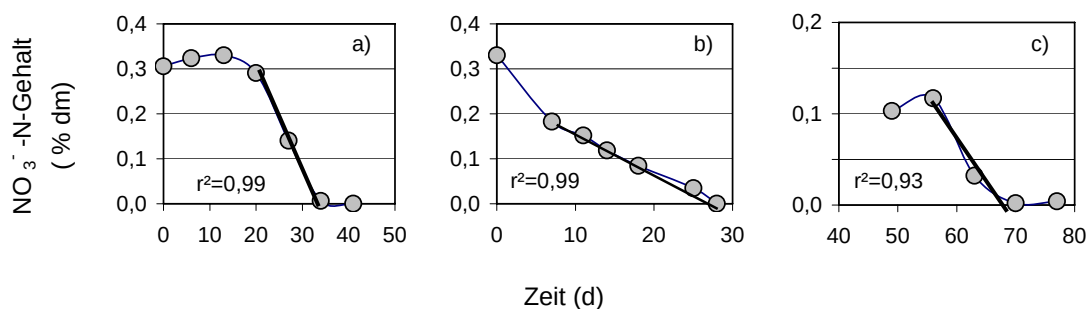


Abb. 4-31: Beispiele für die Abnahme der NO_3^- -N-Gehalte im Substrat ($c_{\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}, \text{substrate}}$) während ausgewählter Kompostierungsperioden. (Für den linearen Abnahmebereich wurden Regressionsgeraden eingetragen und ihr Bestimmtheitsmaß, r^2 , angegeben.)

- a) Versuch *R10a*: Verzögerte Abnahme nach anfänglicher NO_3^- -N-Zugabe,
- b) Versuch *R10b*: Sofortige Abnahme nach anfänglicher NO_3^- -N-Zugabe,
- c) Versuch *R6b*: Sofortige Abnahme von akkumuliertem NO_3^- -N nach Abstellen der Belüftung.

Beispiele für NO_3^- -N-Abbaukurven sind in Abb. 4-31 a-c aufgeführt. Der NO_3^- -N-Verbrauch setzte unter folgenden Umständen ein:

¹ Es wurden nur Versuchsreihen berücksichtigt, bei denen an mindestens 3 aufeinander folgenden Bilanzierungsterminen NO_3^- -N detektiert wurde. Die Dauer der Bilanzierungsperiode durfte zudem nicht mehr als zwei Wochen betragen. Zusätzlich wurde der Versuch *R2m* einbezogen, da er die maximale Verbrauchsrate aufwies, jedoch nur durch 2 Bilanzierungstermine mit NO_3^- -N-Gehalten charakterisiert war. Die Dauer dieser Bilanzierungsperiode betrug nur eine Woche, so dass davon ausgegangen werden kann, dass der lineare Bereich der NO_3^- -N-Abnahme relativ gut erfasst wurde.

- Sofort oder verzögert, wenn im Ausgangssubstrat NO_3^- -N vorhanden war (*R10a, R10b, R1k, R2m*),
- Sofort nachdem die Belüftung reduziert bzw. abgestellt wurde (*R5d, R6b, R7b, R8b R9a*),
- 2-3 Wochen nachdem die Belüftung reduziert bzw. abgestellt wurde (*R5b, R8e*).

Teilweise trat eine Verzögerung ein, welche dadurch erklärt werden kann, dass sich die beteiligten Mikroorganismen erst an die neuen Milieubedingungen anpassen müssen (lag-Phase). Nachdem der Verbrauch einsetzte, verlief er nahezu linear bis kein NO_3^- -N mehr detektierbar war (durchschnittliche Nachweisgrenze, $\bar{x}_{NG} = 0,0001 \text{ \% dm}$). Auf dieser Basis wurden die durchschnittlichen NO_3^- -N-Verbrauchsraten ($-\dot{c}_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{substrate}; \text{linear}}$) jeweils für den linearen Bereich der 11 betrachteten Versuchsperioden bestimmt, indem der Anstieg der Abbaukurve (Beispiele in Abb. 4-31 a-c) über eine lineare Regression ermittelt wurde.

Durch die Auswahl des linearen Abbaubereiches wurde die lag-Phase sowie die Phase der NO_3^- -N-Limitation ausgeschlossen und es konnte der NO_3^- -N-Verbrauch im unlimitierten Zustand betrachtet werden. In Abb. 4-32 wurden diese durchschnittlichen NO_3^- -N-Verbrauchsraten im linearen Bereich für alle 11 Versuchsreihen in Abhängigkeit vom NO_3^- -N-Gehalt des Substrates dargestellt. Die durchschnittlichen NO_3^- -N-Verbrauchsraten ($-\dot{c}_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{substrate}; \text{linear}}$) zeigten eine polynomische Abhängigkeit vom NO_3^- -N-Gehalt des Substrates (Abb. 4-32), welche durch Gl. 4-19 gut charakterisiert wird:

$$\dot{c}_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{substrate}; \text{linear}} = -0,21 \cdot c_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{substrate}}^2 - 0,01 \cdot c_{\text{NO}_3\text{-N}, \text{substrate}} \quad \text{Gl. 4-19}$$

Auch wenn nur wenige Daten zur Auswertung vorlagen, ist der in Abb. 4-32 dargestellte Zusammenhang als „sehr hohe“ Korrelation einzuschätzen. Das sehr hohe Bestimmtheitsmaß deutet an, dass nahezu alle Einflussfaktoren auf den NO_3^- -N-Verbrauch erfasst wurden. Zur Erstellung eines allgemeingültigen Modells, welches den Zusammenhang zwischen NO_3^- -N-Verbrauchsrate und NO_3^- -N-Gehalten zuverlässig charakterisiert, müssen jedoch mehr Daten vorliegen. Gl. 4-19 deutet nur den Trend an. Für ein Modell könnte auch eine exponentielle Funktion in Frage kommen.

Die Abweichungen von der Regressionskurve wurden in erster Linie auf Probenahme und analytische bedingte Abweichungen zurückgeführt. Der zu berücksichtigende analytisch bedingte Variationskoeffizient bei den NO_3^- -N-Gehalten des Substrates beträgt 2,8 % (v_{z1} , Tab. 4-3; Kap. 4.1.4.2.). Der zusätzliche, auf die Probenahme

zurückzuführende Variationskoeffizient wurde nicht quantifiziert. In Kap. 4.2.4.1. sind jedoch die deutlichen Einflüsse der Probenahme am Beispiel des N_{org} -Gehaltes des Substrates beschrieben. Weiterhin treten Abweichungen bei den durchschnittlichen NO_3^- -N-Verbrauchsrate ($-\dot{c}_{\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}, \text{substrate}; \text{linear}}$) auf, welche auf die Fortpflanzung von Unsicherheiten bei ihrer Berechnung zurückzuführen sind. Diese wurden ebenfalls nicht weiterführend quantifiziert¹. Die Bestimmtheitsmaße (r^2) der zu Grunde gelegten linearen Regressionen (Abb. 4-31) lieferten jedoch (für Geraden mit mindesten 3 Datensätzen) Werte zwischen 0,89 und 0,99, was mögliche Abweichungen von mehr als 10 % andeutet.

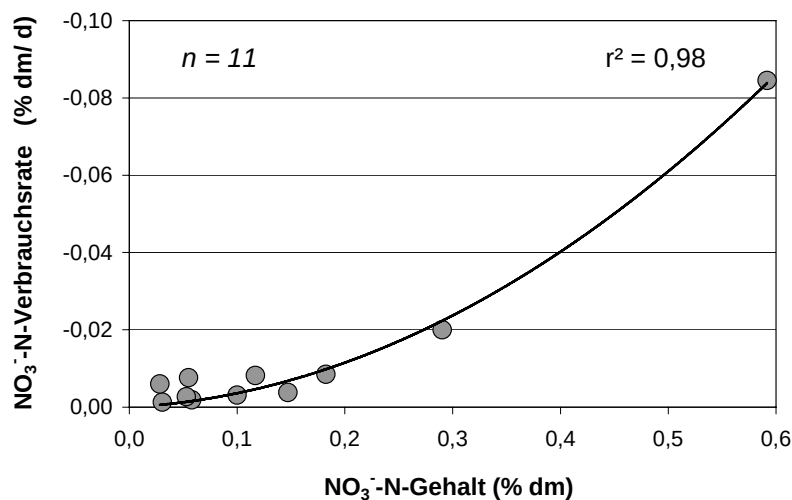


Abb. 4-32: Durchschnittliche NO_3^- -N-Verbrauchsrate ($-\dot{c}_{\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}, \text{substrate}}$) in der linearen Verbrauchsphase in Abhängigkeit vom NO_3^- -N-Gehalt des Substrates ($c_{\text{NO}_3^- \text{--} \text{N}, \text{substrate}}$): ermittelt für die Versuchsperioden mit mindestens drei Messpunkten in der Verbrauchsphase

Auf eine weiterführende Korrelationsanalyse wurde ebenfalls verzichtet, da ein NO_3^- -N-Verbrauch nur bei sehr wenigen Bilanzierungsperioden analytisch erfasst werden konnte.

In anderen Umweltbereichen können Denitrifikationsprozesse in einem sehr weiten Milieubereich auftreten (Kap. 2.2.4.). Neben dem Substratangebot (NO_3^- -N) wird jedoch eine O_2 -Limitierung als Voraussetzung angegeben. Die O_2 -Konzentrationen in der Gasphase lagen bei den Datensätzen, bei welchen ein NO_3^- -N-Verbrauch nachweisbar

¹ Die Bestimmung der durchschnittlichen NO_3^- -N-Verbrauchsrate erfolgte jeweils auf Basis von 2-6 NO_3^- -N-Gehalten. Die Unsicherheitsanalyse nach Gl. 3-19 a (Kap. 3.5.2.) erfordert die verschiedenen NO_3^- -N-Gehalte als Eingangsvariablen ($u_{x1} \dots u_{xn}$).

war (Abb. 4-16 d), zwischen 2 und 22 Vol. %. Der Häufigkeitsschwerpunkt lag zwischen 6,4 und 20,5 Vol. %. Ein Einfluss anhand der absoluten O₂-Gehalte war also nicht erkennbar. Die Auflistung am Anfang des Kapitels zeigt jedoch, dass eine Reduzierung der Belüftung den Beginn des NO₃⁻-N-Abbaus initiierte. Eine weiterführende Auswertung zur Bedeutung der O₂-Gehalte erfolgt in Kap. 4.2.4.4.

Sämtliche der näher betrachteten Versuchsreihen mit deutlichem NO₃⁻-N-Verbrauch (*R10a*, *R10b*, *R1k*, *R2m*, *R5d*, *R6b*, *R7b*, *R8b*, *R9a*, *R5b*, *R8e*) wurden mit Hilfe der „Konzentrationsmethode“ (Kap. 4.1.3.2.) und der „Bilanzierungsmethode“ (Kap. 4.1.4.5.) hinsichtlich der N₂-Generierung bewertet (Anlage VIIa). Mit Ausnahme der Versuchsreihe *R1k*¹ konnte bei allen Versuchsreihen zumindest mit einer der beiden Methoden eine N₂-Generierung nachgewiesen werden. Gemäß der Gl. 2-12 (Kap. 2.2.4.) geht der NO₃⁻-N vollständig in N₂ über. Zum Nachweis dieses Prozesses wurden bei 2 Versuchsreihen mit hohen initialen N_{org}-Gehalten (*R10a*, *R10b*) die anfänglichen NO₃⁻-N-Gehalte ($c_{\text{NO}_3\text{-N, substrate};0}$) mit der indirekt ermittelten N₂-Generierung ($\Sigma c_{\text{N}_2, \text{exhaust-air};e}$) verglichen (Anlagen IId, VIIa). In diesen beiden Versuchsreihen war die N₂-Generierung nach dem NO₃⁻-N-Verbrauch nahezu abgeschlossen (Anlagen VII a und c) Die NO₃⁻-N-Gehalte lagen bei 2800 und 5800 g N/ Mg dm⁻³, die N₂-Generierung zwischen 3300 und 3050 g N/ Mg dm⁻³. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die „Bilanzierungsmethode“ als Ergebnis nur eine Größenordnung liefert (Kap. 4.1.4.5.), kann davon ausgegangen werden, dass sich das verbrauchte NO₃⁻-N zu N₂ umsetzte.

Eine weiterführende Auswertung zur N₂-Generierung erfolgt im Abschnitt (2) und im Kap. 4.2.4.4.. Die Milieubereiche, in welchen Denitrifikationsprozesse bei den eigenen Untersuchungen bevorzugt auftraten, werden in Kap. 4.2.4.4. weiterführend herausgearbeitet.

¹ Diese wurde nur mit Hilfe der „Bilanzierungsmethode“ beurteilt (Kap. 4.1.4.5.). Mit dieser war keine N₂-Generierung nachweisbar. Die „Konzentrationsmethode“ (Kap. 4.1.3.2.) konnte nicht angewandt werden, da keine Daten vorlagen.

(2) Indirekter Nachweis: N₂-Generierung bei Substraten mit und ohne Nitratdetektionen

Da das NO₃⁻-N-Angebot der wesentliche Faktor war, der die NO₃⁻-N-Verbrauchsrate bestimmte (Abschnitt 1), könnte das im Rahmen von Nitrifikationsprozessen gebildete NO₃⁻ (Kap. 2.2.3.) sofort weiter denitrifiziert (Kap. 2.2.4.) worden sein. Ob eine derartige, simultane Nitrifikation und Denitrifikation bei den Kompostierungsversuchen relevant war, oder ob beide Prozesse aufgrund ihrer unterschiedlichen Anforderungen an die O₂-Verfügbarkeit getrennt stattfanden, wurde anhand der Generierung des Denitrifikationsproduktes N₂ beurteilt.

Zur Beurteilung der N₂-Generierung wurde sowohl die Messung erhöhter N₂-Konzentrationen in der Abluft (Kap. 4.1.3.2.; „Konzentrationsmethode“) als auch die auf der Ermittlung der Bilanzlücke basierende Methode eingesetzt (Kap. 4.1.4.5.; „Bilanzierungsmethode“). Zunächst wurden die mit beiden Methoden erhaltenen Ergebnisse verglichen. Für den Vergleich konnten 39 Versuchsreihen berücksichtigt werden, bei welchen Ergebnisse für beide Methoden vorlagen. Mit beiden Methoden wurden die Versuchsreihen in N₂-Generierungskategorien eingeteilt („Konzentrationsmethode“: CL_{N_2-GAS} = 0, 1, 2; „Bilanzierungsmethode“ $CL_{N_2,exhaust-air}$ = 0, 1, 2). Die Ergebnisse der Zuordnung sind für jede Versuchsreihe in Anlage VIIIa dokumentiert. Die Kategorien wurden wie folgt definiert (Kap. 3.5.1.): 1) CL_{N_2-GAS} bzw. $CL_{N_2,exhaust-air}$ = 0: Eine N₂-Generierung wurde „nicht detektiert“; 2) CL_{N_2-GAS} bzw. $CL_{N_2,exhaust-air}$ = 1: Die N₂-Detektionen waren „nicht signifikant“; 3) CL_{N_2-GAS} bzw. $CL_{N_2,exhaust-air}$ = 2: Die N₂-Detektionen waren „signifikant“. Zunächst erfolgte ein Vergleich beider Methoden:

- Nur in 3 Versuchsreihen waren die ermittelten Kategorien identisch ($CL_{N_2-GAS} = CL_{N_2,exhaust-air}$): In Versuchsreihe *R4b* konnte mit beiden Methoden keine N₂-Generierung festgestellt werden. In Versuchsreihe *R10b* lag jeweils eine „nicht signifikante“ und in Versuchsreihe *R2m* eine „signifikante“ N₂-Generierung vor.
- In 26 Versuchsreihen waren die ermittelten Kategorien benachbart: Bei 3 Versuchsreihen (*R2b*, *R9c*, *R3c*) wurde CL_{N_2-GAS} als „nicht detektiert“, $CL_{N_2,exhaust-air}$ als „nicht signifikant“ eingestuft. In 7 Versuchsreihen (*R5a*, *R6a*, *R7a*, *R8a*, *R3b*, *R2d*, *R5k*) entsprach dagegen $CL_{N_2,exhaust-air}$ der Kategorie „nicht detektiert“ und CL_{N_2-GAS} der Kategorie „nicht signifikant“. In 14 Versuchsreihen (*R4a*, *R9a*, *R5b*, *R6b*, *R7b*, *R4c*, *R5c*, *R8c*, *R6g*, *R7g*, *R1i*, *R3i*, *R8i*, *R9i*) wurde CL_{N_2-GAS} als „nicht signifikant“ und $CL_{N_2,exhaust-air}$ dagegen als „signifikant“ eingestuft. In den verbleibenden 2 Versuchsreihen (*R10a*, *R8k*) war $CL_{N_2,exhaust-air}$ „nicht signifikant“ und CL_{N_2-GAS} „signifikant“.
- Nur bei 10 Versuchsreihen (*R8b*, *R2c*, *R9c*, *R4d*, *R5d*, *R8e*, *R9e*, *R7i*, *R1l*, *R1m*) wurde die N₂-Generierung mit Hilfe der „Konzentrationsmethode“ als „signifikant“

($CL_{N_2-GAS} = 2$) und mit Hilfe der „Bilanzierungsmethode“ als „nicht detektiert“ ($CL_{N_2,exhaust-air} = 0$) eingeschätzt.

Die Unterschiede sind darauf zurückzuführen, dass die „Konzentrationsmethode“ eher für unbelüftete bzw. gering belüftete Phasen der Kompostierung geeignet ist und sie zudem eine N_2 -Generierung nicht immer erfasst. Dies ist der Fall, wenn anaerobe Abbauprozesse bedeutender sind als Denitrifikationsprozesse (Kap. 4.1.3.2.). Mit der „Bilanzierungsmethode“ werden dagegen sowohl belüftete als auch unbelüftete Phasen erfasst. Sie widerspiegelt die N_2 -Generierung jedoch nur näherungsweise, da sie auf einem indirekten Nachweis basiert, bei dem eine Vielzahl von Annahmen getroffen wurden. Geringe generierte N_2 -Mengen können daher nicht nachgewiesen werden (Kap. 4.1.4.5.).

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse beider Methoden wurde gezeigt, dass mit Ausnahme einer Versuchsreihe (*R4b*) bei allen 39 berücksichtigten Versuchsreihen eine N_2 -Generierung während der Kompostierung nachweisbar war. In Zusammenfassung beider Methoden wurde die N_2 -Generierung bei 11 Versuchsreihen als „nicht signifikant“ eingestuft. Dies war bei folgenden Kombinationen der Fall: (CL_{N_2-GAS} , $CL_{N_2,exhaust-air} = 0, 1; 1, 0$ bzw. $1, 1$). Sofern entweder die „Konzentrationsmethode“ oder die „Bilanzierungsmethode“ die Kategorien CL_{N_2-GAS} bzw. $CL_{N_2,exhaust-air} = 2$ („signifikant“) aufwies, wurde die N_2 -Generierung der Versuchsreihe ebenfalls als „signifikant“ eingestuft. Dies war bei 27 Versuchsreihen der Fall. Von diesen 27 Versuchsreihen mit deutlicher N_2 -Generierung zeigten immerhin 13 Versuchsreihen keine (*R2c*, *R9e*, *R7g*; $CL_{quantity,NO_3-N,substrate} = 0$; Kap. 4.2.4.1.; Anlage VIIId) oder nur sehr geringe NO_3^- -N-Gehalte (*R7i*, *R1l*, *R1m*, *R1i*, *R3i*, *R8i*, *R9i*, *R7c*, *R4i*, *R8k*; $CL_{quantity,NO_3-N,substrate} = 1$; Kap. 4.2.4.1.; Anlage VIIId). Zur N_2 -Generierung ist jedoch der Verbrauch von NO_3^- -N notwendig (Kap. 2.2.4.). Nach Gl. 2-12 (Kap. 2.2.4.) kann sich NO_3^- -N vollständig in N_2 umsetzen.

Nur die mit Hilfe der „Bilanzierungsmethode“ ermittelte N_2 -Generierung konnte quantitativ ausgewertet werden. In Anlage VIIId wird der insgesamt während der Kompostierung generierte N_2 für jede Versuchsreihe dokumentiert ($\Sigma C_{N_2,exhaust-air;e}$). Dieser wurde auf Basis des in Kap. 4.1.4.5. mit Hilfe der „Bilanzierungsmethode“ bestimmten Anteils an generiertem N_2 in einer Bilanzserie ($N_{N_2,exhaust-air;e}$) und dem initialen Gesamt-N-Gehalt des Substrates ($C_{N-total,substrate;0}$; Anlage IId) bestimmt. In Abb. 4-33 a und b wird die so ermittelte kumulative N_2 -Generierung während der Kompostierung ($\Sigma C_{N_2,exhaust-air;e}$) separat für die Versuchsreihen verschiedener NO_3^- -N-

Größenordnungskategorien betrachtet. Insgesamt lag die kumulativ ermittelte N_2 -Generierung zwischen zumeist 300 und 2000 g N_2 / Mg dm-0. Abb. 4-33 a zeigt nur Versuchsreihen ohne oder mit geringfügigen NO_3^- -N-Gehalten im Substrat ($c_{NO_3-N,substrate,max} < 0,025$ % dm; $CL_{quantity, NO_3-N,substrate} = 0$ bzw. 1; Kap. 4.2.4.1.), Abb. 4-33 b stellt dagegen die Versuchsreihen mit signifikanten NO_3^- -N-Gehalten gegenüber ($c_{NO_3-N,substrate,max} > 0,025$ % dm; $CL_{quantity, NO_3-N,substrate} = 2$; Kap. 4.2.4.1.). Es wurden hierbei nur die Versuchsreihen berücksichtigt, bei denen NO_3^- -N infolge von Akkumulationen (Kap. 4.2.4.2.) entstand, um eine simultane NO_3^- -N-Bildung und dessen Verbrauch nachweisen zu können. Im Ergebnis veranschaulicht Abb. 4-33 a, dass auch Versuchsreihen ohne höhere NO_3^- -N-Gehalte im Substrat eine deutliche N_2 -Generierung aufweisen können. Im Vergleich zu den in Abb. 4-33 b dargestellten Ergebnissen sind diese zwar häufig etwas geringer, können aber auch die gleiche Größenordnung wie bei Versuchsreihen mit höheren NO_3^- -N-Gehalten erreichen. In einer Versuchsreihe (R2k) wurde sogar eine deutlich höhere N_2 -Generierung ermittelt. Da es sich bei dem verwendeten Substrat (Hühnermistmischung; Anlage IIc) um einen sehr inhomogenen Abfall handelte (Kap. 4.1.4.3.), könnte diese N_2 -Generierung jedoch auch überbewertet sein.

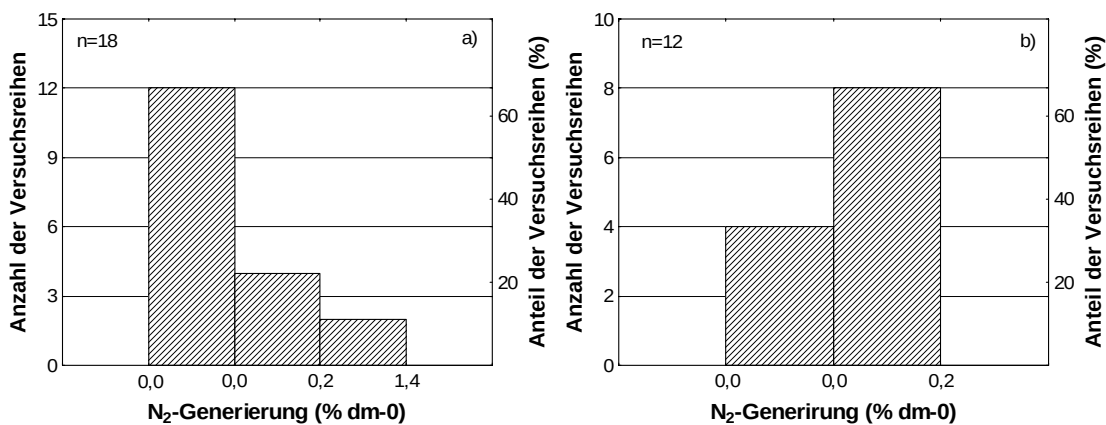


Abb. 4-33: Histogramme der N_2 -Generierung während der Kompostierung ($\Sigma C_{N_2,exhaust-air,e}$) ermittelt für alle Versuchsreihen ohne NO_3^- -N-Zugaben.

- Versuchsreihen ohne oder mit geringfügigen NO_3^- -N-Gehalten im Substrat ($CL_{quantity, NO_3-N,substrate} = 0$ und 1).
- Versuchsreihen mit signifikanten NO_3^- -N-Gehalten im Substrat ($CL_{quantity, NO_3-N,substrate} = 2$).

Eine Abschätzung der durchschnittlichen N_2 -N-Generierungsraten ($\dot{c}_{\text{N}_2;\text{exhaust-air}}$) für alle Versuchsreihen mit N_2 -Generierung ($CL_{\text{N}_2;\text{exhaust-air}} = 1$ und 2; Anlage VIIa) zeigt Abb. 4-34. Diese entsprechen zugleich den NO_3^- -N-Gesamtverbrauchsrate ($-\dot{c}_{\text{NO}_3-\text{N};\text{substrate}}$). Dies wurde auf Basis von Gl. 2-12 (Kap. 2.2.4.) geschlussfolgert. Die quantitative Bedeutung des Denitrifikationszwischenproduktes N_2O (Gl. 2-13 c; Kap. 2.2.4.) wurde in Kap. 4.1.3. ausgeschlossen.

Die durchschnittlichen N_2 -N-Generierungsraten bzw. NO_3^- -N-Gesamtverbrauchsrate wurden mit Hilfe der indirekt ermittelten N_2 -Generierung ($\Sigma c_{\text{N}_2;\text{exhaust-air};e}$; Anlage VIIa) und der Zeitspanne des Auftretens einer N_2 -Generierung ($t_{\text{N}_2;\text{exhaust-air}}$) nach Gl. 4-20 bestimmt (Anlage VIIa).

$$\dot{c}_{\text{N}_2;\text{exhaust-air}} \left[\% \text{ dm}^{-3} / \text{d} \right] = -\dot{c}_{\text{NO}_3-\text{N};\text{substrate}} \left[\% \text{ dm}^{-3} / \text{d} \right] = \frac{\Sigma c_{\text{N}_2;\text{exhaust-air};e}}{t_{\text{N}_2;\text{exhaust-air}}} \quad \text{Gl. 4-20}$$

Die höchste durchschnittliche N_2 -Generierungsrate lag bei 150 g N_2 / Mg $\text{dm}^{-3} / \text{d}$; R10b), was nach Gl. 2-12 (Kap. 2.2.4.) einer durchschnittlichen NO_3^- -N-Gesamtverbrauchsrate ($-\dot{c}_{\text{NO}_3-\text{N};\text{substrate}}$) von -150 g NO_3^- -N/ Mg $\text{dm}^{-3} / \text{d}$ entspricht. Die meisten durchschnittlichen N_2 -Generierungsraten lagen dagegen zwischen 1 und 60 g N_2 / Mg $\text{dm}^{-3} / \text{d}$ und die korrespondierenden NO_3^- -N-Gesamtverbrauchsrate zwischen -1 und -60 g N_2 / Mg $\text{dm}^{-3} / \text{d}$.

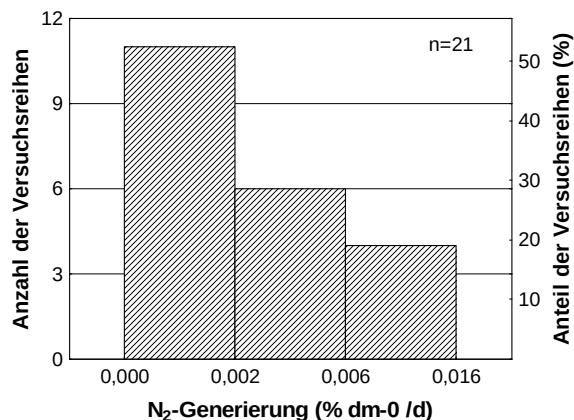


Abb. 4-34: Histogramm der durchschnittlichen N_2 -Generierungsraten ($-\dot{c}_{\text{N}_2;\text{exhaust-air}}$): ermittelt für alle Versuchsreihen, bei denen eine N_2 -Generierung ($CL_{\text{N}_2;\text{exhaust-air}} = 1$ und 2) quantifiziert werden konnte.

Die Ergebnisse dieses Abschnittes können wie folgt zusammengefasst und interpretiert werden: NO_3^- -N kann während der Kompostierung gebildet und simultan verbraucht werden, wobei N_2 als Denitrifikationsprodukt entsteht. Eine N_2 -Generierung wurde bei nahezu allen Versuchsreihen nachgewiesen. Sie konnte bis zu 2000 g N/ Mg dm-0 reichen (Abb. 4-33), wenn keine NO_3^- -N-Zugaben erfolgten. Eine darüber hinausgehende N_2 -Generierung ist als selten einzuschätzen. Für die N_2 -Generierung muss gemäß Gl. 2-12 (Kap. 2.2.4.) die gleiche Menge an NO_3^- -N verbraucht werden. D.h., dass bei der Kompostierung ein NO_3^- -N-Verbrauch bis zu 2000 g N/ Mg dm-0 möglich ist. Bei einer durchschnittlichen NO_3^- -N-Verbrauchsrate zwischen 60 und 150 g N/ Mg dm-0/ d würde die N_2 -Generierungsperiode zwischen 2 und 4 Wochen liegen.

Wenn NO_3^- -N zum Ausgangssubstrat oder während der Kompostierung zugegeben wird (Kap. 4.2.4.1.), könnte die N_2 -Generierung auch höhere Werte erreichen. Bei der Versuchsreihe mit den höchsten NO_3^- -N-Anfangsgehalten (*R4m*) wurden von 7190 g N/ Mg dm-0 ($C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate};0}$) 5300 g N/ Mg dm-0 als generiertes N_2 wieder gefunden (Anlagen IIa, VIIa). Die Differenz wird darauf zurückgeführt, dass die zur Bestimmung der N_2 -Generierung verwendete „Bilanzierungsmethode“ nur Größenordnungen lieferte (Kap. 4.1.4.5.). Alle Ergebnisse hinsichtlich der N_2 -Generierung sind daher nur als Richtwerte zu verstehen.

Die Ergebnisse von Abschnitt (1) und (2) werden weiterführend in Kap. 4.2.4.4. ausgewertet und interpretiert.

4.2.4.4. Bildung, Verbrauch und Akkumulation von NO_3^- -N und Bildung von N_2 : Einflussgrößen und Schematisierung

In diesem Kapitel werden die Ergebnisse der Kap. 4.2.4.1., 4.2.4.2. und 4.2.4.3. zusammengefasst und interpretiert. Zur Erstellung eines allgemeingültigen Schemas einschließlich der Beschreibung der möglichen Prozesse werden zunächst (Abschnitt 1) die Milieubedingungen herausgearbeitet, die eine Nitrifikation und Denitrifikation ermöglichen. In Abschnitt (2) wird dann das allgemeine Schema vorgestellt, welches

NO_3^- -N-Bildung, -Verbrauch, -Akkumulation sowie N_2 -Generierung in Abhängigkeit von verschiedenen Einflussfaktoren erklärt.

(1) Milieufaktoren der Nitrifikation und der Denitrifikation

Zur Ermittlung der Milieufaktoren, welche eine Nitrifikation (und damit einer NO_3^- -N-Generierung) sowie eine Denitrifikation (und damit einem NO_3^- -N-Verbrauch und einer N_2 -Generierung) ermöglichen, wurden die 24 Versuchsreihen herangezogen, bei denen die N_2 -Generierung näherungsweise mit Hilfe der „Bilanzierungsmethode“ quantifiziert werden konnte ($CL_{\text{N}_2, \text{exhaust-air}} = 1$ bzw. 2; Anlage VIIa; Kap. 4.1.4.5.). Zunächst wurden die Phasen ($t_{\text{N}_2, \text{exhaust-air}}$), bei denen eine N_2 -Generierung erfolgte, aus den in Anlagen VIIa-h dokumentierten N-Bilanzserien abgelesen. Hierbei wurde auf die N-Bilanzlücke zurückgegriffen, die gemäß den Ausführungen in Kap. 4.1.4.5., mit der N_2 -Generierung korrelierte. Die jeweiligen Zeitspannen wurden in Anlage VIIIa dokumentiert. Wenn nur eine geringfügige N_2 -Generierung stattfand ($CL_{\text{N}_2, \text{exhaust-air}} = 0$; Kap. 4.2.4.3., Abschnitt 2), konnte diese aufgrund der in Kap. 4.1.4.5. beschriebenen Unsicherheiten nicht quantifiziert werden.

In der Literatur zur Kompostierung liegen wenige Informationen zum Einfluss der Milieubedingungen auf die Nitrifikation und Denitrifikation vor (Anlagen IXb und IXc). Teilweise wurden Einflüsse der Temperatur, der Feuchte und des O_2 -Gehaltes auf die Denitrifikation vermutet (Cziepel et al., 1996; Hwang und Hanaki, 2000). Farkasadi (1961) untersuchte den Temperatureinfluss mit Hilfe des Nitrifikationspotenzials. Suzuki und Kumada (1977) sowie Tiquia et al. (2002) stellten mit Hilfe von Untersuchungen zum Nitrifikationspotenzial einen Einfluss des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Angebotes fest.

In anderen Umweltbereichen sind Nitrifikationen und Denitrifikationen in einem sehr weiten Bereich möglich (Kap. 2.2.3., 2.2.4.). So wurden autotrophe und heterotrophe Nitrifikanten sowie Denitrifikanten in einem sehr weiten Temperaturbereich beobachtet. Als wesentlicher Unterschied zwischen Nitrifikanten und Denitrifikanten wurde im Allgemeinen ihr Verhältnis zum O_2 angesehen. Die Optima sind jedoch häufig im mesophilen Temperaturbereich zu finden. Für Nitrifikationen wurde im Allgemeinen O_2 als erforderlich erachtet, für Denitrifikationen war dagegen ein O_2 -Mangel empfehlenswert.

Tab. 4-16: Statistischer Überblick über die Milieubedingungen, die eine N₂-Generierung ermöglichten: ermittelt für alle 24 Versuchsreihen mit quantifizierbarer N₂-Generierung ($CL_{N_2,exhaust-air}=1$ und 2); n – Anzahl der Daten innerhalb der Zeitspanne, in der eine N₂-Generierung festgestellt wurde ($t_{N_2,exhaust-air}$). Die Versuchsreihen mit und ohne NO₃⁻-N-Zugabe wurden separat betrachtet.

Milieuparameter	Maximum	15%-Quantil	n	NO ₃ ⁻ -N-Zugabe
	Mittelwert	Median		
	Minimum	85%-Quantil		
Temperatur (T_i ; °C)	23- 37 -69	25- 31 -52	24	+
	21- 40 -69	27- 34 -61	97	-
O ₂ -Gehalt (c_{O_2-GAS} ; Vol. %)	5- 17 -22	11- 20 -21	12	+
	1- 16 -22	7- 19 -21	64	-
Wassergehalt (w_{H_2O} ; % fm)	29- 55 -91	33- 53 -65	24	+
	24- 56 -91	46- 57 -64	97	-
pH-Wert (pH_{FE})	4,4- 7,0 -8,5	5,3- 7,9 -8,1	22	+
	3,4- 7,5 -9,7	6,6- 7,8 -8,3	86	-
N _{org} ($C_{N-org,substrate}$; % dm)	1,0- 1,8 -3,3	1,3- 1,5 -2,9	24	+
	0,5- 1,6 -4,0	0,9- 1,2 -2,3	92	-
NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N-Gehalt ($C_{NH_4-N,substrate}$; % dm) ¹	0,06- 0,27 -1,37	0,08- 0,13 -0,52	21	+
	0,00- 0,26 -1,44	0,07- 0,15 -0,53	89	-

1 Vom Anfang der jeweiligen Bilanzierungsperiode

In Tab. 4-16 sind die Bereiche von wesentlichen Milieubedingungen zusammengefasst, bei welchen eine quantifizierbare N₂-Generierung bei den eigenen Untersuchungen auftrat. Die Tab. 4-16 beinhaltet die Milieubedingungen, welche während der Zeitspanne des Auftretens der N₂-Generierung ($t_{N_2,exhaust-air}$) herrschten. Hierbei wurde jedoch der in Anlage VIIa angegebene erste und letzte Tag dieser Phase nicht berücksichtigt, da es sich bei diesen Terminen um Übergangsphasen handeln konnte. In Tab. 4-16 wurden die Versuchsreihen mit und die Versuchsreihen ohne NO₃⁻-N-Zugaben (Kap. 4.2.4.1.) während der Kompostierung getrennt betrachtet. Es wurden auch die 15%- und 85%-Quantile angegeben, da in den Extrembereichen vermutlich auch einige, auf Unsicherheiten zurückzuführende Werte lagen, welche die Ergebnisse verfälschen könnten. Zur Auswertung wurden auch die in Tab. 5-1 (Kap. 5.3.) aufgeführten Milieubedingungen herangezogen, die alle bei den Untersuchungen erhobenen Daten (mit und ohne korrespondierender N₂-Generierung) beinhalteten. Tab. 4-16 zeigt, dass sich die Ergebnisse hinsichtlich der Milieubereiche,

bei der eine N_2 -Generierung stattfand, kaum zwischen den Versuchsreihen mit und ohne NO_3^- -N-Zugabe unterschieden. Bei den Versuchsreihen mit NO_3^- -N-Zugabe erfolgte die NO_3^- -N-Bereitstellung nitrifikationsbedingt. Tab. 4-16 zeigt weiterhin, dass eine N_2 -Generierung in einem sehr weiten Milieubereich möglich ist. Hinsichtlich der Temperaturen wird der mesophile Bereich als besonders wichtig eingeschätzt, Nitrifikationen und Denitrifikationen waren aber auch bis zu 60 °C möglich. Sehr hohe Temperaturen, um 70 °C, scheinen beide Prozesse dagegen verhindert zu haben. Nitrifikation und Denitrifikation traten hauptsächlich auf, wenn die O_2 -Konzentration in der Gasphase über 7 Vol. % lag. Sehr hohe pH-Werte schienen sich limitierend auszuwirken. Beim Wassergehalt traten Einschränkungen auf, wenn das Substrat sehr trocken oder sehr feucht war. Der Nachweis von NH_4^+/NH_3 -N im Substrat deutet an, dass keine NH_4^+/NH_3 -N-Limitation aufgetreten waren.

(2) Schematisierung und Interpretation

Abb. 4-35 fasst die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen zur NO_3^- -N-Bildung, zur NO_3^- -N-Akkumulation im Substrat, zum NO_3^- -N-Verbrauch und der damit korrespondierenden N_2 -Generierung zusammen.

Es konnte direkt (Abb. 4-25 a und b; Kap. 4.2.4.1.) und indirekt (Kap. 4.2.4.3., Abschnitt 2) gezeigt werden, dass bei der Kompostierung eine NO_3^- -N-Bildung erfolgt. Diese kann zu einer geringen oder einer hohen NO_3^- -N-Akkumulation im Substrat führen. Sie kann aber auch auftreten, wenn keine NO_3^- -N im Substrat nachgewiesen wird.

Die NO_3^- -N-Bildung wird auf Nitrifikationsprozesse (Kap. 2.2.3.) zurückgeführt. Autotrophe und heterotrophe Nitrifikanten benötigen O_2 (Kap. 2.2.3.). Dies spiegelt sich in den tendenziell eher hohen O_2 -Gehalten wider (Tab. 4-16), bei denen eine N_2 -Generierung und damit auch eine NO_3^- -N-Bildung erfolgte. Bei hohen O_2 -Konzentrationen wurde die parallel stattfindende Denitrifikation gehemmt, was zur NO_3^- -N-Akkumulation führte. NO_3^- -N-Akkumulationen traten insbesondere bei O_2 -Konzentrationen über 19 Vol. % auf (Abb. 4-30; Kap. 4.2.4.2.). In der Literatur wird der Einfluss des O_2 teilweise nur undeutlich sichtbar. So zeigten Untersuchungen von Farkasadi (1961) höhere NO_3^- -N-Akkumulationen in aeroben im Vergleich zu anaeroben Zonen. Von Bowman und Durham (2002) wurde jedoch kein Einfluss der Belüftung festgestellt. Vermutlich wurde bei diesen Untersuchungen die Belüftungsrate in einem Bereich variiert, bei dem die resultierenden O_2 -Gehalte bei allen Varianten eher im niedrigen Bereich lagen.

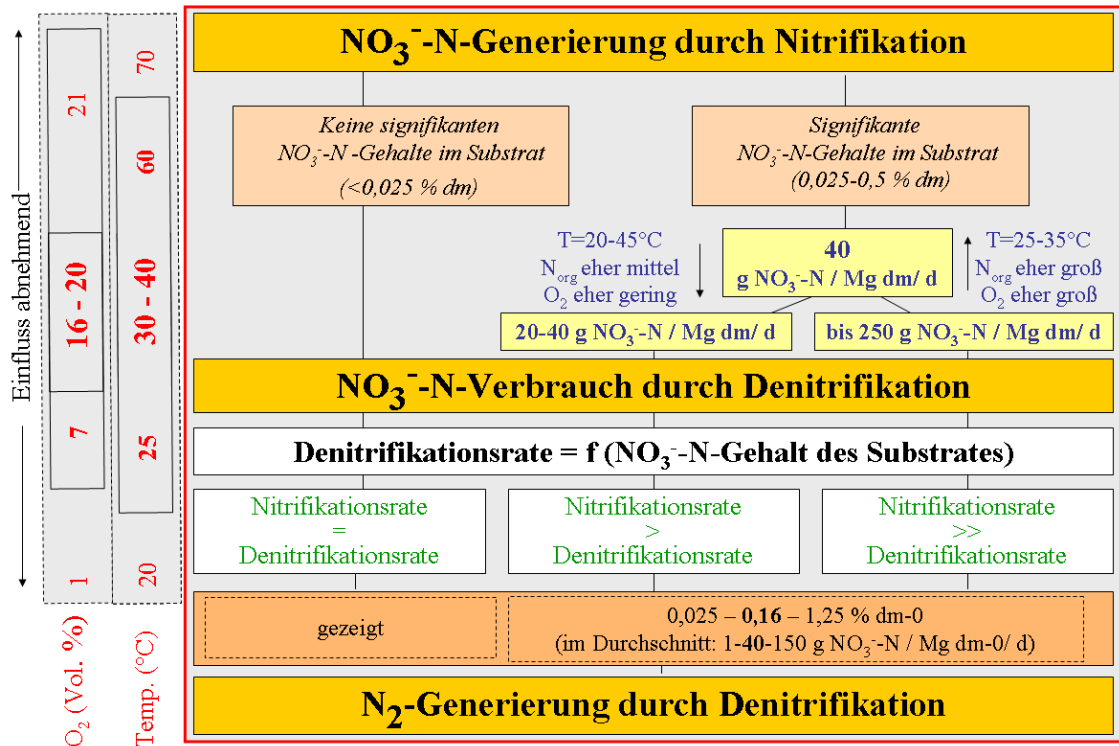


Abb. 4-35: Schematische Darstellung des Zusammenhanges zwischen NO_3^- -N-Generierung, NO_3^- -N-Akkumulation, NO_3^- -N-Verbrauch und N_2 -Generierung sowie den wesentlichen Einflussfaktoren.

Weitere, die NO_3^- -N-Akkumulation bestimmende Faktoren waren der Temperaturbereich sowie der N_{org} -Gehalt des Substrates. Die höchsten NO_3^- -N-Akkumulationsraten wurden zwischen 25 und 35 $^{\circ}\text{C}$ erzielt (Abb. 4-30; Kap. 4.2.4.2.). Vermutlich waren in diesem Temperaturbereich die Nitrifikanten besonders aktiv und die NO_3^- -N-Nachlieferung war größer als der NO_3^- -N-Verbrauch durch die Denitrifikanten. Insgesamt wurden NO_3^- -N-Akkumulationen fast ausschließlich im Bereich zwischen 20 und 45 $^{\circ}\text{C}$ beobachtet (Abb. 4-30; Kap. 4.2.4.2.). Bei abweichenden Temperaturen ist also zwar immer noch eine Nitrifikation möglich, aber das gebildete NO_3^- -N wird sofort zu N_2 umgesetzt. Das heißt weiterhin, dass Denitrifikanten im Vergleich zu Nitrifikanten in einem weiteren Temperaturbereich optimal arbeiten.

Der N_{org} -Gehalt des Substrates beeinflusste die NO_3^- -N-Bildung, da dieser direkt (durch heterotrophe Nitrifikanten; Kap. 2.2.3.) oder indirekt (nach Ammonifikation zu $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N, Kap. 2.2.2.; durch autotrophe und heterotrophe Nitrifikanten; Kap. 2.2.3.) zur Nitrifikation verwendet werden kann. In den eigenen Untersuchungen bewirkte dies

höhere NO_3^- -N-Akkumulationen bei höheren N_{org} -Gehalten (Abb. 4-28; Kap. 4.2.4.2.). Die bei Sanchez-Monedero et al. (2001), Bhoyar et al. (1979) und Suzuki et al. (2004) festgestellte Substratabhängigkeit der NO_3^- -N-Akkumulationen war vermutlich ebenfalls auf die unterschiedlichen N_{org} -Gehalte der Substrate zurückzuführen.

Wenn NO_3^- -N im Substrat akkumuliert wird, wurde dies darauf zurückgeführt, dass die Denitrifikationsrate geringer als die Nitrifikationsrate war. Wenn geeignete Nitrifikationsbedingungen vorliegen, jedoch kein NO_3^- -N detektiert wurde, bedeutet das dagegen, dass mit hoher Wahrscheinlichkeit Nitrifikation und Denitrifikation simultan abliefen. Der gebildete NO_3^- -N wurde sofort weiter in N_2 umgesetzt. Durch Prozesssteuerungsmaßnahmen kann der relativ enge Milieubereich, der eine NO_3^- -N erlaubt, verschoben werden. Dadurch kann der akkumulierte NO_3^- -N nachfolgend wieder verbraucht werden. In den eigenen Untersuchungen wurde dies durch eine Reduzierung der Belüftung, welche die O_2 -Gehalte reduzierte, erzielt.

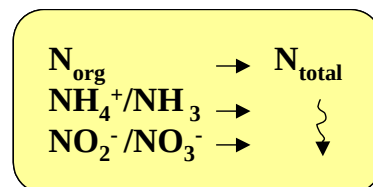
Gemäß den in Kap. 2.2.4. für andere Umweltbereiche angegebenen Rahmenbedingungen verläuft eine Denitrifikation häufig im O_2 -freien Milieu. Dies konnte bei den eigenen Untersuchungen nicht bestätigt werden. Diese könnte mehrere Gründe haben: 1) Obwohl die durchschnittliche Gaszusammensetzung der Abluft häufig relativ O_2 -reich war, könnten sich im Substrat O_2 -reduzierte Zonen gebildet haben, in welchen die Denitrifikation ablief. 2) Auch wenn eine Denitrifikation aufgrund einer O_2 -reichen Gaszusammensetzung eher langsam im Vergleich zu optimalen Denitrifikationsbedingungen im O_2 -freien Milieu abläuft, ist diese immer noch schnell genug, um die geringfügige NO_3^- -N-Nachlieferung aus der Nitrifikation umzusetzen. 3) Die von Zhao et al. (1999) und Buchheister (2002) erwähnten aeroben Denitrifikanten sind bei der Kompostierung relevant. 4) Heterotrophe Nitrifikanten führten simultan auch Denitrifikationsprozesse aus. Hinweise darauf, dass diese Möglichkeit besteht, lieferten Kuenen und Robertson (1988) sowie Nemergut und Schmidt (2002).

Der wichtigste Faktor, der den NO_3^- -N-Verbrauch bestimmte, war der im Substrat vorhandene NO_3^- -N-Gehalt (Abb. 4-32; Kap. 4.2.3.3.). Je mehr NO_3^- -N im Substrat vorhanden ist, um so besser kann sich eine Denitrifikantenpopulation ausbreiten und um so höher sind die resultierenden NO_3^- -N-Verbrauchsraten. Die Vermutung, dass der NO_3^- -N-Verbrauch auf Denitrifikationsprozesse zurückzuführen ist, konnte dadurch unterstützt werden, dass bei fast allen Versuchsreihen eine N_2 -Generierung nachgewiesen wurde (Kap. 4.2.4.3.; Abschnitt 2). Die Größenordnung der N_2 -Generierung entsprach dem NO_3^- -N-Verbrauch (Abschnitt 2).

Prinzipiell könnte ein NO_3^- -N-Verbrauch auch durch Immobilisierung verursacht werden, da manche Mikroorganismen NO_3^- -N und NO_2^- -N assimilieren (Kap. 2.2.2.; Abschnitt 4). $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N ist jedoch für die meisten Mikroorganismen der bevorzugte Nährstoff. Da $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N im Substrat immer im Überschuss vorhanden war (Tab. 4-9; Kap. 4.2.3.1.) und zudem auch in keiner N-Bilanzserie ein messbarer Anstieg des N_{org} -Gehaltes nach einer NO_3^- -N-Zugabe beobachtet wurde (Anlagen VIIa-h), wird diese Möglichkeit als nicht relevant erachtet. Die Auswertung der Literatur (Anlage IXd) zeigte ebenfalls keine Hinweise darauf, dass ein direkter Einbau in die Huminstoffmatrix möglich ist. Aus diesen Gründen wird die Möglichkeit der Immobilisierung von NO_3^- -N als nicht relevant eingeschätzt.

Weiterhin kann NO_3^- -N prinzipiell mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden. Kap. 4.2.5. zeigt, dass dies möglich ist, wenn NO_3^- -N im Substrat vorhanden ist und zudem eine Sickerwasserbildung erfolgte. Dieser Austragspfad zeigte sich jedoch nicht von quantitativer Bedeutung (Tab. 4-1; Kap. 4.1.2. und Tab. 4-18; Kap. 4.2.5.2.).

4.2.5. N-Austräge über das Sickerwasser



Lösliche organische und anorganische N-Verbindungen des Substrates können mit dem Sickerwasser aus dem Substrat ausgewaschen werden.

4.2.5.1. Sickerwasserbildung

Sickerwasser wurde bei 35 (66 %) der 53 Versuchsreihen gebildet. Die Methodik der Bestimmung des gebildeten Sickerwasservolumens (V_{SI}) wird in Anlage Vc beschrieben. Zur Bestimmung der Sickerwasserbildung ($V_{SI}/m_{\text{wet-substrate,reactor}}$) wurden die Sickerwasservolumina (V_{SI}) jeweils auf die im Reaktor befindliche Feuchtmasse ($m_{\text{wet-substrate,reactor}}$) bezogen. Die Sickerwasserbildung ($V_{SI}/m_{\text{wet-substrate,reactor}}$) ist für jede Versuchsreihe in Anlage VIIIb dokumentiert. Tab. 4-18 (Kap. 4.2.5.2.) gibt einen statistischen Überblick über die in den einzelnen Bilanzierungsperioden ermittelten Sickerwasservolumina; Abb. 4-36 dokumentiert dagegen die massebezogene Sickerwasserbildung. Tab. 4-18 zeigt, dass nur bei 25 % aller Bilanzierungsperioden ein Sickerwasseraustrag erfolgte. Er konnte jedoch sehr unterschiedliche Größenordnungen annehmen (Abb. 4-36). So konnte innerhalb einer Bilanzierungsperiode Sickerwasser in der Größenordnung zwischen 0,1 (*R4d*) und 65 mL/kg fm (*R4k*) ausgetragen werden. Der Häufigkeitsschwerpunkt lag bei 4,5 bis 22 mL/kg fm.

Nach der in Kap. 3.5.3. beschriebenen Methode wurde eine Korrelationsanalyse durchgeführt, um die Einflussfaktoren auf die Sickerwasserbildung herauszuarbeiten. Tab. 4-17 zeigt die Rahmenbedingungen auf, bei der eine Sickerwasserbildung eintrat und gibt zudem die Ergebnisse der Korrelationsanalyse wider. Zum Vergleich ist in Tab. 5-1 (Kap. 5.3.) ein Überblick über die Prozess- und Milieuparameter aller Bilanzierungsperioden (mit und ohne Sickerwasserbildung) zu finden.

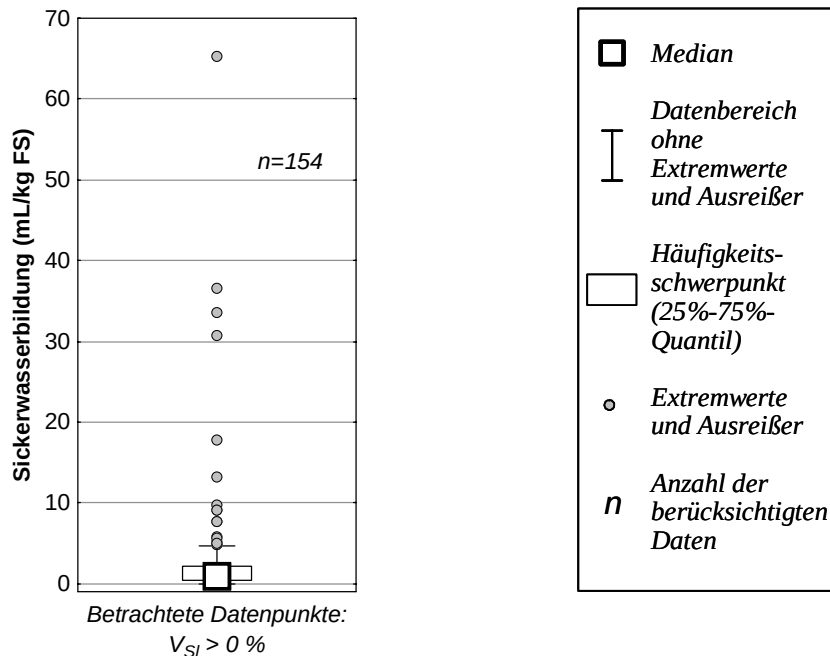


Abb. 4-36: Box-Plot des gebildeten Sickerwassers (Sickerwasservolumen bezogen auf die im Reaktor enthaltene Feuchtmasse $V_{Sl} / m_{\text{wet-substrate, reactor}}$): ermittelt für alle Bilanzierungsperioden mit Sickerwasserbildung; Sickerwasser wurde in 25 % aller Bilanzierungsperioden aus 53 Versuchsreihen gebildet.

Eine Sickerwasserbildung wurde beispielsweise am ersten Versuchstag ($R1i$, $R1j$, $R1l$) oder auch im Extremfall noch bis zur 21. Woche ($R5a$, $R6a$, $R7a$, $R8a$) beobachtet. Später trat sie jedoch nicht mehr auf. Die Auswertung von Tab. 4-17 und Tab. 5-1 (Kap. 5.3.) zeigt, dass eine Sickerwasserbildung hauptsächlich während der intensiven Abbauphase ($CL_{deg} = 1$; Kap. 3.5.1.) und der Abkühlungsphase ($CL_{deg} = 2$; Kap. 3.5.1.), jedoch niemals in der späteren Reifephase ($CL_{deg} = 6$ und 7) stattfand. Die entsprechenden Korrelationskoeffizienten von Tab. 4-17 waren zur Beurteilung der Zusammenhänge zwischen Kompostierungszeit bzw. Abbaustufe und der Sickerwasserbildung nicht geeignet, da die Zusammenhänge einen Maximalbereich aufwiesen.

Die Korrelationskoeffizienten von Tab. 4-17 zeigen jedoch an, dass die Sickerwasserbildung deutlicher vom Wassergehalt (w_{H_2O}) und insbesondere von der Art des Substrates (CL_{sub} Kap. 3.5.1.) beeinflusst wurde. So neigten Substrate mit einem hohen Anteil an leicht abbaubaren Bestandteilen, die zudem besonders feucht waren, zu verstärkter Sickerwasserbildung. Als extremes Beispiel ist hier der Karottenabfall (Versuchsreihe $R4k$) zu nennen. Bei diesem Abfall lag der Anteil an leicht abbaubaren Bestandteilen (CL_{sub}) bei 23 und der Wassergehalt bei 90 % (Anlage IIc, IId).

Tab. 4-17: Korrelation der Sickerwasserbildung ($V_{SI} / m_{\text{wet-substrate, reactor}}$) mit verschiedenen Milieu- und Prozessparametern: n - Anzahl der untersuchten Bilanzierungsperioden, r_n - Korrelationskoeffizient, r^2 - Bestimmtheitsmaß, CL_{rn} - Kategorie für die Stärke der Korrelation, Si - Zuverlässigkeit der Korrelation; berücksichtigtes α -Level jeweils 0,05; Perioden mit Sickerwasserbildung traten in 35 von 53 Versuchsreihen auf.

Parameter	Untersuchter Bereich		Korrelation				
	Minimum	0,25-0,50-	n^2	r_n	r^2	CL	Si
	Mittelwert	0,75					
	Maximum	Quantil					
Abbaustufe (CL_{deg} ; 0-7)	0-2-5	1-1-2	154	-0,05	0,00	0	-
Kompostierungszeit (t ; d)	4-54-148	20-42-78	154	-0,15	0,02	-1	-
Wassergehalt (w_{H_2O} ; % fm)	28-60-94	53-58-66	154	0,17	0,03	1	+
Substratkomposition (CL_{sub} ; 0-23) ¹	0-4-23	2-4-4	124	0,55	0,30	2	+

- 1 Bei der Bestimmung der Korrelation der Sickerwasserbildung mit der Art des Substrates wurden nur die Modellabfälle sowie Karottenabfälle ($R3k$, $R4k$) berücksichtigt.
- 2 Wenn eine Sickerwasserbildung am ersten Tag nach dem Einbau auftrat ($R4m$), wurde dies nicht berücksichtigt, da es sich dann um Überschusswasser handelte.

Nur wenn eine Sickerwasserbildung auftrat, konnte auch N mit dem Sickerwasser ausgewaschen werden. N-Auswaschungen sind also vor allem in der Intensivrotte- und Abkühlungsphase zu erwarten, wenn Substrate mit einem hohen Anteil an leicht abbaubaren Bestandteilen ($CL_{deg} > 2$) und einem hohen Wassergehalt ($w_{H_2O} > 50$ % fm) kompostiert werden.

4.5.2.2. Gehalte der ausgetragenen N-Verbindungen

Nahezu alle Sickerwasserproben wurden hinsichtlich ihrer Gesamt-N-¹ und ihrer NH_4^+ / NH_3 -N-Konzentrationen (C_{TN-SI} , C_{NH_4-N-SI}) untersucht. Die NO_3^- -N- und die NO_2^- -N-Konzentrationen (C_{NO_3-N-SI} , C_{NO_2-N-SI}) wurden dagegen nur an ausgewählten Sickerwasserproben untersucht. Dies war der Fall, wenn eine Detektion von NO_3^- -N und NO_2^- -N im Substrat deren anteilige Auswaschung erwarten ließ. Die N-Austräge

¹ Bei einigen Proben war die Analyse aufgrund zu geringer Probenvolumina nicht möglich.

($C_{N-total,leachate}$, $C_{N-org,leachate}$, $C_{NH4-N,leachate}$, $C_{NO3-N,leachate}$, $C_{NO2-N,leachate}$; in % dm) wurden nach Gl. 3-4 (Kap. 3.4.3.1.) berechnet. In Tab. 4-18 erfolgte eine statistische Zusammenfassung der Ergebnisse bezogen auf die in der entsprechenden Bilanzierungsperiode im Reaktor befindliche Trockenmasse. Die durchschnittlichen Austragsraten pro Bilanzierungsperiode ($\dot{C}_{N-total,leachate}$, $\dot{C}_{NH4-N,leachate}$; in % dm/d bzw. g N/ Mg dm/ d) wurden nur für den Gesamt-N und den NH_4^+/NH_3-N ermittelt. Bei der Bestimmung wurde die Dauer einer Bilanzierungsperiode (t_p) berücksichtigt. Die durchschnittlichen Austragsraten wurden ebenfalls in Tab. 4-18 zusammengefasst.

Tab. 4-18: Statistischer Überblick über das Sickerwasservolumen (V_{SI}), die Austräge von N-Verbindungen mit dem Sickerwasser ($C_{N-total,leachate}$, $C_{N-org,leachate}$, $C_{NH4-N,leachate}$, $C_{NO3-N,leachate}$, $C_{NO2-N,leachate}$;) und die durchschnittlichen N-Austragsraten ($\dot{C}_{N-total,leachate}$, $\dot{C}_{NH4-N,leachate}$); Anzahl (n) der untersuchten Bilanzierungsperioden, Detektionshäufigkeit, durchschnittliche Nachweisgrenze $\bar{x}_{NG}$, analytisch bedingter Variationskoeffizient (v_{z1}); Perioden mit Sickerwasserbildung traten in 35 von 53 Versuchsreihen auf.

	Volumen	N-Austräge mit dem Sickerwasser					Austrags-rate ¹	
	V_{SI}	N_{total}	N_{org}	NH_4^+ / NH_3-N	$NO_3^- -N$	$NO_2^- -N$	N_{total}	NH_4^+ / NH_3-N
	L	g N/ Mg dm					g N/ Mg dm /d	
Maximum	18,9	3900	3200	1000	300	100	150	30
Mittelwert	0,2	350	280	100	50	47	8	2
Minimum	0	1	1	1	3	11	0,05	0,03
75%-Quantil	0	360	280	90	40	50	7	2
Median	0	120	100	40	10	40	2	1
25%-Quantil	0	18	11	5	6	28	0,8	0,3
Bilanzierungs-perioden (n)	634	136	122	144	101	100	136	144
Detektions-häufigkeit	156 (24,6 %)	135 (99,3 %)	120 (98,4 %)	131 (91,0 %)	10 (9,9 %)	5 (5 %)	133 (97,8 %)	130 (90,3 %)
$\bar{X}_{NG}$	0,01 L ²	<1 g N/ Mg dm ⁴					-	
V_{z1}	0,75-7,5 % ³	2,6-8,3 % ⁵						

3 Bilanzierungstermine kurz nach dem Einbau wurden nicht berücksichtigt.

4 Geringster erfasster Wert.

5 Bestimmungsgrundlagen in Anlage IVc.

6 Ermittelt mit Hilfe der Nachweisgrenzen für $C_{N-total-SI}$ (Anlage VIc), $C_{NH4-N-SI}$ (Anlage VIg) und $C_{NO3-N-SI}$, $C_{NO2-N-SI}$ (Anlage VIh) und mit Hilfe repräsentativer Messwerte für die weiteren Variablen in Gl. 3-4 c (Kap. 3.4.3.1.).

7 Nur für $C_{N-total,leachate}$ bestimmt. Die Bestimmung erfolgte mit Hilfe einer Unsicherheitsanalyse (Kap. 3.5.2.) unter Berücksichtigung der in Gl. 3-4 c angegebenen Einflussgrößen (Kap. 3.4.3.1.).

Die in Tab. 4-18 aufgeführten Ergebnisse zeigen, dass bei fast allen Sickerwasserproben N-Verbindungen detektiert wurden. Der Sickerwasser-N bestand zum überwiegenden Anteil aus organischen N-Verbindungen. In den meisten Proben war zusätzlich auch $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ enthalten. $\text{NO}_3^- \text{-N}$ und $\text{NO}_2^- \text{-N}$ wurde dagegen nur bei einem geringen Teil der Proben detektiert.

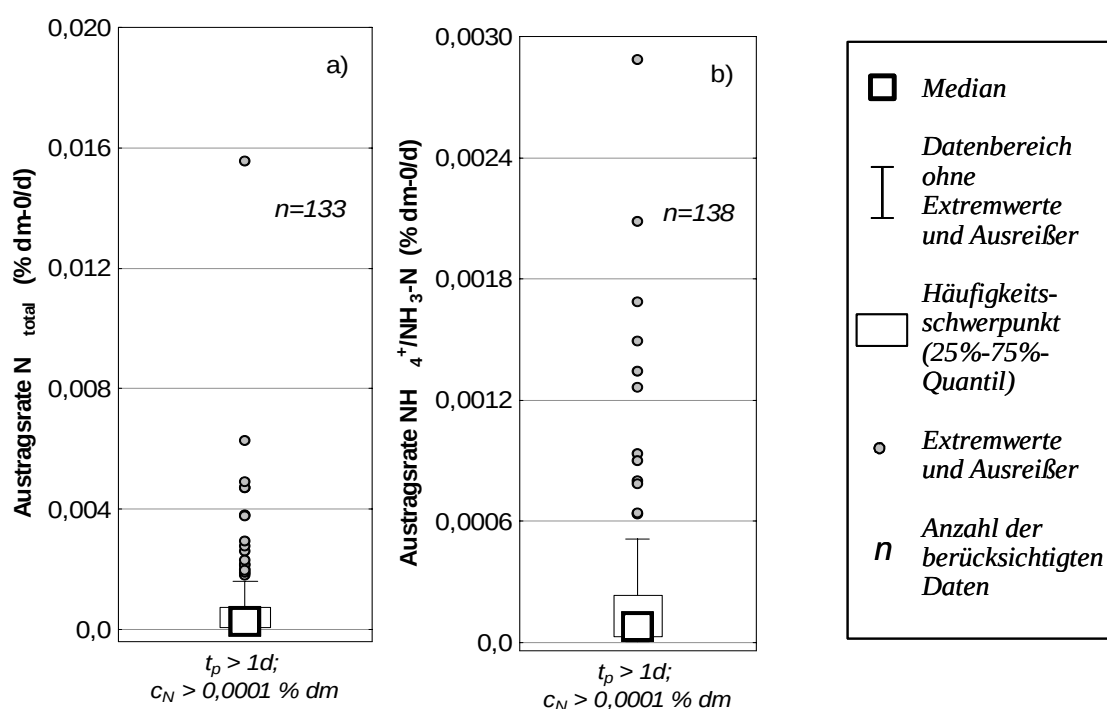


Abb. 4-37: Box-Plots der durchschnittlichen Austragsraten vom Gesamt-N- und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ mit dem Sickerwasser ($\dot{c}_{N\text{-total,leachate}}$, $\dot{c}_{\text{NH}_4\text{-N,leachate}}$): ermittelt für alle Bilanzierungsperioden, bei denen die N- bzw. $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge über der Nachweisgrenze lagen und die nach dem 1. Kompostierungstag auftraten; Perioden mit Sickerwasserbildung traten in 35 von 53 Versuchsreihen auf.

Der statistische Überblick von Tab. 4-18 und von Abb. 4-38 zeigt weiterhin, dass die durchschnittlichen N-Austragsraten ($\dot{c}_{N\text{-total,leachate}}$) eine große Spannweite einnehmen können. Ihr Häufigkeitsschwerpunkt lag jedoch in einem eher geringen Bereich. Der höchste N-Austrag wurde bei der Versuchsreihe *R4k* ermittelt. Hierbei handelte es sich um den Karottenabfall, welcher eine extrem hohe Sickerwasserbildung aufwies (Kap. 4.2.5.1.). Abb. 4-38 b zeigt weiterhin, dass die durchschnittlichen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten ($\dot{c}_{\text{NH}_4\text{-N,leachate}}$) ähnlich verteilt waren wie die durchschnittlichen Gesamt-N-Austragsraten. Sie waren jedoch um ca. 75 % geringer

(Abb. 4-38 a). Die Extremwerte zeigen an, dass sowohl für den Gesamt-N als auch für den $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$, kurzzeitige Spitzenwerte möglich sind.

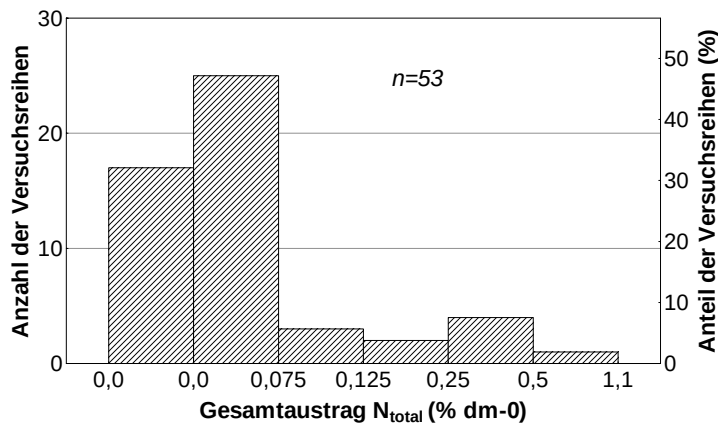


Abb. 4-38: Histogramm der N-Gesamt-Austräge über das Sickerwasser ($\Sigma C_{N\text{-total}, \text{leachate}}$): ermittelt für 53 Versuchsreihen.

Die kumulativen N-Austräge pro Versuchsreihe ($\Sigma C_{N\text{-total}, \text{leachate}; e}$; in % dm-0) wurden mit Hilfe des N-Bilanzanteils am letzten Versuchstag ($N_{N\text{-total}, \text{leachate}; e}$; Gl. 3-15 b, Kap. 3.4.4., Anlage VIIIb) und dem initialen Gesamt-N-Gehalt des Substrates ($C_{N\text{-total}, \text{substrate}; 0}$; Anlage IId) ermittelt. Sie wurden für jede Versuchsreihe in der Anlage VIIIb zusammengestellt. Abb. 4-38 zeigt, dass sie in den meisten Versuchsreihen 0,075 % dm-0 (bzw. 750 g N/ Mg dm-0) nicht übersteigen, in Extremfällen aber auch mehr als das 10-fache erreichen können. Der maximale N-Austrag lag bei 10 290 g N/ Mg dm-0 und wurde wiederum bei der Versuchsreihe mit Karottenabfall (R4k) festgestellt.

Auf Basis der kumulativen N-Austräge ($\Sigma C_{N\text{-total}, \text{leachate}; e}$) wurden die Versuchsreihen in 3 Größenordnungskategorien ($CL_{\text{quantity}, N\text{-total}, \text{leachate}} = 0, 1, 2$) eingeteilt. Eine Charakteristik dieser Kategorien ist der nachfolgenden Auflistung zu entnehmen. Die N-Austräge traten zumeist in einer Serie von aufeinander folgenden Bilanzierungsperioden über einen längeren Zeitraum auf. Die Dauer einer Austragsserie¹ lag dabei zwischen einer (R4c, R5c, R6k, R8k) und 16 Wochen (R8e). Selten, bei 5 Versuchsreihen (R10a, R9b, R6k, R1m, R2m), umfasste die Austragsserie

¹ Es wurde toleriert, wenn innerhalb einer Austragsserie eine einzelne Bilanzierungsperiode ohne N-Austrag vorlag.

nur eine einzelne Bilanzierungsperiode. Etwas häufiger wurden 2-3 Austragsserien detektiert. Wesentliche Kenndaten, die den N-Austrag mit dem Sickerwasser während der Kompostierung charakterisieren, wurden für die einzelnen Versuchsreihen in Anlage VIIIb aufgeführt (Anzahl der Bilanzierungsperioden mit N-Austrägen über das Sickerwasser, $n_{N-total,leachate}$; maximaler durchschnittlicher N-Austragsrate pro Bilanzierungsperiode, $\dot{c}_{N-total,leachate,max}$; Zeitpunkt seines Auftretens, $t_{N-total,leachate,max}$; kumulativer N-Gesamt-Austräge, $\Sigma c_{N-total,leachate,e}$; Größenordnungskategorie, $CL_{quantity,N-total,leachate}$) sowie im folgenden zusammengefasst:



Nicht gezeigt ($CL_{quantity,N-total,leachate} = 0$): In 18 Versuchsreihen (34,0 %; Anlage VIIIb) wurde zu keinem Zeitpunkt der Kompostierung Sickerwasser gebildet. Es konnten somit auch keine N-Verbindungen mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Hierbei handelte es sich um Modellabfälle der Substratkategorie $CL_{sub} = 0-2$ (R4b, R5b, R6b, R7b, R3c, R8c, R9c, R2d), einen Bioabfall (R8b), Gärreststoffmischungen (R6c, R7c), Hühnermistmischungen (R1j, R2j, R3j, R1k, R2k) und Klärschlammmischungen (R3m, R4m). Die Wassergehalte lagen zwischen 43 und 63 % fm (Anlagen IIc, IId).



Nicht signifikant ($CL_{quantity,N-total,leachate} = 1$): In 19 Versuchsreihen (35,8 %; Anlage VIIIb) lagen die kumulativen N-Gesamt-Austräge während der Kompostierung unter 0,025 % dm-0. Dabei wurde in 7 Versuchsreihen (13,2 %; R2b, R2c, R4c, R5c, R5d, R6g, R7i) der N während 2 bzw. 3 separater Austragsserien, in 4 Versuchsreihen (7,5 %; R10a, R6k, R8k, R2m) dagegen nur innerhalb einer einzigen Bilanzierungsperiode ausgetragen. Versuchsreihen wiesen eine Austragsserie auf (15,1 %; R10b, R6g, R3i, R4i, R7i, R8i, R9i, R3k, R7k). Die maximalen durchschnittlichen Austragsraten erreichten Werte zwischen 0,1 (R5d) und 145 g N/ Mg dm /d (R7k). Diese maximalen N-Austräge fanden zwischen dem 4. (R4i, R7i) und dem 133. Versuchstag (R5d) statt. Es handelte sich um Modellabfälle der Substratkategorie $CL_{sub} = 0-4$ (R3k, R2c, R7k, R5d, R6g, R4c, R5c), um Klärschlammmischungen (R2m, R6k, R8k) Restabfallmischungen (R3i, R4i, R7i, R8i, R9i) und einen Bioabfall (R7g). Die Wassergehalte lagen zwischen 44 und 77 % fm (Anlagen IIc, IId).



Signifikant ($CL_{quantity,N-total,leachate} = 2$): In 16 Versuchsreihen (30,2 %; Anlage VIIIb) lagen die kumulativen N-Gesamt-Austräge über 0,025 dm-0 bis hin zu 1,03 % dm-0 (R4k). In 5 Versuchsreihen (9,4 %; R5a, R6a, R7a, R8a, R9a) erfolgte der Austrag in zwei separaten Austragsserien. Die Versuchsreihe R9b wies dagegen den Austrag nur innerhalb einer einzelnen Bilanzierungsperiode auf. Bei allen anderen 10 Versuchsreihen (18,9 %; R4a, R3b, R4d, R8e, R9e, R1i, R4k, R5k, R1l, R1m) fanden die N-Austräge in einer Austragsserie statt. Die maximalen durchschnittlichen Austragsraten erreichten Werte zwischen 2 (R4d) und 1560 g N/ Mg dm /d (R4k). Diese maximalen N-Austräge fanden zwischen dem 11. (R1i) und dem 91. Versuchstag (R3b) statt. Es handelte sich überwiegend um Modellabfälle der Substratkategorie $CL_{sub} = 4$ (R3b, R4a, R5a, R6a, R7a, R8a, R9a, R9e), Modellabfälle der Substratkategorie $CL_{sub} = 1-2$ (R5k, R4d, R8e, R9b), um Klärschlammmischungen (R1m, R1l) Restabfallmischungen (R1i) und einen Karottenabfall (R4k). Die Wassergehalte lagen zwischen 45 und 90 % fm (Anlagen IIc, IId).

Für die meisten Versuchsreihen (70%) waren N-Austräge über das Sickerwasser also nicht existent oder unbedeutend. Unter besonderen Situationen konnten ihnen jedoch eine nicht zu vernachlässigende Bedeutung beigemessen werden. In den Anlagen VIIa-d dargestellten N-Bilanzserien wurden die mit dem Sickerwasser ausgetragenen N-Anteile

im Vergleich zu anderen N-Austrägen visualisiert. Eine Gegenüberstellung mit den NH_3 -Austrägen ist auch Tab. 4-1 (Kap. 4.1.2.) zu entnehmen. Mit Hilfe der Abb. 4-38 und der Abb. 4-33 (Kap. 4.2.4.3.) können die N-Austräge mit der N_2 -Generierung verglichen werden. Diese Auswertung zeigt, dass die Sickerwasserausträge im Vergleich zu den NH_3 -Austrägen und der N_2 -Generierung zumeist ebenfalls unbedeutend waren.

Tab. 4-19: Korrelationen der Gesamt-N-Austräge ($m_{\text{N-total,leachate,reactor}} / m_{\text{dry-substrate,reactor}}$) und der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Austräge ($m_{\text{NH4-N,leachate,reactor}} / m_{\text{dry-substrate,reactor}}$) über das Sickerwasser mit verschiedenen Milieu- und Prozessparametern (n - Anzahl der Bilanzierungsperioden mit Sickerwasserbildung in 35 von 53 Versuchsreihen, r_n – Korrelationskoeffizient, r^2 - Bestimmtheitsmaß, CL_{rn} - Kategorie für die Stärke der Korrelation, Si- Zuverlässigkeit der Korrelation; berücksichtigtes α -Level jeweils 0,05).

Parameter	N _{total} des Sickerwassers					NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N des Sickerwassers				
	n	r _n	r ²	CL	Si	n	r _n	r ²	CL	Si
Abbaustufe (CL_{deg})	135	0,07	0,00	0	-	131	0,08	0,01	0	-
Kompostierungszeit (t)	135	0,16	0,02	1	-	131	0,17	0,03	1	-
Substratkomposition (CL_{sub})	106	0,38	0,14	1	+	110	0,19	0,04	1	+
Sickerwasserbildung ($V_{leachate}/m_{wet-substrate}$)	136	0,53	0,28	2	+	127	0,31	0,10	1	+
Wassergehalt (c_{H_2O})	136	0,46	0,21	2	+	131	0,33	0,11	1	+
N _{org} - Gehalt ($c_{N-org,substrate}$)	125	0,52	0,27	2	+	120	0,47	0,22	2	+
NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N-Gehalt ($c_{NH4-N,substrate}$)	120	0,38	0,14	2	+	191	0,53	0,28	3	+

Die wesentlichen Einflussfaktoren, wurden mit Hilfe einer Korrelationsanalyse nach der in Kap. 3.5.3. beschriebenen Vorgehensweise ermittelt. Tab. 4-19 zeigt, dass analog zur Sickerwasserbildung (Tab. 4-18) keine klare Korrelation mit der Abbaustufe (CL_{deg}) und der Kompostierungszeit (t) festgestellt wurde. Dies ist wiederum darauf zurückzuführen, dass die wahren Zusammenhänge eine Funktion mit einem Maximum darstellten und daher mit Hilfe der linearen Korrelationskoeffizienten (r_n) nicht erfasst werden konnten. Die Größenordnung des Gesamt-N-Austrages ($c_{N-total,substrate}$)

korrelierte jedoch „schwach positiv“ mit dem gebildeten Sickerwasser ($V_{SI} / m_{wet-substrate, reactor}$) und den im Substrat enthaltenen N-Verbindungen ($C_{NH_4-N, substrate}$, $C_{N-org, substrate}$). Die Substratart (CL_{sub}) und der Wassergehalt des Substrates (w_{H_2O}) hatten ebenfalls einen Einfluss, da sie die Sickerwasserbildung bestimmten (Tab. 4-16; Kap. 4.2.5.1.).

Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse waren für die NH_4^+ / NH_3 -N-Austräge mit dem Sickerwasser ähnlich, wenn sich auch teilweise etwas geringere Korrelationskoeffizienten ergaben. Dies ist auf die im Vergleich zum Gesamt-N geringeren NH_4^+ / NH_3 -N-Austräge zurückzuführen (Abb. 4-37). Nur die Korrelation mit dem N_{org} - und dem NH_4^+ / NH_3 -N-Gehalt des Substrates war gleichermaßen hoch, da diese beiden Parameter die NH_4^+ / NH_3 -N-Auswaschung direkt beeinflussten. Die Voraussetzung für eine N-Auswaschung ist das Vorliegen von löslichen N-Verbindungen im Substrat. Dies sind z.B. Aminosäuren, die ihm Rahmen von Ammonifikationsprozessen freigesetzt werden (Kap. 2.2.2.). Der Gehalt von löslichen organischen N-Verbindungen im Substrat war nicht bekannt, jedoch der von anorganischen N-Verbindungen. Da NH_4^+ / NH_3 -N in den meisten Substraten enthalten war, konnte es auch in der Mehrzahl der Sickerwässer detektiert werden. Die Ergebnisse der Korrelationsanalyse widerspiegeln, dass der Zusammenhang zwischen dem NH_4^+ / NH_3 -N-Gehalt des Substrates und dem NH_4^+ / NH_3 -N-Austrag mit dem Sickerwasser eine „mittlere positive Korrelation“ ergab ($CL_{rn} = 3$).

Für die NO_3^- -N und NO_2^- -N-Austräge konnte keine Korrelationsanalyse durchgeführt werden, da nicht ausreichend Daten vorhanden waren. Bei 8 Sickerwasserproben mit NO_3^- -N-Detektion war NO_3^- -N jedoch auch im Substrat enthalten. Bei den restlichen 9 Sickerwasserproben mit NO_3^- -N-Anteilen konnte kein korrespondierendes NO_3^- -N im Substrat nachgewiesen werden. Bei diesen Proben war allerdings die NO_3^- -N-Auswaschung mit $<0,001$ % dm sehr gering und im Substrat lagen vermutlich NO_3^- -N-Gehalte unterhalb der durchschnittlichen Nachweisgrenze vor ($0,0001$ % dm; Kap. 4.2.4.1.). Bei den 5 Proben, in welchen NO_2^- -N im Sickerwasser nachgewiesen wurde, war es zugleich auch im Substrat enthalten.

4.2.5.3. Allgemeingültige Modelle

Auf Basis der in Kap. 4.2.5.2. herausgearbeiteten Einflussfaktoren wurden die N-Austräge modelliert. Die ausgetragenen $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -N bzw. NO_3^- -N-Massen hingen insbesondere von den $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -N- bzw. den NO_3^- -N-Gehalten und den Wassergehalten des Substrates sowie von der Sickerwasserbildung insgesamt ab. Abb. 4-39 zeigt die Abhängigkeit des aus einem Kompostierungssystem mit dem Sickerwasser ausgetragenen $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -N und NO_3^- -N-Massen von diesen Einflussfaktoren. Die auf der Ordinate aufgetragene N-Auswaschung wurde auf die im Reaktor befindliche Frischmasse bezogen angegeben. Die Werte Abszisse waren das nach Gl. 4-19 bestimmte Produkt (F5) aus der Sickerwasserbildung $(V_{SI} / m_{\text{wet-substrate,reactor}})^1$, dem NH_4^+ /N- bzw. NO_3^- -N-Gehalt ($C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$; $C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$)² des Substrates sowie dem Verhältnis zwischen Trockenmasse und Wassermasse des Substrates ($m_{\text{dry,substrate,reactor}}$; $m_{\text{H}_2\text{O,substrate,reactor}}$). Die Berechnung erfolgte für die einzelnen Bilanzierungsperioden, bei welchen eine Sickerwasserbildung beobachtet wurde.

$$\text{F5 [in g N/ Mg fm]} = 10^{-6} \cdot \left(\frac{m_{\text{leachate};p}}{m_{\text{wet-substrate,reactor};p}} \cdot C_{\text{N,substrate};p-1} \cdot \frac{m_{\text{dry-substrate,reactor};p}}{m_{\text{H}_2\text{O-substrate,reactor};p}} \right)$$

mit: $C_{\text{N,substrate}} = C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$ bzw. $C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$

Gl. 4-19

Der in Abb. 4-39 gezeigte mathematische Zusammenhang lässt sich näherungsweise durch Gl. 4-20 a beschreiben. In Gl. 4-20 b wurde der Faktor F5 durch Gl. 4-19 dargestellt, wobei das in Gl. 4-19 genutzte Verhältnis zwischen Trockenmasse und Wassermasse im Substrat mit Hilfe des Wassergehaltes ausgedrückt ($w_{\text{H}_2\text{O}}$) wurde. Die in Abb. 4-39 dargestellte Korrelation konnte gemäß Kap. 3.5.3. in die Kategorie $CL_{rn} = 5$ eingestuft werden und gilt damit als „sehr hohe positive“ Korrelation. Mit Gl. 4-20 b wurden die in Tab. 4-19 als wesentlichen herausgearbeiteten Einflussfaktoren miteinander verknüpft. Obwohl für NO_3^- -N nur wenige Daten vorlagen, deutet

¹ Es wurde angenommen, dass das Sickerwasser eine Dichte von 1 kg/L aufwies.

² Bei den Berechnungen wurden die am Anfang einer Bilanzierungsperiode vorhandenen NH_4^+ /N- bzw. NO_3^- -N-Gehalte (Index: „p-1“) zugrunde gelegt.

Abb. 4-40 an, dass die NO_3^- -N-Auswaschung dem gleichen Muster folgte wie die NH_4^+ -/NH₃-N-Auswaschung.

Das Vorliegen von löslichen N-Verbindungen im Substrat ist damit Voraussetzung für eine N-Auswaschung mit dem Sickerwasser. Weiterhin muss Wasser im Substrat vorliegen, sodass die löslichen N-Verbindungen auch in Lösung gehen können. Sofern Wasser im Überschuss vorhanden ist, kommt es zur Sickerwasserbildung und damit zur anteiligen Auswaschung der löslichen N-Verbindungen im Substrat.

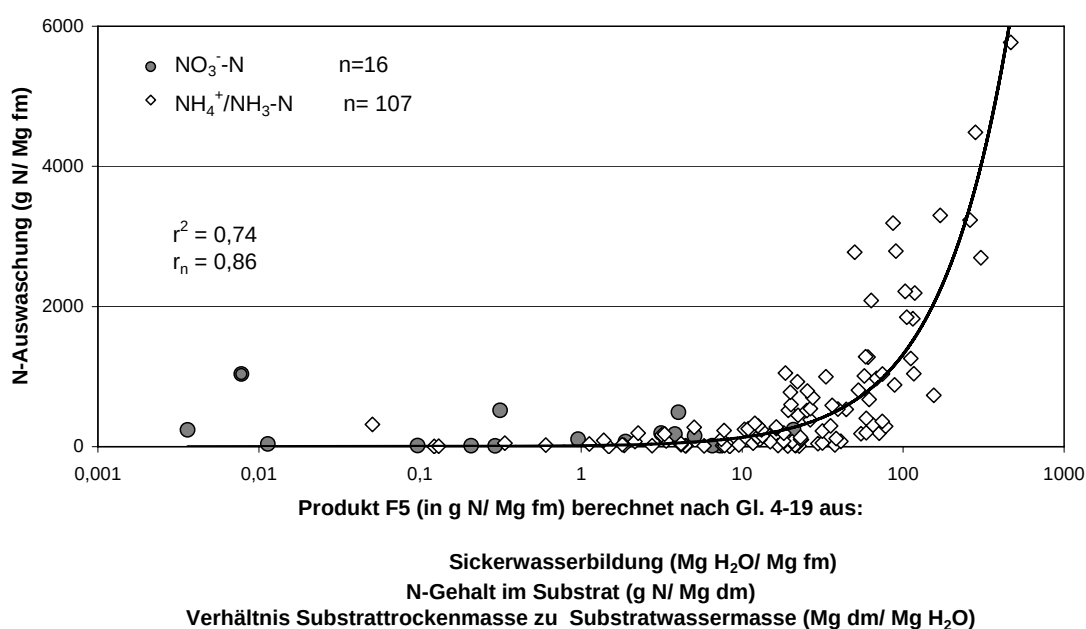


Abb. 4-39: Funktionaler Zusammenhang zwischen der Auswaschung von N-Verbindungen mit dem Sickerwasser bezogen auf die Substratfeuchtsubstanz ($C_{\text{NH}_4\text{-N,leachate}}$, $C_{\text{NO}_3\text{-N,leachate}}$) und folgenden 3 Haupteinflussfaktoren: Sickerwasserbildung ($m_{\text{leachate,reactor}}/m_{\text{wet-substrate;reactor}}$), der NH_4^+ /NH₃-N-Gehalte im Substrat ($C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$, $C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$) sowie dem Verhältnis zwischen Trocken- und Wassermasse im Substrat ($m_{\text{dry-substrate;reactor}}$; $m_{\text{wet-substrate;reactor}}$).

Ein weiterer Einfluss auf die N-Austräge mit dem Sickerwasser war die Substratkomposition (CL_{sub} ; Tab. 4-19). Bei Substraten mit hohen Anteilen an schwerer abbaubaren Bestandteilen ist die N-Auswaschung etwas geringer als bei Substraten mit hohen Anteilen an leicht abbaubaren Bestandteilen, da Bestandteile mit einen hohen

Anteil an ligninähnlichen Komponenten ein besonders gutes Wasserspeichervermögen aufweisen. Dieser Faktor ist jedoch bereits in der Sickerwasserbildung mit inbegriffen. Der wesentliche Faktor, welcher die Streuung der Daten in Abb. 4-39 bewirkte, ist auf die „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ der verschiedenen in Gl. 4-20 b genutzten Parameter zurückzuführen. Die Variationskoeffizienten (v_{z1}) für die NH_4^+ /N- bzw. NO_3 -N-Gehalte ($c_{\text{NH4-N,substrate}}$; $c_{\text{NO3-N,substrate}}$) sind Tab. 4-3 (Kap. 4.1.4.2.) zu entnehmen. Die Variationskoeffizienten (v_y) sind für die Substratfeuchtmasse ($m_{\text{wet-substrate,reactor}}$) in der Anlage IVa, für die auf dem Sickerwasservolumen basierende Sickerwassermasse ($m_{\text{leachate,reactor}}$) in der Anlage IVc und für den Wassergehalt (w_{H2O}) in der Anlage VIa dokumentiert. Auf eine weiterführende Unsicherheitsberechnung wurde jedoch verzichtet, da den Sickerwasser-N-Austrägen eine vergleichsweise geringe Bedeutung beigemessen wurde.

$$c_{N,\text{leachate};p} \text{ [g N /Mg fm]} = 13 \cdot F5 \quad \text{Gl. 4-20 a}$$

$$c_{N,\text{leachate};p} \text{ [g N /Mg fm]} = 13 \cdot 10^{-6} \cdot \left(\frac{m_{\text{leachate,reactor};p}}{m_{\text{wet-substrate,reactor};p}} \cdot c_{N,\text{substrate};p-1} \cdot \frac{100\% - w_{\text{H2O};p}}{w_{\text{H2O};p}} \right)$$

$$\text{mit: } c_{N,\text{leachate}} = c_{\text{NH4-N,leachate}} \text{ bzw. } c_{\text{NO3-N,leachate}} \quad \text{Gl. 4-20 b}$$

Wie Abb. 4-37 (Kap. 4.2.5.2.) bereits andeutete, bestand auch zwischen den NH_4^+ /NH₃-N- und den N_{org}-Austrägen mit dem Sickerwasser ein funktionaler Zusammenhang. Dieser wird in Abb. 4-40 mit Hilfe der in den Sickerwässern nachgewiesenen N-Konzentrationen ($c_{\text{N-org-SI}}$; $c_{\text{NH4-N-SI}}$) funktionell veranschaulicht. Der Zusammenhang lässt sich dadurch erklären, dass sowohl lösliche N_{org}-Verbindungen als auch NH_4^+ /NH₃ Typen Abbauprodukte des im Substrat enthaltenen N_{org} ($c_{\text{N-org,substrate}}$) sind, welche im Rahmen von Ammonifikationsprozessen (Kap. 2.2.2.) entstehen. Der Zusammenhang lässt sich mathematisch als Ergebnis einer linearen Regression mit Hilfe von Gl. 4-21 beschreiben. Der Zusammenhang kann gemäß der Einteilung von Kap. 3.5.3. ($CL_{rn} = 4$) als „hohe positive“ Korrelation eingestuft werden.

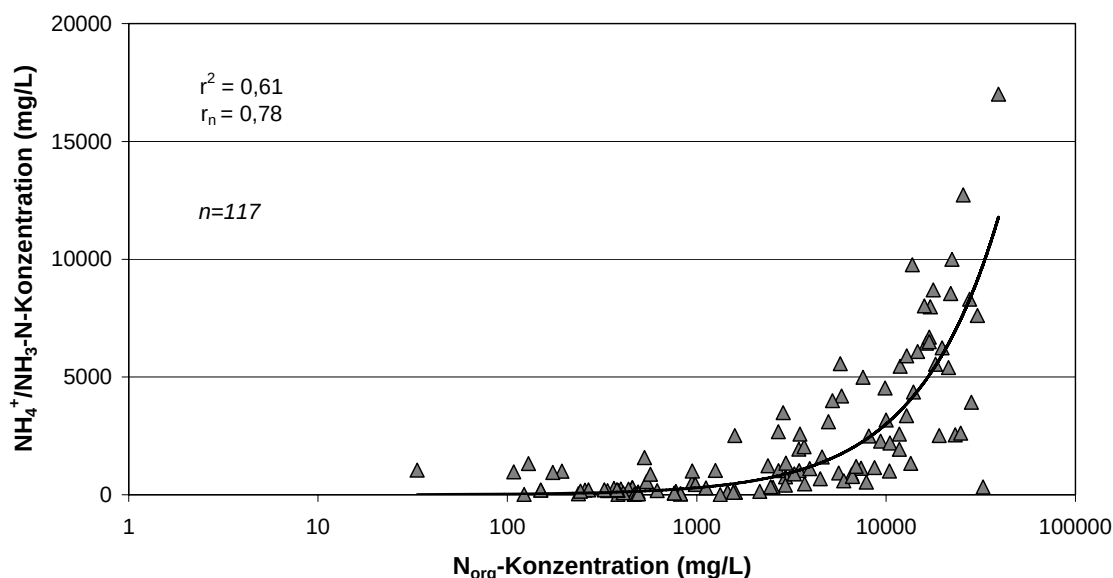


Abb. 4-40: Funktionaler Zusammenhang zwischen den Konzentrationen an organischem N ($c_{N-org-SI}$) und an NH_4^+/NH_3 -N ($c_{NH4-N-SI}$): ermittelt für n Bilanzierungsperioden mit Sickerwasserbildung in 53 Versuchsreihen.

Der Faktor F6 der in Abb. 4-40 dargestellten Regressionsgerade betrug 0,3. Den Häufigkeitsschwerpunkt der Faktoren F6 bildete jedoch der Bereich zwischen 0,1 und 0,6. Der Einfluss der Probenahme und der Analytik ist eher gering („Probenahme und analytisch bedingten Variationskoeffizienten“ der Sickerwasseranalytik, v_y ; Anlagen VI f, VI g, VI h). Es müssen sich daher noch weitere Faktoren auf das Verhältnis zwischen anorganischen und organischen Ammonifikationsprodukten im Sickerwasser auswirken. Diese werden auf die Ammonifikationsprozesse selbst zurückgeführt, die bereits im Substrat zu einem unterschiedlichen Verhältnis zwischen anorganischen und organischen N-Verbindungen führten. Die Einflussfaktoren wurden jedoch nicht näher untersucht, da dem N-Austrag mit dem Sickerwasser im Vergleich zu den NH_3 - und N_2 -Austrägen eine geringe Bedeutung beigemessen wird. Der Richtwert von $F6=0,3$ wird zur näherungsweisen Beschreibung der N-Austräge mit dem Sickerwasser als ausreichend erachtet.

$$c_{NH4-N-SI;p} \text{ [mg/L]} = F6 \cdot c_{N-org-SI;p} \quad \text{Gl. 4-21}$$

Unter der Annahme, dass die NO_2^- -N-Auswaschung analog zur NH_3/NH_4^+ - und NO_3^- -N-Auswaschung erfolgte, konnte damit die Gesamt-N-Auswaschung unter Berücksichtigung der Gl. 4-20 und 4-21 als Funktion der Sickerwassermasse und der Gehalte an anorganischen Verbindungen im Substrat wie folgt näherungsweise beschrieben werden (Gl. 4-22).

$$C_{N-total, leachate, reactor; p} \text{ [g N/ Mg fm]} = 13 \cdot 10^{-6} \cdot \left(\frac{m_{leachate, reactor; p}}{m_{wet-substrate, reactor; p}} \cdot \frac{100 - w_{H_2O; p}}{w_{H_2O; p}} \right) \cdot \left(\frac{1 + F6}{F6} \cdot (c_{NH_4-N, substrate, reactor; p-1}) + c_{NO_3-N, substrate, reactor; p-1} + c_{NO_2-N, substrate, reactor; p-1} \right)$$

Gl. 4-22

Der zur Auswertung herangezogene Datenbereich ging weit über die in der Literatur angegebenen Werte hinaus (Tab. 4-20). So untersuchten Fricke et al. (1989) die Sickerwasserbildung bei der Kompostierung von Bioabfällen. Sie ermittelten, dass pro Mg Bioabfall zwischen 0 und 25 L Sickerwasser gebildet werden kann. In den hier durchgeführten Untersuchungen lag der Häufigkeitsschwerpunkt der kumulativen Sickerwasserbildung bei 0-70 L / Mg fm (Anlage VIIIb). Die maximale Sickerwasserbildung betrug 425 L/Mg fm. Hierbei handelte es sich um die in Kap. 4.2.5.1. und 4.2.5.2. bereits erwähnte Versuchsreihe mit Karottenabfällen. Auch hinsichtlich der Konzentration der N-Verbindungen in den Sickerwässern umfassten die eigenen Untersuchungen ein sehr weiten Bereich (Tab. 4-20). Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die aufgestellten Modelle Allgemeingültigkeit besitzen und das Spektrum der Sickerwasserbildung und der N-Austräge mit dem Sickerwasser bei der Kompostierung gut abdeckt wurde.

Tab. 4-20: Vergleich der Konzentrationen von N-Verbindungen in Sickerwässern (C_{TN-SI} , C_{NH_4-N-SI} , C_{NO_3-N-SI} , C_{NO_2-N-SI}): Ergebnisse von Fricke et al. (1989) sowie Ergebnisse der eigenen Untersuchungen.

Parameter	Einheit	Fricke ²	Eigene Untersuchungen		
			25%-Quantil Median- 75%-Quantil	Minimum Mittelwert Maximum	Anzahl
N _{total}	mg/L	503-2085	852-2896-12503	150-7717-43160	129
NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N	mg/L	400-1100	241-1009-17007	10-2126-17008	134
NO ₃ ⁻ -N	mg/L	1,7-25	0,6-15-381	0,1-351-2700	24

2 300 Proben aus der überdachten Bioabfallkompostierung

5. Schlussfolgerungen

5.1. Übersicht

Das Hauptziel der Arbeit war die Zusammenstellung von allgemeingültigen wissenschaftlichen Grundlagen zum N-Haushalt bei der Kompostierung unter Berücksichtigung des Einflusses der Milieubedingungen. Aus den Ergebnissen können Strategien, Technologien und Managementpraktiken abgeleitet werden, welche das Nutzpotenzial von N maximieren und dessen Schadstoffwirkung minimieren. In diesem Kapitel sollen exemplarisch einige Schlussfolgerungen, die sich aus den erzielten Ergebnissen ableiten lassen, gezogen werden.

Diese beziehen sich auf den methodischen Bereich, der wichtig ist, um generelle Aussagen zum N-Haushalt bei der Kompostierung zu treffen. Weiterhin werden Thesen zum Verlauf der N-relevanten biologischen Grundprozesse aufgestellt. In dieser Hinsicht werden in Kap. 5.2. die Prozesse der Ammonifikation (Kap. 5.2.1.), der Nitrifikation (Kap. 5.2.2.), der Denitrifikation (Kap. 5.2.3.) und der N-Immobilisierung (Kap. 5.2.4.) begründet. Der Vollständigkeit halber wird auch auf die N-Fixierung eingegangen (Kap. 5.2.5.) und erläutert, warum diese bei der Kompostierung nicht relevant ist.

In Kap. 5.3. erfolgt eine zusammenfassende Übersicht zum N-Haushalt der Kompostierung. Diese beinhaltet eine Gegenüberstellung verschiedener N-Verbindungen im Substrat sowie verschiedener N-Austräge. Es erfolgt zudem eine Zusammenfassung der Ergebnisse hinsichtlich der Bandbreite der genutzten Milieu- und Prozessparameter, der N-Gehalte und der N-Austräge. Weiterhin werden die N-Umsetzungen durch die verschiedenen biologischen Grundprozesse quantifiziert.

In Kap. 5.4. wird die Bedeutung des N-Haushalts bei der Kompostierung im globalen Kontext betrachtet. Dies erfolgt anhand eines Szenarios, bei dem die N-Kaskade von der Anwendung des N als Düngemittel über dessen Verwertung bei Nahrungs- und Futtermittelproduktion sowie beim Nahrungs- und Futtermittelverbrauch bis hin zum Verbleib des überschüssigen N betrachtet wird. Hierbei wird insbesondere der in organischen Haushaltsabfällen enthaltene N diskutiert.

In Kap. 5.5. werden Möglichkeiten zur Erhöhung der N-Effizienz bei der Kompostierung vorgestellt. Diese beinhalten Vorschläge zur Konversion des N in düngewirksame Produkte bzw. in nicht-reaktive N-Verbindungen.

5.2. Grundprozesse des N-Haushaltes

5.2.1. Ammonifikation

5.2.1.1. Nachweismethoden

Aussagen zur Ammonifikation bei der Kompostierung wurden bislang auf Basis der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Bildung bzw. des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Austrags getroffen. Die üblichen Nachweismethoden sind in den Textfeldern zusammengefasst. Literaturbeispiele sind in Anlage IXa gelistet.

Mit Hilfe des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gehalts im Substrat sowie mit Hilfe der NH_3 -Austräge kann abgeschätzt werden, wann Ammonifikationsprozesse besonders intensiv auftreten (Phase II-IV, Abb. 4-23; Kap. 4.2.3.2.). $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Bildung und NH_3 -Austrag können jedoch nur beschränkt über die Ammonifikation Auskunft geben, da nur der metabolische Überschuss an $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ gemessen wird. Ein wesentlicher $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Anteil wird vor allem in mikrobielle Biomasse immobilisiert. Die N-Immobilisierung wurde durch $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Zugaben während der Kompostierung veranschaulicht. In den Bilanzbeispielen von Anlage VIIIA-h ist die Zunahme des N_{org} nach derartigen Zugaben erkennbar. $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ kann auch über NO_2^- zu NO_3^- und dieses weiter zu N_2 umgesetzt werden (Kap. 4.2.4.). Es entzieht sich damit der Anreicherung im Substrat bzw. dem direkten Austrag.

$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Nachweis im Substrat

Es wird zunächst eine Extraktion durchgeführt, um $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ aus dem Substrat zu lösen. In den Literaturbeispielen wurde als Extraktionsmittel häufig 1-2 M KCl, aber auch Wasser oder 0,125 M CaCl_2 verwendet. Der Extrakt wurde zumeist mittels Filtration oder Zentrifugation gereinigt. Die Bestimmung von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ im Extrakt erfolgte oftmals mittels Destillation und nachfolgender Titration. Teilweise wurden auch kolorimetrische Methoden genutzt (u.a. Suzuki und Kumada, 1977; Bhoydar et al., 1979; Witter und Kirchmann, 1989; Grebus et al., 1994; Papadimitriou et al., 1997; Sommers und Dahl, 1999; Sanchez-Monedero et al., 2001; Druihe et al., 2002; BGK, 1994).

Nachweis von ausgetragenen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$

Zur Erfassung der gasförmigen NH_3 -Emissionen in geschlossenen Systemen wird die Abluft durch NH_3 -Absorptionslösungen geleitet (häufig Schwefelsäure, aber auch Borsäure oder Oxalsäure). Sowohl die Anzahl der eingesetzten Absorptionsstufen als auch die Säurekonzentrationen variierten in den Literaturbeispielen. Teilweise wurde den Säureabsorbern ein Wasserabsorber vorgeschaltet, teilweise wurde zudem Kondenswasser separat erfasst. Die Absorptionslösungen wurden regelmäßig ausgetauscht und hinsichtlich der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Konzentrationen analysiert (u.a. Witter und Kirchmann, 1989; Kubota und Nakasaki, 1991; Rheinbaben, 1994; Sommer und Dahl, 1999; Jeong und Kim, 2001; Druilhe et al., 2002).

Die Ermittlung des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Austrags über das Sickerwasser erfolgt direkt mit Hilfe der Bestimmung des Sickerwasservolumens und einer $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Konzentrationsbestimmung. In den Literaturbeispielen variierte die Probenaufbereitung. So wurde vor der Messung z.B. eine Zentrifugation oder eine Filtration durchgeführt (Sommer und Dahl, 1999; Druilhe et al., 2002).

Mit Hilfe von N-Bilanzen konnte der Anteil des metabolischen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Überschusses aus der Ammonifikation ($N_{\text{ammon,min-direct}}$, $N_{\text{ammon,min-direct}}$) nach Gl. 5-1 a und b direkt oder indirekt ermittelt werden. Der metabolische $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Überschuss kann als minimal entstehender Anteil des Ammonifikationsproduktes $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N während der Kompostierung gewertet werden. Die immobilisierten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Anteile werden hierbei nicht erfasst. Die Kenndaten ($N_{\text{ammon,min-direct};e}$, $N_{\text{ammon,min-indirect};e}$) sind für den letzten Versuchstag jeder Versuchsreihe in Anlage VIII f aufgeführt und in Tab. 5-2 (Kap. 5.3.) statistisch zusammengefasst.

Gl. 5-1 a charakterisiert die direkte Methode zur Ermittlung des metabolischen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Überschusses aus der Ammonifikation ($N_{\text{ammon,min-direct};e}$). Die Ermittlung des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Überschusses aus der Ammonifikation erfolgte unter Berücksichtigung der N-Bilanzanteile der anfänglich im Substrat enthaltenen anorganischen N-Verbindungen ($N_{\text{NH}_4\text{-N,substrate};0}$, $N_{\text{NO}_2\text{-N,substrate};0}$, $N_{\text{NO}_3\text{-N,substrate};0}$) sowie der zu bestimmten Bilanzierungsterminen im Substrat enthaltenen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Anteile ($N_{\text{NH}_4\text{-N,substrate};p}$) und den bis dahin ausgetragenen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Anteile ($N_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air};p}$, $N_{\text{NH}_4\text{-N,leachate};p}$). Weiterhin wird eventuell gebildeter NO_2^- -N und NO_3^- -N sowie N_2 ($N_{\text{NO}_2\text{-N,substrate};p}$, $N_{\text{NO}_2\text{-N,leachate};p}$, $N_{\text{NO}_3\text{-N,substrate};p}$, $N_{\text{NO}_3\text{-N,leachate};p}$, $N_{\text{N}_2\text{-N,exhaust-air};p}$) berücksichtigt, da für die Bildung dieser N-Verbindungen Ammonifikationsprodukte direkt bzw. indirekt verbraucht werden.

$$N_{\text{ammon,min-direct;p}} [\% N_{\text{total}} - 0] = N_{\text{NH4-N,substrate;p}} + N_{\text{NO3-N,substrate;p}} + N_{\text{NO2-N,substrate;p}} + N_{\text{NH3-N,exhaust-air;p}} + N_{\text{N2,exhaust-air;p}} - (N_{\text{NH4-N,substrate;0}} + N_{\text{NO3-N,substrate;0}} + N_{\text{NO2-N,substrate;0}}) \quad \text{Gl. 5-1 a}$$

Alternativ kann der metabolische $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Überschuss aus der Ammonifikation ($N_{\text{ammon,min-indirect;e}}$) indirekt nach Gl. 5-1 b durch die Abnahme des N_{org} -Anteils ($N_{\text{N-org,substrate}}$) im Vergleich zur initialen N-Bilanz (100%) ermittelt werden. Auch hier werden die initial vorliegenden anorganischen N-Verbindungen ($N_{\text{NH4-N,substrate;0}}$, $N_{\text{NO2-N,substrate;0}}$, $N_{\text{NO3-N,substrate;0}}$) berücksichtigt.

$$N_{\text{ammon,min-indirect;p}} [\% N_{\text{total}} - 0] = 100\% - N_{\text{N-org,substrate;p}} - (N_{\text{NH4-N,substrate;0}} + N_{\text{NO3-N,substrate;0}} + N_{\text{NO2-N,substrate;0}}) \quad \text{Gl. 5-1 b}$$

Der maximal mögliche, ammonifizierbare Anteil ($N_{\text{ammon,max}}$) ist ein theoretischer Grenzwert. Er entspricht dem eingangs vorhandenen organischen N (Gl. 5-2). In diesem theoretischen Falle würde sämtlicher, im Ausgangssubstrat vorhandener organischer N ammonifiziert werden. Für leichtabbaubare Substanzen erscheint dies realistisch. Bei schwerer abbaubaren Substanzen gibt es sicher Einschränkungen. Der maximal mögliche, ammonifizierbare N-Anteil ($N_{\text{ammon,max}}$) wurde für die verschiedenen Versuchsreihen ebenfalls in Anlage VIII f aufgeführt und in Tab. 5-2 (Kap. 5.3.) statistisch zusammengefasst.

$$N_{\text{ammon,max;p}} [\% N_{\text{total}} - 0] = N_{\text{N-org,substrate;0}} \quad \text{Gl. 5-2}$$

Der N-Anteil, der ammonifiziert wird, liegt also immer zwischen $N_{\text{ammon,min}}$ und $N_{\text{ammon,max}}$. Weiterführende Untersuchungen sollten die Bestimmung des ammonifizierbaren N-Anteils von verschiedenen Abfallbestandteilen zum Inhalt haben, um den real möglichen, ammonifizierbaren Anteil bestimmen zu können. Hierbei könnte der Einsatz ^{15}N -markierter Substrate und die in Kap. 5.2.4.1. beschriebene ^{15}N -NMR-Spektroskopie hilfreich sein.

Aufgrund der in Kap. 4.1.4.2., Kap. 4.1.4.3. und Kap. 4.1.4.5. beschriebenen Unsicherheitsfaktoren bei der N-Bilanzierung enthalten auch die Ergebnisse für

$N_{ammon,min-direct}$, $N_{ammon,min-direct}$ und $N_{ammon,max}$ gewisse Abweichungen von der Realität. Die Abweichungen der nach Gl. 5-1 a und b ermittelten Ergebnisse voneinander lagen im Durchschnitt bei 20 % $N_{total-0}$. Unter Berücksichtigung der Daten für die analytisch bedingten Unsicherheiten (u_{z1}) von Tab. 4-4 (Kap. 4.1.4.1.; $N_{N-org,substrate}$, $N_{NH4-N,substrate}$, $N_{NO2-N,substrate}$, $N_{NO3-N,substrate}$) sowie dem Unsicherheitsfaktor F3 von Kap. 4.1.4.5. ($N_{N2,exhaust-air}$) kann nach Gl. 3-19a (Kap. 3.5.2.) eine analytisch bedingte Unsicherheit (u_{z1}) für $N_{ammon,min-direct,e}$ in der Größenordnung von 20-21 % $N_{total-0}$, für $N_{ammon,min-indirect,e}$ von 10 % $N_{total-0}$ und von $N_{ammon,max}$ von 9-10 % $N_{total-0}$ angerechnet werden. Um auf die Probenahme bedingte Unsicherheit einzugehen, wurden für die Quantifizierung der minimal entstehenden Anteile des Ammonifikationsproduktes ($N_{ammon,min-direct,e}$; $N_{ammon,min-indirect,e}$) und der maximal möglichen, ammonifizierbaren Anteile ($N_{ammon,max}$) einerseits die 25-75 % - Quantile sämtlicher ermittelten Kenndaten in die Auswertung einbezogen (Tab. 5-2; Kap. 5.3.). Gemäß den Gesetzmäßigkeiten von Normalverteilungen liegen 68 % der Daten innerhalb des Bereiches der einfachen Standardabweichung. Es wurden daher auch die Werte angegeben, die innerhalb dieses Bereiches lagen (Tab. 5-2; Kap. 5.3.). Durch diese Vorgehensweise ist sichergestellt, dass besonders mit Unsicherheiten behaftete Werte nicht die Ergebnisse verfälschen. Bei Anwendung der Gl. 5-1 a, 5-1 b und 5-2 für einzelne N-Bilanzen wird empfohlen, dass mindestens eine 3-fach-Bestimmung bei eher homogenen Proben und eine 5-fach-Bestimmung bei eher inhomogenen Proben durchgeführt wird, um die „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ hinreichend zu berücksichtigen.

5.2.1.2. Verlauf

Eine Zusammenstellung wesentlicher Literatur zur Ammonifikation befindet sich in Anlage IXa. Eigene Ergebnisse zu den in den Textfeldern von Kap. 5.2.1.1. vorgestellten Methoden sind Kap. 4.2.3.1. (NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte) und Kap. 4.2.3.2. (NH_3 -N-Austräge) zu entnehmen. Die Kenndaten zur Ammonifikation nach Gl. 5-1 a und b sowie Gl. 5-2 ($N_{ammon,min-direct,e}$, $N_{ammon,min-direct,e}$, $N_{ammon,min-direct,e}$; Kap. 5.2.1.1.) sind für jede Versuchsreihe der Anlage VIII f zu entnehmen. Am besten ist der Verlauf der „minimalen“ Ammonifikation ($N_{ammon,min}$; Kap. 5.2.1.1.) sowie der „maximal möglichen“ Ammonifikation ($N_{ammon,max}$) anhand der in Anlagen VIIa-h dargestellten N-Bilanzserien nachzuvollziehen. Die Beschreibung der N-Bilanzserien erfolgt in Kap. 4.1.5.2.. In Zusammenfassung dieser Erkenntnisse werden folgende **Thesen** zur Ammonifikation bei der Kompostierung aufgestellt:

Zur Ammonifikation sind die unterschiedlichsten Mikroorganismen unter vielfältigen von Milieubedingungen befähigt. Die wesentlichste Voraussetzung ist das Vorliegen von ammonifizierbaren N_{org} . (Kap. 2.2.2.). Der in Abfällen vorliegende, ammonifizierbare N stammt zumeist von Proteinen pflanzlicher oder seltener tierischer Gewebe. Bei Klärschlämmen stammt er vorwiegend von mikrobiellen Proteinen. Wenn tierische Exkremente im Substrat vorhanden sind, kann zusätzlich Harnstoff als ammonifizierbare N-Verbindung vorkommen. Die Gehalte an organischem N können substratabhängig sehr stark schwanken (Anlage IId).

Während der Kompostierung verändert sich die Art und der Gehalt an ammonifizierbaren Verbindungen. Der teilweise Einbau der Proteolyse- bzw. Desaminierungsprodukte in mikrobielle Biomasse bewirkt einen Aufbau mikrobieller Proteine. Diese können dann nach der Zellyse selbst zum Substrat der Ammonifikation werden. Der Anteil an ammonifizierbaren Verbindungen im Substrat ist als limitierender Parameter der Ammonifikation zu betrachten.

In der Anfangsphase der Kompostierung ist meist ein Überschuss an ammonifizierbaren Verbindungen vorhanden. Dieser führt in der Anfangsphase der Kompostierung (Phase II-IV; Kap. 4.2.3.3.) zu deutlichen NH_4^+/NH_3 -Anreicherungen und häufig treten auch hohe NH_3 -Austräge auf. Hinsichtlich des Verlaufes der NH_4^+/NH_3 -N-Anteile im Substrat und der NH_3 -N-Austräge bildete sich während der thermophilen bzw. der frühen Abkühlungsphase zunächst ein Maximum heraus (Abb. 4-24 a und b; Kap. 4.2.3.3.).

In späteren Kompostierungsphasen nehmen dann die im Substrat enthaltenen bzw. ausgetragenen NH_4^+/NH_3 -Anteile deutlich ab, was ein Zeichen dafür ist, dass sich der Vorrat an ammonifizierbaren N_{org} langsam erschöpft. In der späteren Phase der Kompostierung (Phase IV-V; Kap. 4.2.3.3.) pegeln sich die NH_4^+/NH_3 -N-Gehalte auf ein relativ niedriges Niveau ein. Dieses liegt häufig unter 0,3 % dm, kann aber in Extremfällen auch noch 1 % dm betragen (Abb. 4-14 a; Kap. 4.2.3.3.). In diesen späten Phasen wird hauptsächlich abgestorbene mikrobielle Biomasse ammonifiziert. Höhere Gehalte treten auf, wenn eine verstärkte mikrobiologische Aktivität vorliegt. Dies ist bei anfangs sehr N_{org} -reichen Substraten der Fall. Solange Mikroorganismen aktiv sind, findet auch weiterhin eine Ammonifikation statt. Diese erfolgt in den späten Phasen jedoch auf niedrigerem Niveau.

Ein großer Teil des gebildeten NH_4^+/NH_3 -N wird erneut in mikrobielle Biomasse immobilisiert (Kap. 5.2.4.2.), sodass bei der Kompostierung nie ein kompletter Abbau

des N_{org} erzielt werden kann. Es wird davon ausgegangen, dass sämtliche im Substrat akkumulierten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Überschüsse im Verlaufe der Kompostierung immobilisiert würden, wenn keine NH_3 -N-Austräge (Kap. 4.2.3.2.) oder $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Auswaschungen (Kap. 4.2.2.2.) bzw. keine Nitrifikationsprozesse (Kap. 5.2.2.) stattfinden würden.

5.2.2. Nitrifikation

5.2.2.1. Nachweismethoden

Zum Nachweis einer Nitrifikation wurden bislang die in den Textfeldern zusammengestellten und bewerteten Methoden eingesetzt. Literaturbeispiele sind in Anlage IXb zusammengestellt.

Hinsichtlich der Quantifizierung der Nitrifikationsleistung sind alle Methoden mehr oder weniger ungeeignet. Einige Autoren führten einen Methodenvergleich durch und beobachteten zumeist auch keine gleichlaufenden Tendenzen (z.B. keine Korrelation zwischen MPN^1 und NO_3^- -Gehalten, Tam und Tiquia, 1999; keine Korrelation zwischen NO_3^- -Bildung und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Verbrauch, Hwang und Hanaki, 2000).

Nachweis von Nitrifikanten

Die üblichen bei der Kompostierung angewandten Methoden zur Bestimmung von Nitrifikanten sind die MPN- sowie die PCR-Technik (z.B. Kane und Mullis, 1973; Strom, 1985; Diaz - Ravina et al., 1989; Kowalchuk et al., 1999; Rüppich, 1990; Tam und Tiquia, 1999). Die MPN-Methode liefert quantitative Angaben, wobei die Art und die Menge der nachgewiesenen Nitrifikanten von den Abtrennungs- und Inkubationsbedingungen abhängen. Die PCR-Technik kann durch einen DNA-Nachweis qualitative Angaben zu bekannten autotrophen und heterotrophen Nitrifikanten liefern. Die Nitrifikationsleistung hängt jedoch auch, neben der Anzahl an Nitrifikanten, von den Milieubedingungen im Kompostierungssystem ab. So nitrifizieren heterotrophe Nitrifikanten nur unter bestimmten Umständen. Ihr Auftreten bedeutet nicht, dass auch eine Nitrifikation stattfinden muss. Autotrophe Nitrifikanten vollziehen nicht-nitrifizierende Stoffwechselvorgänge nur unter besonderen Umständen, so dass ihr Auftreten qualitative Rückschlüsse auf eine Nitrifikation zulässt.

¹ Most Probable Number - Keimzahlen an Nitrifikanten.

Nitrifikationspotenzial

Das Nitrifikationspotenzial wurde z.B. bei Fakasadi (1961), Suzuki und Kumuda (1977) und Tiquia et al. (2002) untersucht. Die Methode basiert auf der Entnahme von Proben aus unterschiedlichen Stadien der Kompostierung, deren Inkubation und der anschließenden Detektion nitrifikationsrelevanter Stoffwechselprodukte. Die verwendeten Methoden waren im Detail sehr unterschiedlich (z.B. hinsichtlich der Inkubationszeit, der nachgewiesenen Inkubationsbedingungen, Stoffwechselproduktnachweis, dem Ausschluss von Querreaktionen). Die eingestellten Inkubationsbedingungen variierten hinsichtlich der Temperaturen, der Zugabe von Nährstoffen und Inhibitoren. Sie bestimmen die Art der möglichen Aussage zur Nitrifikation. Es können z.B. Rückschlüsse gezogen werden, inwieweit mesophile oder thermophile bzw. autotrophe oder heterotrophe Organismen die Nitrifikation hervorrufen. Weiterhin kann ein Vergleich hinsichtlich der Intensität der möglichen Nitrifikationsleistung zwischen unterschiedlichen Proben gezogen werden. Quantitative Aussagen zur Nitrifikation im Kompostierungsprozess sind jedoch nicht möglich, da die Bedingungen der Kompostierung und der Inkubation abweichen.

Verbrauch von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$

Bei Hwang und Hanaki (2000) wurde die Nitrifikation bei der Kompostierung anhand des Verbrauches an $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ berechnet. Obwohl $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ das Ausgangssubstrat der Nitrifikation ist und z.B. bei Untersuchungen von Sanchez-Montero et al. (2001) ein NO_3^- -Anstieg auch mit einem $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Rückgang verbunden war, wird das Fehlerpotenzial dieser Methode als sehr hoch eingeschätzt. Einerseits kann $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ in großen Anteilen über die Abluft entweichen (Kap. 4.2.3.2.), andererseits wird es sehr leicht immobilisiert (Kap. 5.2.4.2.), so dass ein $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Rückgang nicht unbedingt auf eine Nitrifikation hindeuten muss. Ein weiterer Grund ist die kontinuierliche Nachlieferung von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ aus der Ammonifikation (Kap. 5.2.1.2.).

 NO_3^- - / NO_2^- - Bildung

Die Nitrifikation bei der Kompostierung wird meist anhand der NO_3^- -Bildung diskutiert (z.B. Fakasadi, 1961; Suzuki und Kumada, 1977; Bohyar et al., 1979; Tam und Tiquia, 1999; Sanchez-Montero et al., 2001; Hwang und Hanaki, 2000; Bowman und Durham, 2002; Tiquia et al., 2002). Die NO_3^- -Bildung ist ein sicheres Zeichen dafür, dass eine Nitrifikation stattfand. NO_2^- kann auf eine unvollständige Nitrifikation hinweisen (Kap. 2.2.3.). Nach autotrophen und heterotrophen Nitrifikationsprozessen kann nicht unterschieden werden. Eventuell werden jedoch heterotrophe Prozesse weniger deutlich angezeigt, da diese eng mit einer Denitrifikation verknüpft sein können (Kap. 2.2.3.). Ein Nichtvorhandensein von NO_3^- muss allerdings nicht bedeuten, dass keine Nitrifikation stattfand. NO_3^- könnte sofort weiter metabolisiert worden sein (Kap. 4.2.4.4.).

Auf Basis einer N-Bilanzierung waren dagegen quantitative Aussagen möglich. Neben dem direkten Nachweis von akkumuliertem bzw. ausgetragenen NO_3^- und NO_2^- wurden die NO_3^- - und NO_2^- -Anteile, die einer weiteren Transformation durch Denitrifikation unterlagen, berücksichtigt. Das Auftreten einer NO_3^- -Immobilisierung wurde als nicht relevant eingeschätzt (Kap. 4.2.4.4.). NO_3^- und NO_2^- konnte nur in einigen Versuchen direkt im Substrat (Kap. 4.2.4.1.) und im Sickerwasser detektiert werden (Kap. 4.2.5.2.). Die NO_3^- - und NO_2^- -Austräge waren so gering, dass sie vernachlässigt werden konnten. Von einer Nitrifikation konnte zudem ausgegangen werden, wenn eine N_2 -Generierung vorlag, da dann eine Denitrifikation der Nitrifikationsprodukte erfolgt war (Kap. 2.2.4.). In den Bilanzen äußerte sich die Denitrifikation als „Bilanzlücke“ (Kap. 4.1.4.5.). Der Anteil der Nitrifikation am N-Umsatz wurde anhand der N-Bilanzen nach Gl. 5-2 a bzw. b mit Hilfe einer direkten und einer indirekten Methode berechnet:

$$N_{\text{nitri},\text{direct};p} [\% \text{ } N_{\text{total}} - 0] = N_{\text{NO}_2\text{-N},\text{substrate};p} + N_{\text{NO}_3\text{-N},\text{substrate};p} + N_{\text{N}_2,\text{exhaust-air};p} \quad \text{Gl. 5-3 a}$$

$$N_{\text{nitri},\text{indirect};p} [\% \text{ } N_{\text{total}} - 0] = 100\% - N_{\text{N-org},\text{substrate};p} - N_{\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate};p} - N_{\text{N-total},\text{leachate};p} - N_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air};p} \quad \text{Gl. 5-3 b}$$

Gl. 5-3 a beschreibt den direkten Nachweis anhand der N-Bilanzanteile, die Nitrifikationsprodukten ($N_{\text{NO}_3\text{-N},\text{substrate}}$; $N_{\text{NO}_2\text{-N},\text{substrate}}$) zuzurechnen waren sowie der N-Bilanzanteile ($N_{\text{N}_2,\text{substrate}}$), bei denen NO_3^- -N durch Denitrifikation weiter umgesetzt wurde. Gl. 5-3 b ist dagegen ein indirekter Nachweis auf Basis der ursprünglichen N-Bilanz (100 %) abzüglich der N-Bilanzanteile die nicht nitrifizierten N-Verbindungen zuzurechnen waren ($N_{\text{N-org},\text{substrate}}$; $N_{\text{NH}_4\text{-N},\text{substrate}}$; $N_{\text{N-total},\text{leachate}}$; $N_{\text{NH}_3\text{-N},\text{exhaust-air}}$). Die Kenndaten ($N_{\text{nitri},\text{direct};e}$; $N_{\text{nitri},\text{indirect};e}$) für den bis zum Ende der Kompostierung durch Nitrifikationsprozesse umgesetzten N-Anteil sind für die einzelnen Versuchsreihen in Anlage VIII f aufgeführt und in Tab. 5-1 (Kap. 5.3.) statistisch zusammengefasst.

Für die „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheiten“ gelten prinzipiell die gleichen Aussagen wie in Kap. 5.2.1.2.. Dies betrifft die empfohlene Anzahl von Probenahmen bei der Auswertung von Einzel-N-Bilanzen und die Vorgehensweise bei der in Tab. 5-2 (Kap. 5.3.) durchgeführten statistischen Auswertung einer Vielzahl von N-Bilanzen. Die Abweichungen der nach Gl. 5-3 a und b ermittelten Ergebnisse voneinander lagen im Durchschnitt bei 7 % $N_{\text{total}}-0$. Unter Berücksichtigung der Daten für die analytisch bedingten Unsicherheiten (u_{z1}) von Tab. 4-4 (Kap. 4.1.4.1.;

$N_{N-org,substrate}$, $N_{NH4-N,substrate}$, $N_{NO2-N,substrate}$, $N_{NO3-N,substrate}$, $N_{N-total,leachate}$, $N_{NH3-N,exhaust-air}$) sowie dem Unsicherheitsfaktor F3 von Kap. 4.1.4.5. ($N_{N2,exhaust-air}$) kann nach Gl. 3-19 a (Kap. 3.5.2.) eine analytisch bedingte Unsicherheit (u_{z1}) für $N_{nitri-direct,e}$ in der Größenordnung von 20 % $N_{total-0}$ und für $N_{nitri-indirect,e}$ von 9-11 % $N_{total-0}$ angerechnet werden.

5.2.2.2. Verlauf

Eine Zusammenstellung wesentlicher Literatur zur Nitrifikation bei der Kompostierung zeigt Anlage IXb. Eigene Ergebnisse zu den von anderen Autoren genutzten Methoden (Kap. 5.2.2.1.) sind in Kap. 4.2.4.1 (NO_3^- - und NO_2^- -Bildung) enthalten. Die Kenndaten zur Nitrifikation nach Gl. 5-3 a und b ($N_{nitri-direct,e}$, $N_{nitri-indirect,e}$; Kap. 5.2.2.1.) sind für jede Versuchsreihe der Anlage VIII f zu entnehmen. Am besten ist das Auftreten von Nitrifikationsprodukten (NO_3^- und NO_2^-) in den in den Anlagen VII a-h dargestellten N-Bilanzserien zu erkennen. Eine weiterführende Diskussion zu nitrifikationsrelevanten Versuchsergebnissen erfolgt in Kap. 4.2.4.2. (Nitratakkumulation: Einflussfaktoren und Schematisierung), Kap. 4.2.4.3. (Nitratverbrauch und N_2 -Generierung) sowie Kap. 4.2.4.4. (Bildung, Verbrauch und Akkumulation von NO_3^- -N und Bildung von N_2 : Einflussgrößen und Schematisierung).

Nitrifikanten wurden von verschiedenen Autoren in allen Stufen der Kompostierung detektiert. So wiesen Tam und Tiquia (1999) autotrophe Nitrifikanten nach, ohne jedoch die Arten weiter zu spezifizieren. Von Diaz-Ravina et al. (1989) wurde *Nitrobacter* sp. und von Kowalchuk et al. (1999) *Nitrospira* sp. identifiziert. Heterotrophe Nitrifikanten wurden häufig im Rahmen allgemeiner mikrobiologischer Kompostierungsuntersuchungen nachgewiesen (z.B. Pilze: *Aspergillus* sp., *Penicillium* sp.; Bakterien: *Bacillus* sp.; Actinobacteria: *Streptomyces* sp.; von Klopotek, 1962; Kane und Mullis, 1973; Strom, 1985; Rüppich, 1990).

In Zusammenfassung dieser und der vorhergehend aufgeführten Erkenntnisse werden folgende **Thesen** zur Nitrifikation bei der Kompostierung aufgestellt:

Autotrophe und heterotrophe Nitrifikanten sind bei der Kompostierung vorhanden. Sie benötigen N-Quellen und O_2 , sind ansonsten jedoch in einem sehr weiten Milieubereich lebensfähig (Kap. 2.2.3.; Kap. 4.2.4.4.). Das nachweisbare Vorliegen des Nitrifikationsproduktes NO_3^- -N im Substrat ist nicht unbedingt erforderlich, da es simultan zu N_2 denitrifiziert werden kann (Kap. 4.2.4.4.). Eine teilweise stattfindende

NO_3^- -N-Akkumulation (Kap. 4.2.4.4.; Anlage IXb) ist das Resultat des Vorliegens eines recht engen Milieubereiches hinsichtlich Temperatur, O_2 -Konzentration und N_{org} -Gehalt (Kap. 4.2.4.2.).

Als N-Quelle verwerten autotrophe Nitrifikanten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, heterotrophe zudem auch organische Verbindungen (Kap. 2.2.3.). Bei höheren anfänglichen N_{org} -Gehalten im Substrat kann prinzipiell mehr N nitrifiziert werden. Hinsichtlich des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N treten keine Inhibierungen auf, da dieser immer im Substrat vorhanden ist (Kap. 4.2.4.4.).

Hinsichtlich der Temperaturen findet die Nitrifikation besonders intensiv im mesophilen Bereich statt. Die besten Nitrifikationsbedingungen erlaubt der Temperaturbereich zwischen 30 und 40 °C. Nitrifikationsaktivitäten sind jedoch auch noch im thermophilen Bereich möglich (Kap. 4.2.4.4.; Tam und Tiquia, 1999). Da für die meisten bekannten autotrophen und heterotrophen Nitrifikanten ein mesophiles Temperaturoptimum angegeben wird (Kap. 2.2.3.), ist bei höheren Temperaturen mit einem Rückgang der Diversität der Nitrifikanten zu rechnen. Im Temperaturbereich zwischen 25 und 35 ° treten bevorzugt NO_3^- -N-Akkumulationen auf, da bei diesen Temperaturen Nitrifikationsprozesse schneller ablaufen als Denitrifikationsprozesse.

Eine Nitrifikation kann in einem weiten O_2 -Bereich, ab etwa 1 Vol. %, auftreten. Es reichen auch geringe O_2 -Gehalte in der Gasphase aus, um eine Nitrifikation zu ermöglichen. Mit einer verstärkten Nitrifikationsaktivität ist etwa ab 7 Vol. % zu rechnen, besonders intensiv ist sie dann ab 16 Vol. % (Kap. 4.2.4.4.). Ab 19 Vol. % treten bevorzugt NO_3^- -N-Akkumulationen auf, da bei diesen O_2 -Konzentrationen Nitrifikationsprozesse schneller ablaufen als Denitrifikationsprozesse.

Unter Berücksichtigung der wesentlichen Rahmenbedingungen einer Nitrifikation kann das Auftreten von Nitrifikationsprozessen im Verlaufe der verschiedenen Stufen der Kompostierung wie folgt beschrieben werden:

Zu Beginn der Kompostierung liegen hinsichtlich des N-Angebotes und bei ausreichender Belüftung auch hinsichtlich des O_2 -Angebotes gute Bedingungen für eine Nitrifikation vor. Ebenfalls gewährleistet die einsetzende Selbsterhitzung optimale Nitrifikationstemperaturen. Dennoch ist diese Phase für die Nitrifikation eher unwesentlich, da sie im Allgemeinen sehr kurz ist. NO_3^- -N-Akkumulationen sind unwahrscheinlich, da die O_2 -Gehalte in dieser Phase aufgrund einer hohen Abbauaktivität auch bei hoher Belüftung kaum über 19 Vol. % liegen dürften.

Mit dem Übergang zur thermophilen Phase wechselt die Mikroorganismenpopulation. In dieser Phase ist eine Nitrifikation prinzipiell möglich (Kap. 4.2.4.4.; Tam und Tiquia, 1999). Da jedoch für die meisten autotrophen und heterotrophen Nitrifikanten der thermophile Bereich ungeeignet ist (Kap. 2.2.3.), ist mit einer sehr geringen Nitrifikationsleistung zu rechnen. Sofern eine Nitrifikation dennoch auftritt, erfolgt diese eher am Ende der thermophilen Phase und im Temperaturbereich zwischen 45 und 55 °C. Prinzipiell ist eine Nitrifikation jedoch auch bei Temperaturen um 60 °C möglich (Kap. 4.2.4.4.). Eine thermophile Nitrifikation tritt eher in der späten thermophilen Phase auf, da Nitrifikanten eine gewisse Anpassungszeit benötigen. NO_3^- -N-Akkumulationen sind in dieser Phase aufgrund der hohen Temperaturen unwahrscheinlich (Kap. 4.2.4.2.).

Die in der Literatur beschriebenen Beobachtungen hinsichtlich von NO_3^- -Akkumulationen in der Abkühlungsphase und in der Reifephase sind gegensätzlich (Sanchez-Montero et al., 2001: NO_3^- -N-Akkumulationen in der frühen Abkühlungsphase ab 55 °C, Bowman et al., 2002: am Ende der Abkühlungsphase; viele weitere Untersuchungen, Anlage IXb: besonders deutlicher NO_3^- -Anstieg in der Reifephase; Suzuki und Kumuda, 1977; Sanchez-Montero et al., 2002; Suzuki et al., 2004: NO_3^- -Abnahme oder keine NO_3^- -Veränderung in der Reifephase; Druhe et al., 2002: keine NO_3^- -Bildung in der Reifephase; Kap. 4.2.4.2.: alle Varianten sind möglich).

Hinsichtlich der Nitrifikationsleistung besitzt die Abkühlungsphase die wichtigste Bedeutung (Kap. 4.2.4.4.). In dieser liegen die Temperaturen, zumindest zeitweise, im optimalen Bereich. Es ist auch noch ein gutes Angebot an leicht verfügbarem N_{org} sowie an $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ vorhanden. Eine Belüftung dürfte zudem ein ausreichendes O_2 -Angebot gewährleisten. Die Nitrifikation kann schon mit Beginn der Abkühlungsphase eintreten, läuft aber am intensivsten im mittleren Teil ab, da dann die Temperaturen im Optimalbereich liegen.

Aufgrund des häufigen Auftretens von NO_3^- -N-Akkumulationen wird der Reifephase fälschlicherweise häufig die größte Bedeutung hinsichtlich der Nitrifikation beigemessen. Hier lässt die Nitrifikationsleistung jedoch nach (Kap. 4.2.4.4.), da die Temperaturen im Allgemeinen unterhalb des Optimums liegen. Es ist weiterhin mit Einschränkungen des Angebotes an verfügbarem N_{org} zu rechnen, da ein Großteil bereits in den vorherigen Phasen abgebaut wurde. Der nitrifizierbare N entstammt dann im Wesentlichen der Ammonifikation abgestorbener mikrobieller Biomasse. Bei anfangs N-reichen Substraten ist der Anteil an abgestorbener mikrobieller Biomasse in den späteren Phasen höher (Kap. 5.2.1.2.) und damit auch die Nitrifikationsleistung.

NO_3^- -N-Akkumulationen treten bevorzugt auf, wenn die Temperaturen zwischen 25 und 35 °C liegen und das Material soweit gereift ist, dass nur noch eine minimale CO_2 -Produktion stattfindet. Dadurch ist mit hohen O_2 -Konzentrationen im Substrat zu rechnen, sofern die Lagerung nicht unter geschlossenen Bedingungen stattfindet.

5.2.3. Denitrifikation

5.2.3.1. Nachweismethoden

Die Mehrzahl der Methoden, mit deren Hilfe auf eine Denitrifikation bei der Kompostierung geschlossen wurde, basierten auf der Untersuchung des Denitrifikationszwischenproduktes N_2O . Untersuchungen zum Zwischenprodukt NO sind dagegen nicht bekannt. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass N_2O als Treibhausgas besondere Relevanz beigemessen wird. Weitere, vereinzelt eingesetzte Methoden zum Nachweis einer Denitrifikation basierten auf der Bestimmung der NO_3^- -Abnahme, der Denitrifikantenanzahl bzw. der N-Bilanzierung. Eine Literatúrauswahl ist in (Anlage IXc) zu finden. Die verschiedenen Methoden werden in den folgenden Textfeldern kurz erläutert und bewertet.

Denitrifikantenanzahl:

Bei Tam und Tiquia (1999) wurde mit Hilfe der MPN-Methode auf die Denitrifikantenanzahl geschlossen, bei welcher Bakteriengemische vom Substrat isoliert und durch geeignete Inkubationsbedingungen Denitrifikantenkolonien erhalten wurden. Diese Methode ermöglicht Aussagen zum Potenzial eines Substrates zur Denitrifikation. Der Nachweis einer Denitrifikation ist damit nicht erbracht, da neben dem Vorhandensein von Denitrifikanten auch geeignete Milieubedingungen vorliegen müssen. Dies bedeutet im Falle der Kompostierung vor allem, dass geeignete Bedingungen zur Produktion des Denitrifikationssubstrates NO_3^- vorherrschen müssen (Kap. 5.1.2.2.).

N_2O -Akkumulation:

C_2H_2 (Acetylen) inhibiert die N_2O -Reduktase von Denitrifikanten und damit den letzten Schritt der Denitrifikation. N_2 kann somit nicht entstehen und N_2O reichert sich an. Über das akkumulierte N_2O kann die mögliche Gesamt-denitrifikation während der Inkubation bestimmt werden. Casella und Rutili (1990) nutzten dieses Prinzip für Proben aus der Kompostierung, welche sie zudem mit einer NO_3^- -Lösung behandelten. Sie bestimmten damit das Denitrifikationspotenzial der Proben.

N₂O-Produktion:

Die Denitrifikation ist vermutlich die Hauptquelle einer N₂O-Bildung bei der Kompostierung. Bei Hwang und Hanaki (2000) lag der Anteil der sicher einer Denitrifikation zuzurechnen war bei > 96 %. Eine andere mögliche N₂O-Quelle wäre z.B. die Nitrifikation. Zur Bestimmung der N₂O-Produktion während der Kompostierung wird die In-situ- bzw. die Head-space-Methodik eingesetzt:

„In-situ“: Gasproben zur N₂O-Bestimmung werden direkt aus dem Substrat gezogen (u.a. Czepiel et al., 1996; He et al., 2001).

„Head-space“: Eine nach unten offene Messkammer wird auf das Substrat aufgesetzt. Nach einer definierten Zeit erfolgt eine Probenahme aus der Kammer (u.a. Czepiel et al., 1996; Hellmann et al., 1997; Sommer et al., 1999).

Die In-situ-Methode lässt bei ausreichender Anzahl an Messpunkten sowie bekanntem Abluftvolumenstrom eine massebezogene Quantifizierung der N₂O-Produktion zu. Die Head-space-Methode ergibt auf die Substratoberfläche bezogene N₂O-Emissionen.

N₂O zeigt unvollständige Denitrifikationsprozesse zuverlässig an. Das Verhältnis zwischen N₂O und N₂ kann jedoch in Abhängigkeit von den Milieubedingungen sehr stark schwanken (Kap. 2.2.4.). Eine Denitrifikation ist zudem auch ohne N₂O-Akkumulation möglich (Kap. 4.1.3.1.), so dass allgemeingültige Aussagen zur Denitrifikation nicht getroffen werden können.

NO₃⁻-Abnahme:

Bei Casella und Rutili (1990) sowie bei Suzuki und Kumada (1977) wurden Proben aus der Kompostierung mit einer NO₃⁻-haltigen Lösung als Denitrifikationssubstrat versetzt und inkubiert. Ihr NO₃⁻-Gehalt wurde zu Beginn und am Ende der Inkubation gemessen. Aus der NO₃⁻-Abnahme im Verlaufe der Inkubation wurde auf eine Denitrifikation geschlossen. Diese Methode ermöglicht ebenfalls nur Aussagen zum Denitrifikationspotenzial eines Substrates.

Kalkulation der N₂-Bildung über die N-Bilanz:

Unter Berücksichtigung der N-Verbindungen im Substrat, der NH₃-N-Austräge in die Abluft und der N-Austräge mit dem Sickerwasser wurde bei einigen Autoren die N₂-Produktion über die aufgetretene „Bilanzlücke“ berechnet. Sommer et al. (1999) sowie Hwang und Hanaki (2000) errechneten mit Hilfe dieses Prinzips die N₂-Produktion. Diese Methodik setzt jedoch voraus, dass wirklich alle N-Austragsquellen erfasst sowie die Inhomogenitäten im Substrat und die Messunsicherheiten berücksichtigt werden, um Fehleinschätzungen zu vermeiden. Diese indirekte Methode zur Bestimmung der N₂-Generierung lässt quantitative Aussagen zur N₂-Produktion durch Denitrifikation zu.

Die in den Textfeldern angegebenen Erläuterungen zur Aussagekraft der Prozesse zeigen, dass von den beschriebenen Methoden nur die Kalkulation der N_2 -Bildung über die N-Bilanz zur Quantifizierung der Denitrifikation bei der Kompostierung geeignet ist. Sie wurde auch in dieser Arbeit eingesetzt (Kap. 4.1.4.5.). Zudem wurde ein direkter qualitativer Nachweis durch Messung erhöhter N_2 -Konzentrationen in der Abluft vorgenommen (Kap. 4.1.3.2.). Parallel wurden der Verbrauch von NO_3^- -N (Kap. 4.2.4.3.) und die N_2O -Bildung (Kap. 4.1.3.3.) untersucht. Auf Basis der Versuchsergebnisse können diese Methoden bezüglich der Beurteilung einer Denitrifikation wie folgt eingeschätzt werden.

(1) Kalkulation der N_2 -Bildung über die N-Bilanz

Der Anteil der Denitrifikation am N-Umsatz während der Kompostierung ($N_{denitri,e}$) wurde nach Gl. 5-4 bestimmt. Gemäß der allgemeinen Grundgleichung der Denitrifikation (Gl. 2-12; Kap. 2.2.4.), den Ausführungen in Kap. 4.2.4.3. sowie den folgenden Aussagen kann angenommen werden, dass der durch Denitrifikation verbrauchte NO_3^- -N nahezu vollständig in N_2 überführt wurde. Gemäß der Gln. 2-13 a-d (Kap. 2.2.4.) können bei der Denitrifikation auch NO_x bzw. N_2O als Zwischenprodukte freiwerden. Der Anteil an N_2O an der Gesamt-N-Bilanz war jedoch nicht relevant (Kap. 4.1.3.1.) und es wurde vermutet, dass analog auch der NO_x -Anteil vernachlässigbar war (Kap. 4.1.4.4.). Der N_2 -Anteil einer N-Bilanz ($N_{N_2,exhaust-air,e}$; Kap. 4.1.4.5.) konnte daher zur Bestimmung der Denitrifikationsleistung herangezogen werden. Diese Methode wird auch als „Bilanzierungsmethode“ bezeichnet.

$$N_{denitri,e} [\% \ N_{total} - 0] = N_{N_2,exhaust-air,e} \quad \text{Gl. 5-4}$$

Die Bestimmung des bis zum Ende der Kompostierung generierten N_2 -Anteils ($N_{N_2,exhaust-air,e}$) erfolgte indirekt unter Zuhilfenahme der „Bilanzlücke“. Bei der Bestimmung wurden die „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheiten“, die bei der Erstellung von N-Bilanzen auftreten können, berücksichtigt. Die genaue Methodik, die zur Quantifizierung von $N_{N_2,exhaust-air,e}$ herangezogen wurde, ist in Kap. 4.1.4.5. beschrieben. Bei der „Bilanzierungsmethode“ werden nur Richtwerte erhalten. Versuchsreihen, bei denen nur eine geringe N_2 -Generierung auftrat, konnten nicht erfasst werden. Unter Berücksichtigung des Unsicherheitsfaktor F3 von Kap. 4.1.4.5. ($N_{N_2,exhaust-air}$) kann auch für den Anteil der Denitrifikation am N-Umsatz ($N_{denitri,e}$) eine analytisch bedingte Unsicherheit (u_{z1}) in der Größenordnung von 20 % $N_{total}-0$ angerechnet werden. Für die „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheiten“ gelten prinzipiell die gleichen Aussagen wie in Kap. 5.2.1.2.. Diese

beziehen sich auf die Anzahl von Probenahmen bei der Auswertung von Einzel-N-Bilanzen und die Vorgehensweise zu der in Tab. 5-2 (Kap. 5.3.) durchgeführten statistischen Auswertung einer Vielzahl von N-Bilanzen.

(2) Messung erhöhter N_2 -Konzentrationen

Diese Methode wird auch als „Konzentrationsmethode“ bezeichnet. Die Aussagekraft erhöhter N_2 -Konzentrationen über 78,8 Vol. % werden in Kap. 4.1.3.1. erläutert. Ergebnisse zu erhöhten N_2 -Konzentrationen sind in den Kap. 4.1.3.2. und Kap. 4.2.4.3. dokumentiert. Die „Konzentrationsmethode“ zeigte in unbelüfteten Phasen recht zuverlässig eine Denitrifikation an. Einschränkungen gab es, wenn durch einen hohen Anteil an leicht abbaubaren Komponenten zugleich eine hohe anaerobe Stoffwechselaktivität vorlag. In belüfteten Phasen zeigte war diese Methode aufgrund des hohen Verdünnungsfaktors nur in Ausnahmefällen eine N_2 -Generierung an. Eine erhöhte N_2 -Konzentration wurde meist nur in Perioden mit sehr niedrigen oder niedrigen Belüftungsraten erkannt (Kap. 4.1.3.2.).

(3) Verbrauch von NO_3^-

Ergebnisse zu dieser Methode sind in Kap. 4.2.4.3. zu finden. Die Abnahme von NO_3^- -N zeigt zuverlässig Denitrifikationsprozesse an. Die prinzipielle Möglichkeit der NO_3^- -Immobilisierung wurde ausgeschlossen, da in den eigenen Untersuchungen keine Anzeichen detektiert werden konnten und auch im Rahmen der Literaturrecherche keine Anzeichen dafür gefunden wurden (Kap. 4.2.4.4.). Jedoch kann eine Denitrifikation auch auftreten, wenn keine NO_3^- -Gehalte während der Kompostierung detektiert werden, da Nitrifikation und Denitrifikation simultan stattfinden können und dabei NO_3^- wird sofort weiter zu N_2 umgesetzt wird (Kap. 4.2.4.4.).

(4) N_2O -Produktion

Es wurde die im Textfeld beschriebene „in-situ-Methodik“ angewandt (Kap. 3.3.2.). Ergebnisse sind in den Kap. 4.1.3.1. und Kap. 4.1.3.3. zu finden. Obwohl in einigen Versuchsreihen N_2O -detektiert wurde, traten weitaus häufiger erhöhte N_2 -Konzentrationen auf, ohne dass sie von N_2O begleitet waren. Quantitativ besaß N_2O im Vergleich zu N_2 keine Bedeutung (Abb. 4-3; Kap. 4.1.3.1.). Dies bedeutet, dass der Anteil von unvollständigen Denitrifikationsprozessen bei den Kompostierungsversuchen recht gering war.

5.2.3.2. Verlauf

Eine Zusammenstellung wesentlicher Literatur zur Denitrifikation bei der Kompostierung gibt Anlage IXc. Eigene Ergebnisse zu den von anderen Autoren genutzten Methoden (Kap. 5.2.3.1.) sind in Kap. 4.2.4.1 (NO_3^- - und NO_2 -Bildung) enthalten. Die Kenndaten zur Denitrifikation nach Gl. 5-4 ($N_{\text{denitri};e}$, Kap. 5.2.3.1.) sind für jede Versuchsreihe der Anlage VIIIf zu entnehmen. Am besten ist das Auftreten des Denitrifikationsproduktes N_2 in den in den Anlagen VIIa-h dargestellten N-Bilanzserien anhand der „Bilanzlücke“ zu erkennen. Eine weiterführende Diskussion zu denitrifikationsrelevanten Versuchsergebnissen erfolgt in Kap. 4.2.4.2. (Nitratakkumulation: Einflussfaktoren und Schematisierung), Kap. 4.2.4.3. (Nitratverbrauch und N_2 -Generierung) sowie Kap. 4.2.4.4. (Bildung, Verbrauch und Akkumulation von NO_3^- -N und Bildung von N_2 : Einflussgrößen und Schematisierung).

Mit Hilfe von Untersuchungen zum Denitrifikationspotenzial konnten Suzuki und Kumada (1977) sowie Casella und Rutilli (1990) zeigen, dass Denitrifikanten in allen Stufen der Kompostierung präsent sein können. Denitrifikanten wurden von einigen Autoren auch direkt nachgewiesen. So fand Rüppich (1990) *Bacillus* spp. und *Alcaligenes* spp. sowohl im Ausgangsmaterial einer Kompostierung als auch im Kompost. Storm (1985) detektierte *Bacillus* spp. zudem in der thermophilen Phase der Kompostierung. Bei Knowles (1982) wurden diese Mikroorganismen als Denitrifikanten deklariert.

In Zusammenfassung dieser und der vorhergehend aufgeführten Erkenntnisse werden folgende **Thesen** zur Denitrifikation bei der Kompostierung aufgestellt:

Gemäß den allgemeinen Randbedingungen der Denitrifikation (Kap. 2.2.3.) fördern ein hohes NO_3^- - und ein geringes O_2 -Angebot sowie mesophile Temperaturen die Denitrifikation. Das NO_3^- -Angebot bei der Kompostierung wird durch die Nitrifikation bestimmt und ist der denitrifikationslimitierende Faktor (Kap. 5.2.2.2.).

Obwohl prinzipiell die besten Denitrifikationsleistungen bei geringen O_2 -Konzentrationen erzielt werden (Hwang und Hanaki, 2000: beste Denitrifikationsleistung unter anaeroben Bedingungen, bis zu 5 Vol. % O_2 geringfügige Abnahme, bei 10-15 Vol. % O_2 nur noch eine sehr geringe Denitrifikationsleistung), ist bei der Kompostierung eher eine hohe O_2 -Konzentration nötig, um die NO_3^- -Nachlieferung zu gewährleisten (Kap. 4.2.4.4.). Prinzipiell ist eine Denitrifikation

bei der Kompostierung in einem sehr weiten O_2 -Bereich von unter 1 bis über 21 Vol. % möglich. Am intensivsten tritt sie jedoch zwischen 16 und 20 Vol. % auf (Kap. 4.2.4.4.; Sommer et al., 1999: bei einem O_2 -Mangel in komprimierten Mieten traten wesentlich geringere Denitrifikationsleistungen auf, als in nicht komprimierten Mieten). O_2 kann zwar prinzipiell die Denitrifikation verlangsamen, der Einfluss des O_2 kommt jedoch bei der Kompostierung nur begrenzt zum Tragen, da die Denitrifikation von der NO_3^- -Nachlieferung aus der Nitrifikation abhängt und diese optimal bei hohen O_2 -Gehalten abläuft (Kap. 5.2.2.2.). Der limitierende Einfluss von O_2 auf die Denitrifikation macht sich dadurch bemerkbar, dass es bei sehr hohen O_2 -Konzentrationen (verstärkt ab 19 Vol. %) zur NO_3^- -Akkumulation kommt (Abb. 4-27 c; Kap. 4.2.4.2.). Trotz prinzipiell gegensätzlicher O_2 -Ansprüche laufen Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse bei der Kompostierung simultan ab. Die O_2 -Konzentration bestimmt jedoch die Reaktionsgeschwindigkeit mit und bei sehr hohen O_2 -Konzentrationen kann die Nitrifikationsrate höher als die Denitrifikationsrate sein.

Hinsichtlich der Temperatur können Denitrifikanten in einem Bereich von 0 bis über 75 °C aktiv sein (Kap. 2.2.4.). Bei der Kompostierung werden die besten Denitrifikationsergebnisse im mesophilen Bereich zwischen 30 und 40 °C erzielt (Kap. 4.2.4.4.). Denitrifikationen können bei der Kompostierung aber auch noch bis in den thermophilen Bereich, z.B. bis zu Temperaturen um 60 °C, auftreten (Kap. 4.2.4.4.; Casella und Rutili, 1990, Tam und Tiquia, 1999: Abnahme des Denitrifikationspotenzials im thermophilen Bereich). Bei Temperaturen zwischen 25 und 35 °C ist mit einer verstärkten NO_3^- -Akkumulation zu rechnen (Kap. 4.2.4.2.), da bei diesen Temperaturen die Nitrifikationsrate höher ist als die Denitrifikationsrate.

Unter Berücksichtigung dieser Randbedingungen lässt sich der Verlauf der Denitrifikation während der verschiedenen Phasen der Kompostierung wie folgt beschreiben: Nach Beginn der Kompostierung kann kurzzeitig mit intensiven Denitrifikationsprozessen gerechnet werden, wenn NO_3^- verfügbar ist (Kap. 4.2.4.1., Versuchsreihen mit NO_3^- -N-Zugaben; Casella und Rutili, 1990: höchstes Denitrifikationspotenzial zumeist zu Beginn der Kompostierung). Die Temperaturen steigen in der Anfangsphase durch die beginnende biologische Aktivität schnell in den Bereich zwischen 30 und 40 °C an. Im Allgemeinen dürfte auch eine intensive Belüftung erfolgen, so dass ausreichend hohe O_2 -Konzentrationen zu erwarten sind. Wenn im Ausgangssubstrat kein NO_3^- verfügbar ist, ist auch nicht mit Denitrifikationsprozessen zu rechnen. Die Anfangsphase ist im allgemein relativ kurz

und daher ist in dieser Phase auch nicht mit einer NO_3^- Nachlieferung aus der Nitrifikation zu rechnen (Kap. 5.2.2.2.).

In der thermophilen Phase sind auch keine wesentlichen Denitrifikationsleistungen zu erwarten, da die NO_3^- -Nachlieferung aus der Nitrifikation begrenzt ist. Sofern eine Nitrifikation erfolgt, tritt diese eher am Ende der thermophilen Phase auf (Kap. 5.2.2.2.). Wenn eine Denitrifikation stattfindet ist mit verringerter Reaktionsgeschwindigkeit zu rechnen, da viele Denitrifikanten im mesophilen Bereich optimal arbeiten (Kap. 2.2.4.).

In der Abkühlungsphase erfolgt die intensivste NO_3^- -Nachlieferung aus der Nitrifikation (Kap. 5.2.2.2.). Diese Phase ist die Kompostierungsphase, in der auch Denitrifikationsprozesse am intensivsten ablaufen (Kap. 4.2.4.4.). Eine Denitrifikation findet immer statt, wenn auch mit unterschiedlicher Intensität (Kap. 4.2.4.3.). Hinsichtlich der Temperaturen sind die Denitrifikationsbedingungen optimal (Kap. 2.2.4.). Die Nitrifikationsrate und die Denitrifikationsrate sind während der Abkühlungsphase zumeist identisch. Nur am Ende der Abkühlungsphase, bei Temperaturen unter 45 °C, kann die Nitrifikationsrate größer sein als die Denitrifikationsrate. Es treten NO_3^- -Akkumulationen auf. Ob in dieser abklingenden Phase NO_3^- -Akkumulationen auftreten oder nicht (Tam und Tiquia, 1999: keine Veränderung der NO_3^- -Akkumulation; Casella und Rutili, 1990: Anstieg der NO_3^- -Akkumulation) hängt größtenteils von der O_2 -Versorgung ab. Bei sehr hohen O_2 -Konzentrationen ist eine NO_3^- -Akkumulation wahrscheinlicher als bei geringen O_2 -Konzentrationen (Kap. 4.2.4.2.).

In der Reifephase ist mit einer eingeschränkten Denitrifikationsaktivität zu rechnen (Kap. 4.2.4.4.). Ein Grund ist die eher geringe NO_3^- -Nachlieferung aus der Nitrifikation (Kap. 5.2.2.2.). Das nachgelieferte NO_3^- wird in dieser Phase teilweise nicht vollständig denitrifiziert. Sowohl Nitrifikation als auch Denitrifikation laufen insgesamt auf einem niedrigem Niveau ab. Die Nitrifikationsraten können höher als die Denitrifikationsraten sein. Temperaturen zwischen 25 und 35 °C fördern eine NO_3^- -Akkumulation stark und Temperaturen zwischen 20 und 45 °C weniger stark (Kap. 4.2.4.2.). Ein weiterer Parameter, der die Höhe der NO_3^- -Akkumulation bestimmt, ist die O_2 -Konzentration. Welche O_2 -Konzentrationen vorliegen hängt von der mikrobiologischen Restaktivität und der Lagerungsform des Substrates (offen, abgedeckt, eingehaust) ab. Bei hohen O_2 -Konzentrationen (>19 Vol. %) ist mit hohen Akkumulationen zu rechnen, bei geringeren Konzentrationen ist eine Akkumulation möglich aber eher selten (Kap. 4.2.4.2.).

5.2.4. N-Immobilisierung

5.2.4.1. Nachweismethoden

Die N-Immobilisierung in Huminstoffe bzw. in mikrobielle Biomasse wurde im Rahmen dieser Arbeit nur am Rande betrachtet. Hinsichtlich der Zusammensetzung und der Veränderungen der organischen N-Fraktion während der Kompostierung gibt es viele offene Fragen. Daher sollen auch hier die wesentlichen Nachweistechiken betrachtet werden.

Bis vor wenigen Jahren wurden Huminstoffe bei der Kompostierung vor allem mit Hilfe nasschemischer Methoden untersucht. Entsprechend ihrer Löslichkeiten oder ihrer Hydrolysebeständigkeit wurden sie in verschiedene Fraktionen eingeteilt. Auf Basis der Gesamt-N-Gehalte in den extraktiv bzw. hydrolytisch erhaltenen Fraktionen wurden von verschiedenen Autoren (Anlage IXd) Aussagen zur N-Immobilisierung in Huminstoffe getroffen. Für Untersuchungen zur N-Immobilisierung bei der Kompostierung können nasschemische Methoden von Interesse sein, wenn es um die Stabilität der N-Einbindung in die organische Substanz geht.

Extraktive Fraktionierung:

Laut Ziechmann (1980) können Huminstoffe entsprechend ihrer Löslichkeiten klassifiziert werden. Fulvosäuren sind in Basen und Säuren löslich, Huminsäuren nur in Basen und im nicht extrahierbaren Rückstand liegen Humine vor (Anlage Ib). Zur Fraktionierung der Huminstoffe erfolgte zunächst jeweils eine basische Extraktion zur Abtrennung der Fulvo- und Huminsäuren. Hierzu wurde meist eine NaOH-Lösung (0,1 bis 0,5 M) verwendet. Die Huminsäuren wurden im Anschluss durch Ansäuerung gefällt. Teilweise erfolgte eine Reinigung der Extrakte vor der Fällung z.B. mittels Filtration oder Dialyse zur Entfernung von Nicht-Huminstoffen (Bannick und Ziechmann, 1991; Inbar et al. 1992; Knicker, 1993; Veeken et al., 2000; Trubetskaya et al., 2001; Unsal et al., 2001; Baddi et al., 2004).

Die extraktive Fraktionierung ist zur Charakteristik der N-Immobilisierung nur begrenzt einsetzbar, da es während der Extraktion und Fällung zu Reaktionen der N-Verbindungen kommen kann. So können Spaltprodukte wie NH_3 entstehen, welche vermutlich teilweise entweichen. Aufgrund der deutlich unterschiedlichen Extraktionsbedingungen ist zu erwarten, dass die Verteilung der N-Verbindungen auf die Fraktionen methodenspezifisch unterschiedlich ausfällt.

Hydrolytische Fraktionierung:

Die Proben werden mit einer starken Säure behandelt. Hierbei erfolgt vor allem eine Hydrolysierung der Polysaccharide. Die dabei entstehenden Monosaccharide gehen in Lösung. Die Hydrolyse (zumeist mit 1-6 M HCl) fand bei verschiedenen Autoren in einer oder aber in mehreren Stufen statt, wenn verschiedene Fraktionen differenziert werden sollten (Knicker, 1993; Gonzalez-Prieto et al., 1993, 1995). Im Rahmen der Hydrolyse erfolgte eine weitgehende Zerstörung organischer N-Verbindungen. NH_4^+ und R-NH_2 wurden als im Hydrolysat enthaltene Spaltprodukte identifiziert. Der NH_3 -Verlust wurde aufgrund der sauren Bedingungen als vernachlässigbar eingeschätzt. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass sich sowohl in den hydrolysierten Fraktionen als auch im Hydrolyserückstand N-haltige Nicht-Huminstoffe befinden können. Laut Gonzalez-Prieto et al. (1993) ist der hydrolytische Abbau zur Einschätzung der Stabilität der Huminstoffe geeignet. Die folgenden Fraktionen beschreiben nach Gonzalez-Prieto et al. (1993) und Haider (1991) die Stabilität der N-Verbindungen und damit den Grad der N-Immobilisierung:

1.Fraktion nach Hydrolyse mit 1 M HCl für 3h: kurzfristige Immobilisierung; N-Freisetzung vermutlich innerhalb von Monaten mittelfristig

2.Fraktion nach Hydrolyse mit 3 M HCl für 3h: mittelfristige Immobilisierung; N-Freisetzung vermutlich innerhalb von 1-2 Jahren

3.Fraktion nach Hydrolyse mit 2 bzw. 6 M HCl für 4 h bzw. 20 h: längerfristige Immobilisierung; N-Freisetzung vermutlich innerhalb von 5-6 Jahren

Hydrolyserückstand (nicht hydrolysierbar): langfristige Immobilisierung; aktiver Anteil mit Halbwertszeit von ca. 15 Jahren; passiver Anteil mit Halbwertszeit bis zu 1500 Jahren

Seit einigen Jahren werden auch spektroskopische bzw. thermoanalytische Methoden zur qualitativen Beschreibung der N-Immobilisierung bei der Kompostierung angewandt. Diese könnten dazu beitragen, die strukturelle Einbindung des N in die organische Fraktion aufzuklären. Sie könnten qualitative Hinweise auf die Art der N-Immobilisierung liefern. Durch die Identifizierung von Komponenten in die eine N-Immobilisierung erfolgt, könnten eventuell Rückschlüsse auf die Dauerhaftigkeit der Immobilisierung gezogen werden. Es liegen bislang jedoch nur Ergebnisse weniger Autoren vor. Teilweise wurden verschiedene extraktiv bzw. hydrolytisch gewonnene Fraktionen untersucht. Häufiger kamen jedoch Feststoffproben zum Einsatz (Anlage IXd). Die Festkörperanalytik bietet den Vorteil, dass keine extraktions- bzw. hydrolysebedingten Veränderungen der N-Verbindungen hervorgerufen werden. Die vorgestellten Methoden unterscheiden sich deutlich in Hinsicht auf zeitlichen, finanziellen, apparativen bzw. präparativen Aufwand sowie hinsichtlich der Aussagekraft.

¹³C-NMR- und -CPMAS-NMR-Spektroskopie:

Signale, die auf N-Verbindungen hinweisen, können bei flüssigen bzw. festen Proben in folgenden Bereichen gemessen werden (Senesi und Loffredo, 2001):

50-95 ppm: Aliphatischer C mit Einfachbindung an ein N-Atom

140-160 ppm: Aromatischer C mit N im Substituenten; Aromatische Amine

160-230 ppm: Amid-C

Da jedoch auch Überlappungen mit Komponenten, die keinen N enthalten, auftreten können, ist die Auswertung der ¹³C-Spektren hinsichtlich der N-Verbindungen problematisch (Senesi und Loffredo, 2001).

Eventuelle N-relevante Veränderungen wurden von Baddi et al. (2004) und Inbar et al. (1992) bei 175 ppm sowie im Bereich 0-100 ppm für Humin- bzw. Fulvosäuren festgestellt.

¹⁵N-NMR- und -CPMAS-NMR-Spektroskopie:

Mit Hilfe dieser Methode werden nur ¹⁵N-Verbindungen detektiert. In natürlichen Substraten sind diese nur in sehr geringen Anteilen enthalten (Friebolin, 1992). Bei Knicker (1993) konnten zeitliche Veränderungen von N-Verbindungen während der Kompostierung verfolgt werden, da die Ausgangssubstrate mit ¹⁵N-angereicherten Komponenten vermischt wurden. Die in den Flüssig- bzw. Festkörperspektren gefundenen Signale wurden folgenden N-Verbindungen zugeordnet:

0 - 25 ppm: NO₃⁻, Oxime

145-220 ppm: Ringstickstoffe

220-285 ppm: Amide

285-300-325 ppm: NH- und NH₂-Gruppen

325-350 ppm: terminale Aminogruppen

350-375 ppm: NH₄⁺

Py-GC-MS / Py-FIMS:

Bei dieser Methode wird eine Kompostprobe bei schrittweise zunehmender Temperatur pyrolysiert. Dabei entstehen folgende Abbauprodukte aus den organischen N-Verbindungen (Senesi und Loffredo, 2001):

Aus N-Acetyl-Aminozuckern: Acetamide, Methylacetamide

Aus Polypeptiden, Proteinen: Ammoniak, Sulfide, Pyrrole, Benzene, Phenole, Indole, Pyridine

Von Veeken et al. (2000) analysierten die Pyrolyseprodukte von Huminsäuren kompostierter Proben mit Hilfe der Py-GC-MS. Sie konnten einige N-haltige heterocyclische Pyrolyseprodukte (Indole, Pyrrole) nachweisen. Smidt et al. (2005) fanden mit Hilfe der Py-FIMS verschiedene, durch eine Kompostierung veränderliche Signale, die auf N-Verbindungen zurückgehen.

IR- und FTIR-Spektroskopie:

N-relevante Signale können in IR- bzw. FTIR-Spektren bei folgenden Wellenzahlen detektiert werden (Inbar et al., 1992; Senesi und Loffredo, 2001; Smidt et al., 2002, 2004, 2005; Baddi et al., 2004):

3450-3300 cm ⁻¹	(N-H-Bindungen)
1540-1510 cm ⁻¹	(N-H-Bindungen; C=N-Bindungen in Amiden)
1384 cm ⁻¹	(N-O-Bindungen)
1320 cm ⁻¹	(C-N-Bindungen in aromatischen Aminen)
1240 cm ⁻¹	(C-N-Bindungen)

Bei einigen dieser Banden liegen jedoch auch Signale von N-freien Gruppen vor, so dass die Interpretation erschwert wird.

Die Spektren von Proben aus unterschiedlichen Phasen der Kompostierung und aus verschiedenen Komposten zeigten bei Miiki et al. (1997) und Smidt et al. (2002; 2004; 2005) deutliche Unterschiede. Smidt et al. (2004) ordneten Veränderungen der Bande bei 1320 cm⁻¹ und bei 1540 cm⁻¹ eindeutig Aminen bzw. Amiden zu. Nitrate konnten bei 1384 cm⁻¹ nachgewiesen werden (Smidt et al., 2002; 2005). Hinweise auf Veränderungen von N-Verbindungen fanden auch Baddi et al. (2004) und Inbar et al. (1992) in Humin- bzw. Fulvosäuren anhand der Signale bei 1510-1540 cm⁻¹, 3300-3500 cm⁻¹ sowie bei 1240 cm⁻¹.

Prinzipielle Möglichkeiten der N-Immobilisierung wurden in Kap. 2.2.6. beschrieben. Im Rahmen dieser Arbeit konnte eine N-Immobilisierung in organische Komponenten messtechnisch nur erkannt werden, wenn der anorganische N-Anteil im Substrat nach einer N-Zugabe zu Gunsten des organischen N-Anteiles in den N-Bilanzserien abnahm. Dies war nach einigen NH₄⁺/NH₃-N-Zugaben während der Kompostierung der Fall (Anlage IIb, Anlage VIIa-h). Unter der vereinfachten Annahme, dass alle ursprünglich im Abfall enthaltenen Verbindungen während der Kompostierung biologisch abgebaut werden können, würde sich der auf eine N-Immobilisierung zurückzuführende N-Anteil ($N_{\text{immob,max};e}$) durch den am Ende im Substrat enthaltenen N_{org}-Anteil ($N_{\text{N-org,substrate};e}$) nach Gl. 5-5 ergeben. Dieser Wert ist als maximal möglicher N-Anteil, der immobilisiert werden kann, einzuschätzen.

$$N_{\text{immob,max};e} [\% \text{ N}_{\text{total}} - 0] = N_{\text{N-org,substrate};e} \quad \text{Gl. 5-5}$$

Die Grenzwerte ($N_{\text{immob,max};e}$) für den bis zum Ende der Kompostierung durch Immobilisierung in organische Substanzen umgesetzten N sind für die einzelnen Versuchsreihen in Anlage VIII f aufgeführt und in Tab. 5-2 (Kap. 5.3.) statistisch

zusammengefasst. Auch hier gelten für die „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheiten“ prinzipiell die gleichen Aussagen wie in Kap. 5.2.1.2.. Diese beziehen sich auf die empfohlene Anzahl von Probenahmen bei der Auswertung von Einzel-N-Bilanzen und auf die Vorgehensweise hinsichtlich der in Tab. 5-2 (Kap. 5.3.) dargestellten statistischen Auswertung beim Vorliegen einer Vielzahl von N-Bilanzen. Unter Berücksichtigung der Daten für die analytisch bedingten Unsicherheiten (u_{z1}) von Tab. 4-4 (Kap. 4.1.4.1.; $N_{N-org, substrate}$) kann eine analytisch bedingte Unsicherheit (u_{z1}) für $N_{immob, max; e}$ in der Größenordnung von 9-11 % $N_{total}-0$ angerechnet werden.

5.2.4.2. Verlauf

Im Rahmen dieser Arbeit wurden keine speziellen Untersuchungen zur N-Immobilisierung durchgeführt. Dass N-Immobilisierungsprozesse stattfanden, konnte nur in einigen Fällen an Zunahmen von organischem N während der Kompostierung erkannt werden. Daher werden die möglichen Vorgänge während einer Kompostierung im Folgenden in erster Linie auf Basis von Literaturangaben diskutiert. Eine Zusammenstellung der relevanter Literatur findet sich in Anlage IXd.

(1) N-Immobilisierung in Mikroorganismen

Aufgrund der wechselnden Milieubedingungen sterben bei der Kompostierung ständig Mikroorganismen ab und neue werden gebildet. Die tote mikrobielle Biomasse steht jeweils der nächsten Population zur Metabolisierung zur Verfügung (Jäger und Kutzner, 1998). Nach dem allgemeinen Kenntnisstand dominieren in den ersten Phasen der Kompostierung Bakterien. Mit zunehmender Abkühlung und vor allem in der Reifephase entwickeln sich dann zunehmend Pilze. Während der mikrobiellen Sukzession kann der N von leicht abbaubaren Zellbestandteilen (z.B. Aminosäuren) abgestorbener Mikroorganismen von der nächsten Population verwertet werden. Dies entspricht einer kurzfristigen Immobilisierung. Mittelschwer abbaubare Zellkomponenten (z.B. Chitin) können während der Kompostierung nur unvollständig abgebaut werden. Während der abbaubare Anteil einer Neuimmobilisierung in mikrobielle Biomasse zur Verfügung steht, liegt der nicht abbaubare Anteil mittel- oder längerfristig immobilisiert vor. Zudem gibt es noch schwer abbaubare N-haltige Zellbestandteile (z.B. RNA, DNA, Melanin), die vermutlich zum Pool der längerfristig immobilisierten Fraktion gehören.

(2) N-Immobilisierung in Lignine

Lignine sind als Bestandteil verholzter Pflanzenteile in vielen Kompostierungssubstraten enthalten, wobei der Ligninanteil je nach Abfallart zwischen 0 und 39 %¹ schwanken kann. Der Anteil an Lignin bzw. an ligninähnlichen Substanzen im Substrat und dessen qualitative Veränderung während der Kompostierung erscheint für die N-Immobilisierung von Bedeutung zu sein, da Lignine bzw. ligninähnliche Substanzen eine Matrix zur N-Immobilisierung bilden. Zum Ligninabbau bei der Kompostierung ist wenig bekannt. Zudem treten teilweise Widersprüche auf. Ein Review von Tuomela et al. (2000) ergab Abbauraten zwischen 0 und 70 %, wobei die stärksten Veränderungen in der thermophilen Kompostierungsphase gemessen wurden. Diese Phase ist jedoch nach dem allgemeinen Kenntnisstand nicht für Mikroorganismen geeignet, die effektiv Lignin abbauen können². In allen Temperaturbereichen können jedoch Mikroorganismen vorkommen, die strukturelle Veränderungen am Lignin durch Abspaltung von Seitengruppen herbeiführen. Diese Abspaltungen könnten für die N-Immobilisierung von Bedeutung sein, da hierdurch am Ligningerüst Einbindungsmöglichkeiten für N-Verbindungen geschaffen werden.

(3) N-Immobilisierung in Huminstoffe³

$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Verbindungen können bei der Kompostierung nach Bannick und Ziechmann (1991) sowie Knicker (1993) sehr schnell in organischen N überführt werden. Dies konnte bei den Bilanzierungsuntersuchungen dieser Arbeit bestätigt werden. Der in einigen Versuchsreihen während der Kompostierung zugegebene $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N wurde teilweise immobilisiert, weitere Anteile wurden zu NO_3^- -N transformiert oder ausgetragen (Anlage IIb; R6b; Anlage VIIb, R4d; Anlage VIId). Eine Immobilisierung von NO_3^- -N konnte dagegen nicht festgestellt werden (Kap. 4.2.4.4.).

Über die Veränderungen des organischen N gibt es nur ansatzweise Erkenntnisse. Bei Untersuchungen von Gonzalez-Prieto et al. (1993) enthielten die hydrolysierbaren Fraktionen von Komposten ca. 30-40 % des organischen N als Aminosäuren und ca. 3-6 % als Aminosucker. Mehr als die Hälfte des organischen N konnte jedoch nicht näher identifiziert werden. Mit ^{15}N -CPMAS-NMR-spektroskopischen Untersuchungen konnte

¹ 0 %: Substrate ohne Lignin z.B. Obst, Gemüse; 39 %: Substrate mit hohem Ligningehalt z.B. einige Nadelhölzer (Fengel und Wegener, 1984).

² Die Mikroorganismengruppe, die hohe Ligninabbauraten erzielt, sind Weißfäulepilze. Ein eingeschränkter Ligninabbau kann auch durch Braunfäulepilze erreicht werden. Beide Gruppen sind nach dem allgemeinen Kenntnisstand mesophil. Bakterien und andere Pilze besitzen nur in eingeschränktem Maße die Fähigkeit, durch Abspaltung von Seitengruppen, Lignin zu verändern. Sie können aber in einem weiteren Temperaturbereich aktiv sein (Klopotek, 1962; Nusbaumer et al., 1996; Tuomela et al., 2000; Ryner, 1988).

³ Diese Fraktion schließt mikrobielle Zellbestandteile sowie Lignine mit ein.

Knicker (1993) aber an nicht hydrolysierten Proben zeigen, dass die Hauptfraktionen der organischen N-Verbindungen auf Amide und teilweise auch auf terminale Aminogruppen zurückgeführt werden kann. Die Untersuchungen von Knicker (1993) lieferten weiterhin Hinweise, dass bei der Kompostierung auch N-haltige Ringverbindungen in geringem Maße entstehen können.

Darauf aufbauend sowie auf Basis des Verlaufes der N-Bilanzserien (Anlage VIIa-h) und der Ausführungen in Kap. 4.1.5. werden folgende **Thesen** zu den Grundvorgängen der N-Immobilisierung während der Kompostierung aufgestellt:

Der organische N von frischem Abfall ist zum größten Teil ammonifizierbar und wird auch ammonifiziert. Ein Teil des Ammonifikationsproduktes $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ wird als Nährstoff in mikrobielle Biomasse kurzfristig immobilisiert. Diese Immobilisierung ist aufgrund der hohen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte und der hohen biologischen Aktivität in der Hauptabbauphase der Kompostierung am stärksten. In den N-Bilanzserien entspricht sie der Phase mit der starken Abnahme des N_{org} (Kap. 4.1.5.4.; Abb. 4-14; Phase III-IV). Einige N-Bilanzserien wiesen jedoch eine langsame und begrenzte Abnahme des N_{org} auf. Dies traf insbesondere bei sehr ligninreichen Substraten zu. Daher wird vermutet, dass ein Teil des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ in die komplexe Ligninmatrix mittel- und eventuell auch längerfristig eingebunden wird. Dieser Anteil steht dadurch nicht mehr für eine sofortige Aufnahme durch Mikroorganismen zur Verfügung (Kap. 4.1.5.4.).

Mit Beginn der Reifephase ist die Ammonifikation aller, ursprünglich im Substrat enthaltener N-Verbindungen abgeschlossen. Während der Reifephase findet aber auch weiterhin eine N-Immobilisierung auf geringem Niveau statt. Die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Verbindungen entstammen dann weitestgehend der Ammonifikation abgestorbener Biomasse (Kap. 4.2.3.3.).

Die Milieubedingungen beeinflussen die N-Immobilisierung bei der Kompostierung im Wesentlichen dahingehend, dass sie die Abfuhr von $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ aus dem System bestimmen (Kap. 4.2.3.2.; Kap. 4.2.5.) und somit die spätere Immobilisierung akkumulierter $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Anteile verhindern.

Sämtliche in Huminstoffen nachweisbaren Amide und Aminogruppen werden auf Komponenten mikrobiellen Ursprungs oder der eingangs enthaltenen, zumeist pflanzlichen Biomasse zurückgeführt. Sie entstammen Aminosäuren, Aminosuktern und Nukleinsäuren, welche wiederum wesentliche Komponenten von Proteinen und Peptiden, N-haltigen Polysacchariden (z.B. Murein, Chitin) sowie von RNA und DNA sind. Die Zusammensetzung des organischen N ändert sich im Verlaufe der Kompostierung, da sich das Verhältnis von pflanzlichen zu mikrobiellen N-Verbindungen ändert und sich schwer

abbaubare N-Komponenten aus abgestorbener Biomasse anreichern. Auch neugebildete N-haltige Ringverbindungen werden auf einen mikrobiellen Ursprung zurückgeführt (z.B. DNA, RNA bzw. Melamin).

5.2.5. N₂-Fixierung

5.2.5.1. Nachweismethoden

Der Prozess der Fixierung von N₂ aus der Atmosphäre in organische Substanz wurde in Kap. 2.2.5. erläutert. Zur N₂-Fixierung im Bereich der Kompostierung liegen wenige Untersuchungen vor. Sie sind in Anlage IXe zusammengestellt. Die verwendeten Methoden basierten auf einer Untersuchung der Nitrogenasen-Aktivität oder auf einer Zunahme von N in der Bilanz.

Nitrogenasen-Aktivität:

Das häufigste Nitrogenasensystem kann außer N₂ auch Acetylen (C₂H₂) umsetzen, wobei Ethylen (C₂H₄) als Reaktionsprodukt entsteht. Diese Eigenschaft wurde von verschiedenen Autoren zur Bestimmung der Nitrogenase-Aktivität in Proben aus Kompostierungsprozessen herangezogen. Die Proben wurden mit C₂H₂ versetzt, inkubiert und die C₂H₄-Produktion gaschromatographisch bestimmt. Die bei Ott (1980), Galli et al. (1997) und Schwintzer et al. (2002) verwendeten Untersuchungsbedingungen variierten deutlich hinsichtlich der Probenvorbereitung, der Inkubationsbedingungen und der Reaktionszeit nach der die C₂H₄-Bestimmung erfolgte. Eine positive C₂H₄-Detektion kann als Nachweis des Vorhandenseins eines Nitrogenasensystemes gewertet werden. In diesen Fällen kann man von einem Potenzial zur N₂-Fixierung ausgehen. Ob eine N₂-Fixierung tatsächlich erfolgte, kann jedoch nicht nachgewiesen werden.

Erstellung einer N-Bilanz:

Für die N-Bilanzierung werden die N-Gehalte im Ausgangssubstrat mit denen aus einer späteren Kompostierungsstufe verglichen. Eine „Überbilanz“ deutet auf eine N₂-Fixierung hin. Ott (1980) und Nuntagij et al. (1989) leiteten auf diese Weise eine N-Fixierung über die Zunahme des N in der N-Bilanz ab. Bei Anwendung dieser Methode muss jedoch der Unsicherheitsbereich der Bilanzierung berücksichtigt werden, um Fehlinterpretationen zu vermeiden.

Mit Hilfe der Bestimmung der Nitrogenasen-Aktivität kann das Potenzial eines Substrates zur N_2 -Fixierung ermittelt werden. Mit Hilfe der N-Bilanzierung könnte prinzipiell, analog zur Bestimmung der N_2 -Generierung mit Hilfe der „Bilanzlücke“ (Kap. 4.1.4.5.), eine indirekte Quantifizierung der N_2 -Fixierung durch die Bewertung von „Überbilanzen“ erfolgen. Voraussetzung ist, dass keine gegenläufigen Tendenzen (N_2 -Generierung durch Denitrifikationsprozesse) auftreten. Ein direkter Nachweis der N_2 -Fixierung könnte zudem erfolgen, wenn zur Belüftung ^{15}N -markierter N_2 genutzt und anschließend im Substrat nachgewiesen wird.

5.2.5.2. Vorkommen

In Anlage IXe sind wesentliche Arbeiten zur N_2 -Fixierung bei der Kompostierung zusammengestellt. Zur N_2 -Fixierung befähigte Bakterien fanden z.B. DeBertoldi et al. (1980), Safwat (1980) und Diaz-Ravina (1989). Das Vorliegen eines Nitrogenasesystemes wurde von z.B. von Ott (1980), Galli et al. (1997) und Schwintzer et al. (2002) zu verschiedenen Phasen der Kompostierung nachgewiesen. Das Vorhandensein von N_2 -Fixierern und Nitrogenasen deutet somit auf ein Potenzial zur N_2 -Fixierung bei Kompostierungssubstraten hin.

Bei Ott (1980) und Nuntagij et al. (1989) wurde von einer N-Zunahme in den N-Bilanzen berichtet und auf eine N_2 -Fixierung zurückgeführt. Jedoch erfolgten keine Angaben zum Unsicherheitsbereich der N-Bilanzierung. Auf Basis der Ergebnisse der eigenen Untersuchungen (N-Bilanzgrundtypen: Kap. 4.1.5.3.; N-Bilanzserien: Anlage VIIa-h) und der allgemeinen Randbedingungen für eine N_2 -Fixierung (Kap. 2.2.5.) wird bezweifelt, dass eine N_2 -Fixierung während der Kompostierung auftritt. Diese Aussage wird wie folgt begründet:

(1) C-Mangel und N-Überschuss

Die wichtigsten Randbedingungen für eine N_2 -Fixierung sind das Vorhandensein von löslichem C und der Mangel an löslichem N (Kap. 2.2.5.). Unter Berücksichtigung des gegenwärtigen Wissensstandes bezüglich des C-Bedarfs und der tolerierbaren N-Gehalte ermöglichen die bei der Kompostierung vorliegenden Milieubedingungen keine effektive N_2 -Fixierung. Die exemplarischen Kalkulationen in Anlage Id zeigen, dass bei der Kompostierung mit Limitationen an löslichem C und Überschüssen an N zu rechnen ist.

(2) Ergebnisse der N-Bilanzierung

In den 53 Kompostierungsversuchen wurden keine kontinuierlichen N_2 -Zunahmen festgestellt (Kap. 4.1.5.3.; Anlagen VIIa-h), die außerhalb der Schwankungsbreite der Methode lagen (Kap. 4.1.4.3.). „Überbilanzen“ traten vor allem zu Beginn der Kompostierung auf. Diese wurden jedoch auf die Substratinhomogenität in der Anfangsphase der Kompostierung zurückgeführt (Kap. 4.1.4.1.). Diese Anfangsphasen der Kompostierung waren zudem durch besonders hohe Gehalte an löslichem N gekennzeichnet, was eine N_2 -Fixierung eher ausschließt (Kap. 2.2.5.; Anlage Id).

Wenn in späteren Kompostierungsphasen, in denen tendenziell eher niedrige Gehalte an löslichem N vorliegen, eine N_2 -Fixierung erfolgen würde, müsste dies an einer Zunahme des N_{org} -Anteiles in der N-Bilanzserie erkennbar sein. Der gegenläufige Einfluss der Denitrifikation ist in dieser Phase als eher gering einzuschätzen (Kap. 5.2.3.2.). Die einzigen N_{org} -Zunahmen wurden in den späteren Kompostierungsphasen nach Zugaben von N-Verbindungen beobachtet (Anlage I Ib; Anlagen VIIa-h).

5.3. Der N-Haushalt bei der Kompostierung

Im folgenden Kapitel wird eine Zusammenfassung der Ergebnisse zu den mikrobiologischen Grundprozessen der Kompostierung (Abschnitt 1), den möglichen Gehalten an N-Verbindungen in Komposten (Abschnitt 2) und den möglichen N-Austrägen (Abschnitt 3) gegeben. Da diese Ergebnisse eine hohe Aussagekraft und Allgemeingültigkeit besitzen, zeigt sich darin, dass ein Bereich untersucht wurde, der die Spannweite der möglichen Milieuparameter bei der Kompostierung gut abdeckt und zudem ausreichend Daten zur Verfügung standen, die eine statistische Auswertung ermöglichen. Einen Überblick über die berücksichtigten Milieu- und Prozessparameter zeigt Tab. 5-1. In Tab. 5-1 erfolgt auch eine statistische Zusammenstellung der Ergebnisse zu N-Gehalten und N-Austrägen. Auf diese Zusammenstellung wurde bei der Auswertung in Kap. 4.2. zurückgegriffen.

Tab. 5-1: Zur Auswertung herangezogene Prozess- und Milieuparameter sowie im Substrat enthaltene und ausgetragene N-Verbindungen einschließlich ihrer Spannweite und der vorhandenen Datenanzahl (n).

Parameter	Einheit	Minimum –			0,25-Quantil –			n	
		Mittelwert –			Median –				
Maximum									0,75-Quantil
Prozessparameter									
Kompostierungszeit (t)	d	0 -	59	- 466	14 -	41	- 84	708	
Abbaustufe (CL _{AS})	-	0 -	2	- 7	1 -	2	- 3	708	
Belüftungsrate (V̇ _{in})	L/h	20 -	142	- 427 ¹	87 -	147	- 157 ¹	453 ⁵	
Unbelüftete Phasen	-	-			-			255	
N-Zugaben	-	-			-			26 ²	
Sickerwasservolumen (V _{Sl}) ³	L	0,01 -	0,92	- 18,91	0,17 -	0,33	- 0,73	154	
Milieuparameter									
Substratkomposition (CL _{sub})	-	0 -	3	- 23	1 -	2	- 3	510	
Wassergehalt (c _{H2O})	% fm	14,0 -	54,4	- 93,7	50,0 -	55,0	- 60,2	708	
Organikgehalt (c _{org-FF})	% dm	27,2 -	65,5	- 98,1	52,5 -	63,4	- 79,9	544	
pH-Wert (pH _{FE})	-	3,4 -	7,3	- 12,0	6,7 -	7,4	- 8,0	599	
CO ₂ -Gehalt (c _{CO2-GAS})	Vol.%	0 -	4,2	- 24,8 ¹	0,9 -	2,4	- 6,7 ¹	445 ⁴	
O ₂ -Gehalt (c _{O2-GAS})	Vol.%	0,10 -	16,4	- 22,6	12,7 -	19,7	- 21,1	456 ⁴	
Temperatur (T _I)	°C	12 -	39	- 76 ¹	28 -	34	- 51 ¹	708	
N-Komponenten									
Abluft-N ₂ (c _{N2-GAS})	Vol.%	0,3 -	78,6	- 96,5	78,0 -	78,4	- 82,1	2962 ⁵	
Abluft-NH ₃ -N (c _{NH3-N,exhaust-air})	% TS	0,00 -	0,08	- 1,11	0,00 -	0,02	- 0,08	452 ⁶	
Abluft-N ₂ O-N (c _{N2O-GAS})	Vol.%	0,00 -	0,04	- 9,14	0,00 -	0,00	- 0,00	2861 ⁵	
Substrat-NO ₂ ⁻ -N (c _{NO2-N,substrate})	% dm	0,00 -	0,00	- 0,17	0,00 -	0,00	- 0,00	637	
Substrat-NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N (c _{NH4-N,substrate})	% dm	0,00 -	0,29	- 1,79	0,06 -	0,15	- 0,39	633	
Substrat-NO ₃ ⁻ -N (c _{NO3-N,substrate})	% dm	0,00 -	0,01	- 0,72	0,00 -	0,00	- 0,00	660	
Substrat-N _{org} (c _{N-org-substrate})	% dm	0,4 -	1,7	- 4,1	1,00 -	1,34	- 2,46	634	
Sickerwasser-Gesamt N (c _{TN,leachate})	% dm	0,00 -	0,03	- 0,39	0,00 -	0,01	- 0,04	135	

1 Durchschnittswert einer Bilanzierungsperiode

2 Nur Zugaben während Kompostierung berücksichtigt

3 Summe während einer Bilanzierungsperiode; nur Daten mit positiver Sickerwasserbildung berücksichtigt

4 Ohne Daten aus unbelüfteten Phasen

5 Mehrere Messungen pro Bilanzierungsperiode vorhanden

6 Nur Daten bei Bilanzierungsperioden mit Kondenswasseranfall

(1) Die mikrobiologischen Grundprozesse

Die biologischen Hauptprozesse des N-Haushaltes der Kompostierung sind die Ammonifikation organischer N-Verbindungen (Kap. 2.2.2.; Kap. 5.2.1.2.), die Nitrifikation (Kap. 2.2.3.; Kap. 5.2.2.2.), die Denitrifikation (Kap. 2.2.4.; Kap. 5.2.3.2.) und die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Immobilisierung (Kap. 2.2.6.; Kap. 5.2.4.2.).

Die Größenordnung und die Variationsbreite des Anteiles der relevanten Grundprozesse am Gesamtumsatz während der Kompostierung ist in Tab. 5-2 zusammengefasst. Folgende versuchsreihenbezogene Kenndaten wurden berücksichtigt:

- Direkt und indirekt nachgewiesener minimaler N-Anteil welcher durch Ammonifikation umgesetzt wurde ($N_{\text{ammon,min-direct};e}$; $N_{\text{ammon,min-indirect};e}$; Gl. 5-1 a,b; Kap. 5.2.2.1.),
- Maximal möglicher N-Anteil welcher durch Ammonifikation umgesetzt wurde ($N_{\text{ammon,max};e}$; Gl. 5-2; Kap. 5.2.2.1.),
- Direkt und indirekt nachgewiesener N-Anteil welcher durch Nitrifikation umgesetzt wurde ($N_{\text{nitri-direct};e}$; $N_{\text{nitri-indirect};e}$; Gl. 5-3 a,b; Kap. 5.2.3.1.),
- N-Anteil welcher durch Denitrifikation umgesetzt wurde ($N_{\text{denitri};e}$; Gl. 5-4; Kap. 5.2.4.1.),
- Maximal möglicher N-Anteil welcher in organische Substanz immobilisiert wurde ($N_{\text{immob,max};e}$; Gl. 5-5; Kap. 5.2.5.1.).

Die Kenndaten sind für jede Versuchsreihe in Anlage VIII f aufgeführt. Um Fehlinterpretationen aufgrund extremer „Probenahme und analytisch bedingter Unsicherheiten“ zu vermeiden, wurden für die Quantifizierung der Grundprozesse einerseits die 25-75 % - Quantile in die Auswertung einbezogen. Andererseits wurden die Daten, die innerhalb der einfachen Standardabweichung lagen angegeben. In diesem Bereich liegen gemäß den Gesetzmäßigkeiten von Normalverteilungen 68 % der Daten. Sämtliche in Tab. 5-2 angegebenen Daten sind nur als „Größenordnung“ zu verstehen.

Die Grundprozesse des N-Haushaltes einschließlich der Spannbreite ihres Auftretens sowie die jeweils beteiligten N-Komponenten sind in Abb. 5-1 zusammengefasst. Der N-Haushalt bei der Kompostierung kann allgemein wie folgt beschrieben werden:

In frischen Substraten ist N zumeist in Proteinen gebunden. In Exkrementen ist er zudem in Form von Harnstoff enthalten. Der Anteil anorganischer N-Verbindungen in den Ausgangsstoffen ist normalerweise gering. Während des Kompostierungsprozesses

werden die biologisch abbaubaren organischen Verbindungen durch Ammonifikationsprozesse zunächst zu $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ transformiert. Die Größenordnung und der Verlauf der durch Ammonifikation hervorgerufenen N_{org} -Abnahme hängen, neben dem absolut vorhandenen N_{org} -Gehalt, wesentlich vom Verhältnis von leicht zu schwerer verfügbaren Substratkomponenten ab (Kap. 4.1.5.4.).

Tab. 5-2: Übersicht über den Anteil der verschiedenen N-Umsetzungsprozesse am Gesamtumsatz während der Kompostierung.

Prozess		25%-Quantil	Mittelwert + Standardabweichung
		Median	Mittelwert
		75%-Quantil	Mittelwert + Standardabweichung
% $\text{N}_{\text{total}}-0$			
Ammonifikation	$N_{\text{ammon,min-direct};e}$	12- 42 -58	9- 37 -64
	$N_{\text{ammon,min-indirect};e}$	19- 35 -48	2- 29 -56
	$N_{\text{ammon,max};e}$	91- 95 -99	79- 91 -100 ²
Nitrifikation	$N_{\text{nitri,direct};e}$	0- 3 -12	0 ¹ - 7 -16
	$N_{\text{nitri,indirect};e}$	0 ¹ - 2 -19	0 ¹ - 3 -30
Denitrifikation	$N_{\text{denitri};e}$	0- 2 -10	0 ¹ - 6 -15
Immobilisierung	$N_{\text{immob,max};e}$	41- 62 -75	37- 62 -86

1 Dieser Wert lag unter 0.

2 Dieser Wert lag über 100.

$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ kann auf verschiedene Weise weiter umgesetzt bzw. ausgetragen werden. Ein Anteil des gebildeten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ reichert sich jedoch zunächst im Substrat an. Besonders starke Akkumulationen treten während der thermophilen und der Abkühlungsphase der Kompostierung auf. Im Substrat bilden NH_4^+ und NH_3 ein Gleichgewicht, welches vom pH-Wert und der Temperatur abhängt (Kap. 4.2.3.1.). Anteile des im Substrat akkumulierten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ können auf folgende Weise weiter umgesetzt bzw. ausgetragen werden:

1. Nur der im Substrat vorliegende NH_3 -Anteil kann prinzipiell über die Abluft ausgetragen werden. Der tatsächlich gestrippte Anteil hängt im Wesentlichen vom $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gehalt, dem pH-Wert und der Temperatur des Substrates ab (Kap. 4.2.3.2.). Die Luftmenge hat hauptsächlich einen indirekten Einfluss. Ein direkter Einfluss ist vor allem bei niedrigen Belüftungsraten vorhanden.

2. Ein Teil des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ wird in jedem Falle in mikrobielle Biomasse immobilisiert. Weiterhin ist ein erhöhter Anteil an lignocellulosischen Substratkomponenten eine Ursache für verstärkte $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Immobilisierungsprozesse (Kap. 4.1.5.4.). Zumindest ein Teil des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ wird nur kurzfristig immobilisiert und tritt während des Kompostierungsprozesses erneut in den N-Kreislauf ein (Kap. 5.1.4.2.). Abgestorbene mikrobielle Biomasse wird dafür ammonifiziert.
3. Ein Teil des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ kann in einem bestimmten Milieubereich durch Nitrifikationsprozesse über NO_2^- zu NO_3^- transformiert werden. Dabei wird das bei der Nitrifikation entstehende Zwischenprodukt NO_2^- nur selten im Substrat akkumuliert. Die Temperatur und der O_2 -Gehalt der Gasphase sind die wesentlichen Einflussfaktoren, die den Ablauf einer Nitrifikation bestimmen (Kap. 5.1.2.2.).

Das Endprodukt der Nitrifikation (NO_3^-) wird meist simultan zu N_2 denitrifiziert (Kap. 4.2.4.4.). Teilweise kann es sich jedoch auch im Substrat anreichern (Kap. 4.2.4.2.). Nitrifikation und Denitrifikation laufen gleichzeitig ab. Unter gewissen Umständen kann die Denitrifikationsrate jedoch geringer als die Nitrifikationsrate sein. Besonders deutliche NO_3^- -Akkumulationen treten auf, wenn Temperaturen zwischen 25 und 35 °C und zugleich hohe O_2 - und N_{org} -Gehalte vorliegen (Kap. 4.2.4.2.). Unter diesen Bedingungen wird die Denitrifikation gehemmt. Ansonsten kann NO_3^- in einem sehr weiten Bereich zügig denitrifiziert werden. Der limitierende Faktor der Denitrifikation bei der Kompostierung ist das Vorhandensein von NO_3^- als Substrat. Die NO_3^- -Verbrauchsrate steigt im Allgemeinen linear mit dem zur Verfügung stehenden bzw. dem aus der Nitrifikation nachgelieferten NO_3^- an (Kap. 4.2.4.3.). Weitere Einflussfaktoren auf die Reaktionsgeschwindigkeit der Denitrifikation sind die Temperatur sowie der O_2 -Anteil in der Gasphase (Kap. 5.2.3.2.). Bei der Denitrifikation tritt N_2O nur relativ selten als nachweisbares Denitrifikationszwischenprodukt auf (Kap. 4.1.3.3.).

Mit umfangreichen Nitrifikations- und Denitrifikationsprozessen kann insbesondere in der Abkühlungsphase gerechnet werden. In der Reifephase treten sie zwar häufiger auf, sind jedoch quantitativ von geringerer Relevanz (Kap. 4.2.4.4.).

Sofern während eines Kompostierungsprozesses Sickerwasser gebildet wird, können organische und anorganische wasserlösliche N-Verbindungen ausgewaschen werden. Der Anteil des mit dem Sickerwasser ausgetragenen Gesamt-N kann mit Hilfe der Sickerwassermasse und den Gehalten an anorganischen Verbindungen im Substrat für alle Phasen der Kompostierung näherungsweise berechnet werden. Im Wesentlichen setzt sich der Sickerwasser-N aus organischen N-Verbindungen sowie, in geringerem Maße, aus $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N zusammen (Kap. 4.2.5.).

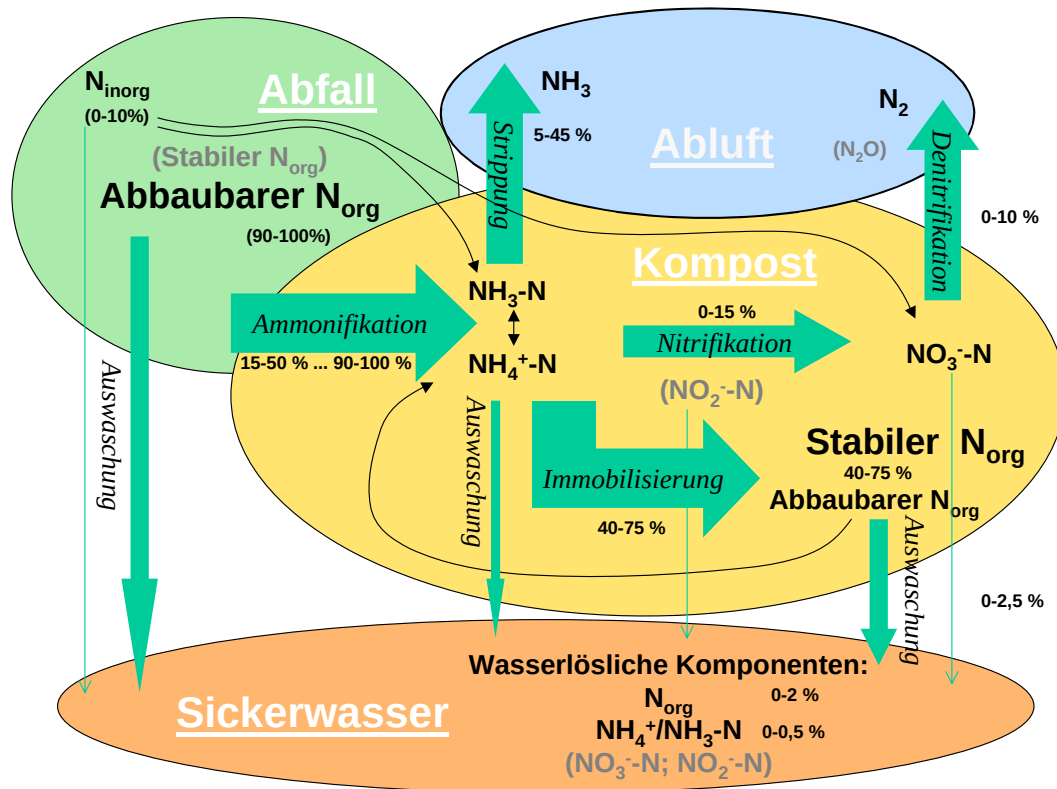


Abb. 5-1: Grundprozesse der N-Dynamik bei der Kompostierung und ihre N-Komponenten: Die Angaben (in % $N_{total}-0$) wurden gerundet und basieren auf den jeweils ermittelten 25-75 % - Quantilen (Tab. 5-2).

Es könnten eventuell auch weitere, in der Literatur für einige Ökosysteme beschriebene N-Umsetzungsprozesse (Kap. 2.2.7.) auftreten, da in einem Kompostierungssubstrat verschiedenste Nischen mit spezifischen Milieubedingungen vorliegen können. Die Bedeutung derartiger Prozesse wird jedoch im Vergleich zu den eingangs genannten Grundprozessen als vernachlässigbar eingeschätzt. Ob die weiteren, in Kap. 2.2.7. beschriebenen N-Umsetzungsprozesse auch bei der Kompostierung möglich sind, wurde bislang nicht beschrieben. Auf Basis der bekannten Randbedingungen wird vermutet, dass die anaerobe Ammoniumoxidation mit Annamox-Bakterien sowie die abiotischen Reaktionen, wenn überhaupt, höchstens für einige Nischen relevant ist. Es erscheint jedoch prinzipiell möglich, dass durch autotrophe Nitrifikanten hervorgerufene anaerobe Ammoniumoxisidationsreaktionen stattfinden können, denn autotrophe Nitrifikanten konnten in allen Stufen der Kompostierung nachgewiesen

werden (Kap. 5.1.2.2.). Für eine weiterführende Beurteilung ist der Kenntnisstand jedoch zu gering.

(2) N-Verbindungen im Substrat

Die Gehalte der N-Verbindungen im Substrat sind vor allem für die Kompostanwendung von Bedeutung. N ist ein wichtiges Düngenelement (Kap. 2.1.4.). Die einzelnen N-Verbindungen haben jedoch unterschiedliche Eigenschaften hinsichtlich ihres Düngemittelwertes und hinsichtlich ihres Verbleibs nach einer Düngung. So ist anorganischer N direkt pflanzenverfügbar, während organischer N häufig nur langsam und unkalkulierbar in pflanzenverfügbare N-Verbindungen mineralisiert wird. Ein nicht unerheblicher Anteil des N_{org} wird jedoch auch als relativ leicht verfügbar eingeschätzt. Dieser liegt vermutlich etwa in der Größenordnung des 3-fachen des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehaltes des Substrates (Gl. 4-21; Kap. 4.2.5.3). Insbesondere bei $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ ist die Gefahr von Verlusten in die Atmosphäre recht hoch. NO_3^- kann denitrifiziert werden, wobei unter Umständen auch N_2O freigesetzt werden kann. Ob und in welcher Weise diese Prozesse im Boden stattfinden können, hängt von vielfältigen Faktoren z.B. dem Bodentyp, dessen Humusgehalt, der Vegetation und dem Klima ab.

Abb. 5-2 zeigt die N-Gehalte der Substrate aus verschiedenen Kompostierungsstufen (thermophile Phase und Abkühlungsphase: $CL_{\text{deg}} = 1$ und 2, Reifephase: $CL_{\text{deg}} = 3$ bis 7; Kap. 3.5.1.), unterteilt in organische und in die unterschiedlichen anorganischen N-Komponenten.

Der organische N war erwartungsgemäß die Hauptkomponente. Er lag zumeist, relativ unabhängig von der Kompostierungsphase, zwischen 1,0 und 2,5 % dm (Abb. 5-2; Kap. 4.2.2.).

$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ konnte ebenfalls in fast allen Proben gemessen werden. Der Häufigkeitsschwerpunkt der detektierten Gehalte lag in etwa zwischen 0,1 und 0,5 % dm, mit einer leichten Tendenz zu höheren Gehalten in den frühen Phasen. Erhebliche Unterschiede gab es jedoch in den Spitzenwerten beim Vergleich der frühen und der späten Kompostierungsphasen. Während der thermophilen Phase wurden Spitzenwerte über 1,6 % dm erreicht, während diese in der Reifephase um 1,0 % dm schwankten (Abb. 5-2; Kap. 4.2.3.1.).

$\text{NO}_3^- \text{-N}$ und $\text{NO}_2^- \text{-N}$ waren selten in den Proben enthalten. Nur 23 % der Daten zeigten $\text{NO}_3^- \text{-N}$, und 6 % $\text{NO}_2^- \text{-N}$. Die Detektionen erfolgten frühestens in der

Abkühlungsphase. Bei NO_3^- -N wurde eine höhere Anzahl an Detektionen in der Reifephase im Vergleich zu den frühen Phasen beobachtet (Abb. 5-2; Kap. 4.2.4.).

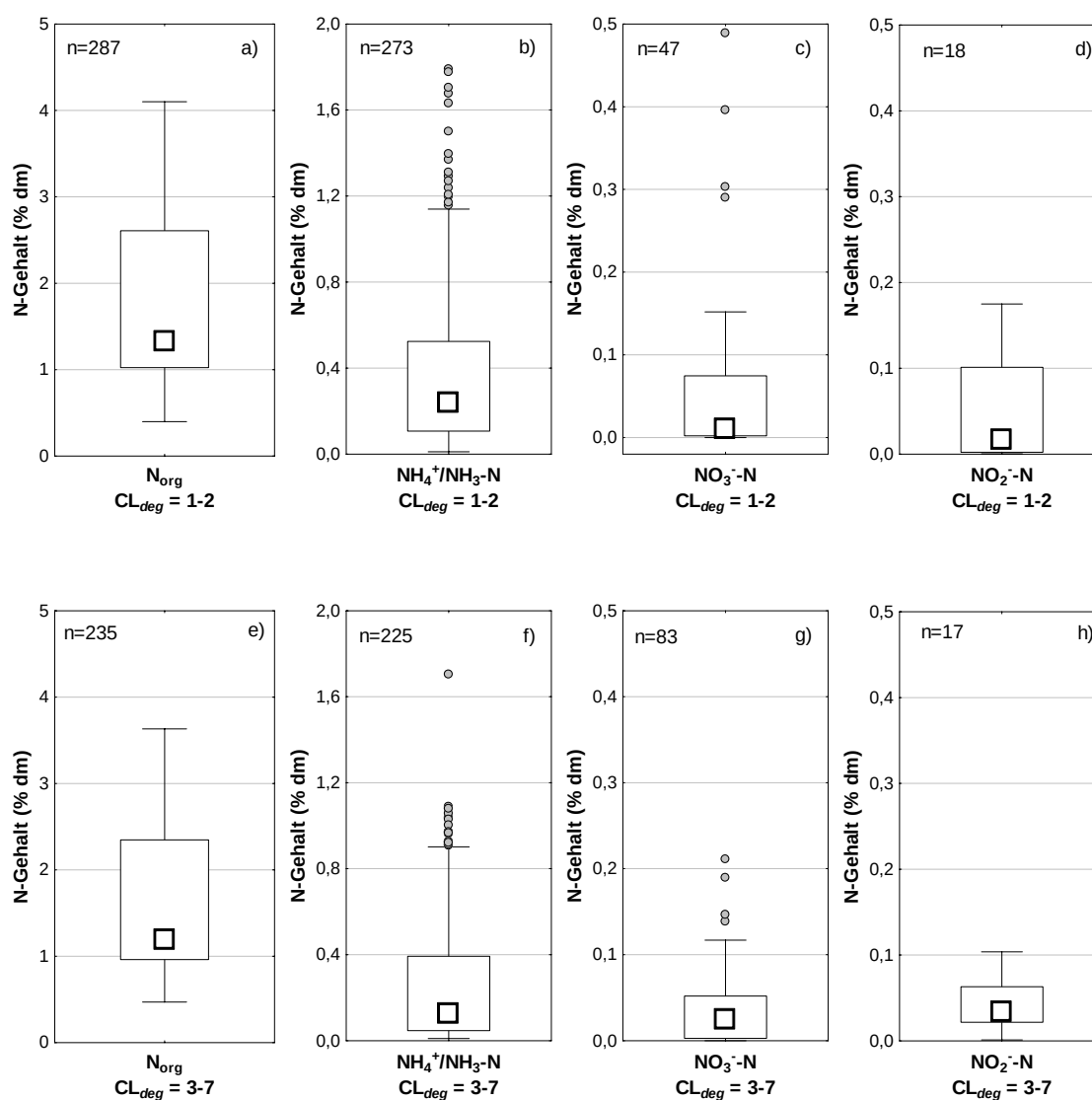
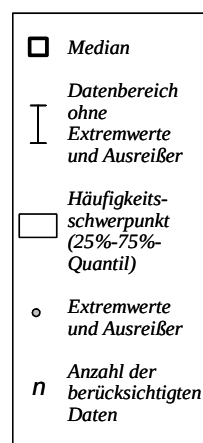


Abb. 5-2: Übersicht über die N-Gehalte ($C_{\text{N-org,substrate}}$, $C_{\text{NH}_4\text{-N,substrate}}$, $C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$, $C_{\text{NO}_2\text{-N,substrate}}$) sowie ihre Detektionshäufigkeit (n): ermittelt in 53 Kompostierungsversuchen.

Oben) Daten aus den Abbaustufen (CL_{deg} = 1-2): thermophile und Abkühlungsphase,

Unten) Daten aus den Abbaustufen (CL_{deg} = 3-7): Reifephase.



(3) Ausgetragene N-Verbindungen

N-Austräge sind vor allem aufgrund ihres Schadstoffpotenzials von Bedeutung. Die möglichen lokalen, regionalen und globalen Schadwirkungen der verschiedenen N-Emittenten werden in Kap. 2.1.4.2. beschrieben. In diesem Sinne negativ sind die bei der Kompostierung festgestellten NH_3 -, N_2O - und Sickerwasser-N-Emissionen zu beurteilen, während die N_2 -Austräge lediglich einen Verlust an N als Pflanzennährstoff bedeuten. Die bezogen auf den Initial-N-Gehalt quantitativ relevanten N-Austräge sind hinsichtlich ihrer Größenordnung in Abb. 5-3 a, b und c gegenübergestellt.

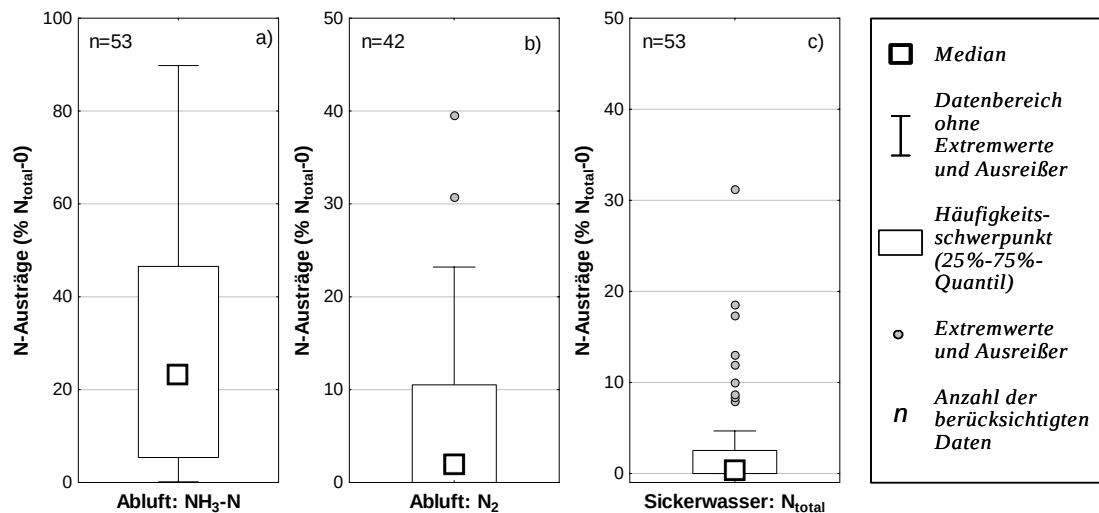


Abb. 5-3: Übersicht über die kumulativen N-Emissionen: ermittelt für alle Versuchsreihen am Ende der Kompostierung.

- a) NH_3 - Emissionen in die Abluft ($N_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air};e}$)
- b) N_2 -Emissionen in die Abluft ($N_{\text{N}_2\text{,exhaust-air};e}$)
- c) Gesamt-N-Emissionen mit dem Sickerwasser ($N_{\text{N-total;leachate};e}$)

Sickerwasser trat nur bei einem Teil der Versuchsreihen auf. In allen Sickerwässern waren N-Verbindungen enthalten. Der Gesamtverlust pro Versuchsreihe war normalerweise geringer als 3 % $N_{\text{total-0}}$. In einigen Versuchsreihen konnten jedoch auch N-Emissionen zwischen 10 und 30 % $N_{\text{total-0}}$ ermittelt werden. Diese hohen N-Austräge sind jedoch nur möglich, wenn Substrate mit zu hohen Wassergehalten und zu geringen Anteilen an lignocellulosischen Bestandteilen kompostiert werden. Diese Konstellation sollte in Kompostierungsanlage generell vermieden werden, da hierdurch

Kompostierungsprozesse im Allgemeinen negativ beeinträchtigt werden. N-Auswaschungen konnten in allen Phasen der Kompostierung auftreten (Kap. 4.2.5.). Die Sickerwasser-N-Emissionen bei der Kompostierung weisen nur schädigende Wirkungen auf, wenn sie in die Hydrosphäre gelangen. In vielen Kompostierungsanlagen werden sie jedoch erfasst und rezirkuliert bzw. behandelt.

NH₃-N-Austräge erfolgten in allen Versuchsreihen und konnten bis 70 % N_{total-0} reichen. Der in einer Versuchsreihe (R5c) ermittelt Austrag von 89 % N_{total-0} ist als unrealistisch anzusehen. Die N-Bilanzserie R5c in Anlage IIc zeigt, dass dieser hohe N-Austrag vermutlich auf ein sehr hohe „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ der initialen N-Bilanz zurückzuführen war. Der Häufigkeitsschwerpunkt der NH₃-N-Austräge lag zwischen 5 und 45 % N_{total-0}. Dieser Bereich ist auch unter Berücksichtigung „Probenahme und analytisch bedingte Unsicherheit“ als zuverlässig anzusehen. Der größte Teil der Verluste trat in der thermophilen Phase sowie in der Abkühlungsphase auf. In der Reifephase wurden geringe Emissionen festgestellt (Kap. 4.2.3.2.). Ob und zu welchem Anteil NH₃ in die Atmosphäre emittiert wird, hängt vom Typ der Kompostierungsanlage ab. So gelangen nur bei offenen Kompostierungsanlagen sämtliche NH₃-Emissionen in die Atmosphäre. Bei geschlossenen Anlagen findet sich ein Teil des NH₃ im Kondenswasser wieder, welches entweder rezirkuliert, behandelt oder entsorgt werden kann. Das verbleibende NH₃ gelangt entweder in die Atmosphäre oder in einen Biofilter. Im Biofilter können weitere N-Umsetzungsprozesse erfolgen. Sowohl im Biofilter als auch in der Atmosphäre ist die weitere Umsetzung des NH₃ zu N₂ aber auch zu N₂O denkbar.

Signifikante Verluste von N₂ in die Atmosphäre wurden bei mehr als der Hälfte der Versuche festgestellt. Vermutlich traten geringere Verluste auch in den meisten weiteren Versuchsreihen auf (Kap. 4.1.4.5., 4.2.4.3.). Aufgrund der „Probenahme und analytisch und bedingten Unsicherheit“ der Bilanzierung konnten diese nicht quantifiziert werden. In den Versuchsreihen mit sicheren N₂-Emissionen lagen diese meist in der Größenordnung zwischen 2 und 10 % N_{total-0}. Größere Werte wurden nur selten festgestellt. Trotzdem erscheinen N₂-Emissionen bis zu 20 % N_{total-0} möglich. Die ermittelten höheren Werte (Versuchsreihen R2k und R8k) wurden aufgrund einer erhöhten „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheit“ als unrealistisch angesehen. Die N-Bilanzserien in Anlage VIIf und VIIg zeigen, dass die jeweiligen Bezugs-N-Bilanzen in der Anfangsphase deutlich über- bzw. unterbewertet waren.

N₂O-Emissionen konnte in einigen Versuchsreihen nachgewiesen werden. In belüfteten Phasen detektierte N₂O-Konzentrationen lagen ausnahmslos unter der Nachweisgrenze des Messgerätes. In unbelüfteten Phasen konnten sie bis über 4,5 Vol. % erreichen (Kap. 4.1.3.3.). Die Berechnung eines Szenarios ergab, dass die N₂O-N-Gesamtausträge während der Kompostierung deutlich unter 0,05 % N_{total}-0 liegen müssen (Kap. 4.1.3.).

5.4. Die Kompostierung im Kontext des globalen N-Haushaltes

In Kap. 2.1. wurde der globale N-Kreislauf sowie die Bedeutung von N als Nähr- und Schadstoff erläutert. N kann in reaktive und nicht reaktive N-Verbindungen eingeteilt werden (reaktiv: NH₄⁺, NH₃, NO₃⁻, NO₂⁻, N₂O, Proteine, Aminosäuren; nicht reaktiv: N₂, langzeitstabiler Huminstoff-N). Die größte Bedeutung für den globalen N-Haushalt wurde der Biosphäre beigemessen (Abb. 2-2; Kap. 2.1.2.), da sich in dieser ein Großteil des reaktiven N befindet. Der in der Atmo- und der Lithosphäre vorhandene N ist demgegenüber größtenteils inaktiv. Im Vergleich zu diesen N-Pools ist der biosphärische N-Pool quantitativ eher gering; so liegt der N in terrestrischer Biomasse in einer Größenordnung von 90 000 – 500 000 Tg¹ N vor (berechnet aus den Daten von Abb. 2-2, Abb. 2-3; Kap. 2.1.2.). Diese Größenordnung wäre jedoch prinzipiell ausreichend um den N-Bedarf der Menschheit zu decken. Dennoch werden jedes Jahr erhebliche Mengen an Düngemitteln aus inaktivem N₂ unter hohem Energieaufwand hergestellt. Zur Verdeutlichung des Lebensweges von N zeigt Abb. 5-4 einen Ausschnitt der N-Kaskade. Dabei wird der Lebensweg von der Düngung über die Nahrungs- und Futtermittelproduktion bis zur Nahrungs- und Futtermittelverwertung und zum Verbleib des überschüssigen N in flüssigen und festen Abprodukten berücksichtigt. Alle Daten beziehen sich auf ein globales Szenario, das die heutige Situation widerspiegelt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass es sich um Richtwerte handelt. Lokale Szenarien können durchaus deutlich abweichen. Die in Abb. 5-4

¹ 1 Tg (Teragramm) = 10¹² g

angegebenen Kennzahlen basieren auf verschiedenen Annahmen^{1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11},
welchen auf Literaturdaten und auf eigenen Erhebungen basieren.

Der jährlich neu in den globalen N-Kreislauf eingeschleuste N beträgt 160 Tg N/a (Cowling et al., 2002). Die Tendenz ist steigend. Hierbei werden stabile N-Verbindungen in reaktive N-Verbindungen überführt (vor allem mit Hilfe des Haber-Bosch-Verfahrens, aber auch durch eine N₂-Fixierung durch Leguminosen, Kap. 2.2.5., und durch Verbrennung fossiler Rohstoffe). Es ist jedoch bislang unklar, welcher Anteil in der Umwelt als reaktiver N akkumuliert wird (Cowling et al., 2002).

Der jährliche Beitrag des Haber-Bosch-N beträgt 100 Tg N/a (Cowling et al., 2002). Beim Haber-Bosch-Verfahren wird atmosphärischer N₂ in NH₃-N transformiert. Der Haber-Bosch-N ist zunächst als Düngemittel ein Wertstoff. Während der Anwendung als Düngemittel oder bei der späteren Nutzung der Produkte (z.B. Getreide, Fleisch) geht jedoch ein sehr hoher Anteil dieses N als reaktiver N in die Umwelt verloren. Wesentlich Pfade ergeben sich in Form fester und flüssiger Abprodukte. Auf N-Verluste

¹ Jahresproduktion von NH₃-N mit dem Haber-Bosch-Verfahren (Cowling et al., 2002).

² Weltweite Getreide- bzw. Fleischproduktion im Jahre 2004 (FAO; 2007) x N-Gehalt Getreide bzw. Fleisch x Trockenmasse Getreide bzw. Fleisch: Getreide – 2270 Tg/a x 2 % dm x 85 % = 38 Tg/a; Fleisch – 260 Tg/a x 3,5 % dm x 40 % = 4 Tg/a.

³ 15-50 % des Futtermittels verbleibt bei der Produktion von Geflügel, Schweinen und Rindern in der tierischen Biomasse (Cowling et al. 2002), der Rest von 50-85 % wird ausgeschieden.

⁴ Getrennt eingesammelte Bioabfälle in Deutschland (Fricke et al., 2004) x N-Gehalt Bioabfälle x Trockenmasse Bioabfälle/ Einwohneranzahl Deutschland: 10 x 10⁶ Mg/a x 1,5 % dm x 0,40 % / 82 x 10⁶ Einwohner = 0,00073 Mg N/Einwohner/a; Bevölkerung weltweit x N-Masse pro Einwohner: 6625 x 10⁶ Einwohner (DSW, 2007) x 0,00073 Mg N/ Einwohner/a = 5 Tg N/a.

⁵ Erfassungsquote für getrennt gesammelte Haushaltsbioabfälle in Deutschland: 47 % (Fricke et al., 2003)

⁶ Einwohneranzahl (DSW, 2007) x Durchschnittsgewicht eines Einwohners x N-Gehalt Einwohner x Trockenmasse Einwohner / durchschnittliches Lebensalter (Wikipedia, 2007): 6625 x 10⁶ Einwohner x 80 kg x 3 % dm x 69 % / 80 a = 137 x 10³ Mg/a = 0,1 Tg/a.

⁷ Einwohneranzahl (DSW, 2007) x N-Produktion pro Einwohner (Otterpohl, 2007): 6625 x 10⁶ Einwohner x 11 g pro Tag = 27 Tg/a.

⁸ Deutschland 4 000 000 Mg Kompost wurden hergestellt (dies entspricht etwa 8 000 000 Bioabfällen); 500 000 Mg Bioabfälle (ECN, 2007) vergoren: daraus abgeleitet wurde folgende Verteilung für die Bioabfallbehandlung: 94% der Haushaltsabfälle werden kompostiert; 6 % werden vergoren.

⁹ Eigene Untersuchungen: 25-75%-Quantil der Summe der während der Kompostierung ausgetragenen N-Anteile ($N_{NH3-N,exhaust-air,e}$; $N_{N2,exhaust-air,e}$; $N_{N-total,leachate,e}$; Anlage VIIIf) x 4,7 Tg N/a / 100 %.

¹⁰ Eigene Untersuchungen: 25-75%-Quantil der Anteile der am Ende der Kompostierung im Substrat enthaltenen anorganischen N-Verbindungen ($N_{NH4-N,substrate,e}$; $N_{NO3-N,substrate,e}$; $N_{NO2-N,substrate,e}$; Anlage VIIIf) sowie der wasserlöslichen organischen N-Verbindungen (dieser Anteil wurde auf Basis der Gl. 4-21, Kap. 4.2.5.3., aus dem $N_{NH4-N,substrate,e}$ berechnet; F6=0,3) x 4,7 Tg N/a / 100 %.

¹¹ Eigene Untersuchungen: 25-75%-Quantil der Anteile organischen N-Verbindungen am Ende der Kompostierung ($N_{N-org,substrate,e}$; Anlage VIIIf) abzüglich des N_{org}-Anteils der im vorhergehenden Punkt als wasserlöslich eingeschätzt wurde x 4,7 Tg N/a / 100 %.

in die Gasphase wird sowohl in Abb. 5-4 und auch in der folgenden Dokumentation nicht eingegangen.

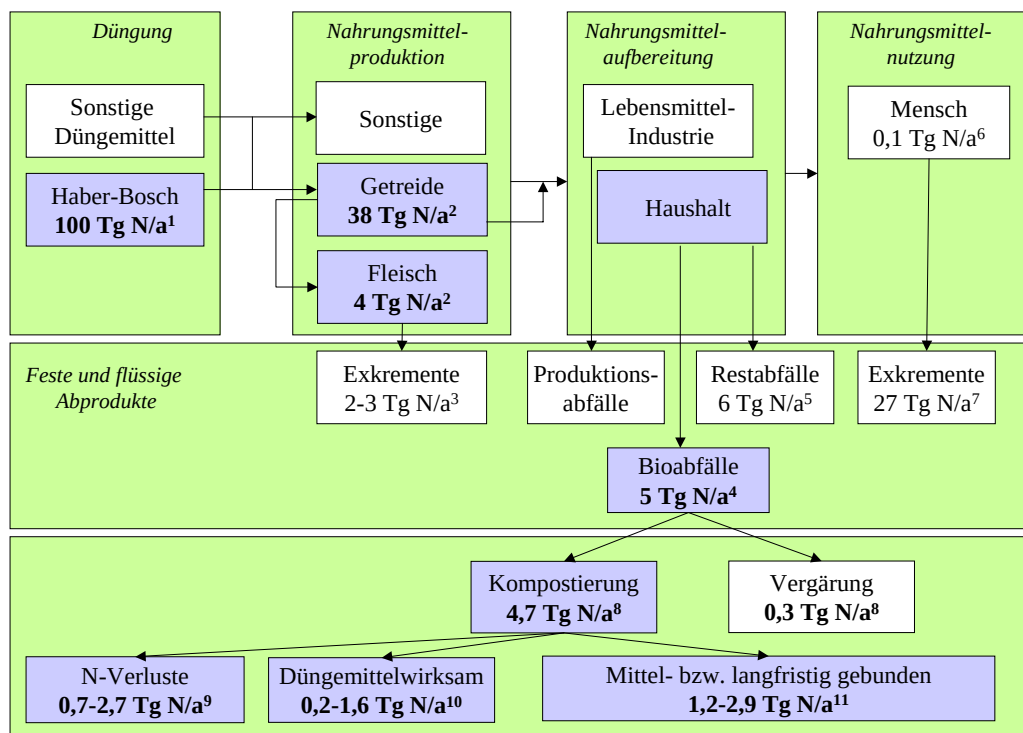


Abb. 5-4: Globale Betrachtung des Lebensweges des N von der Düngung über die Nahrungs- und Futtermittelproduktion sowie der Nahrungs- und Futtermittelverwertung bis zum Verbleib des überschüssigen N in festen und flüssigen Abprodukten unter besonderer Berücksichtigung der Bioabfälle: Ein Szenario (Die Bestimmung der Kennwerte ist den Fußnoten 1-11 auf Seite 300 zu entnehmen).

Ein Großteil der produzierten pflanzlichen Biomasse wird als Futtermittel bei der Tierzucht verwendet. Hierbei geht ein Teil des N in tierische Exkrementa über. Die pflanzlichen sowie tierischen Produkte werden weiter aufbereitet, um als menschliches Nahrungsmittel zu dienen. Eine Aufbereitung erfolgt z.B. in der lebensmittelverarbeitenden Industrie und in den Haushalten. Bei der Aufbereitung wird ein weiterer, wesentlicher Anteil an N ausgeschleust. Vom aufgenommenen N verbleibt nur ein geringer Anteil im Menschen, der wesentliche Anteil wird mit den menschlichen Exkrementen ausgeschleust.

Am Beispiel der städtischen Abfälle soll nun der gegenwärtige Stand hinsichtlich der Entstehung und des Verbleibes von reaktiven und inaktiven N-Verbindungen erläutert werden. In den meisten Ländern werden organische Abfällen bislang nicht als Wertstoff berücksichtigt. Bei ihrer „wilden Entsorgung“, Deponierung oder Verbrennung werden in hohem Maße N-Verbindungen freigesetzt. Es kann davon ausgegangen werden, dass der größte Anteil reaktiv ist. Er geht nicht nur als Wertstoff verloren, sondern kann sich zudem negativ auf die Umwelt auswirken. Dies entspricht in Abb. 5-4 dem Anteil von 11 Tg/a aus Bio- und Restabfällen.

In einigen Ländern erfolgt jedoch eine separate Erfassung organischer Abfälle, wodurch auch ein hohes Anteil des überschüssigen N erfasst wird. Für das in Abb. 5-4 dargestellte Szenario wurde angenommen, dass weltweit eine Bioabfallerfassung nach dem Beispiel von Deutschland durchgeführt wird. Unter dieser Annahme könnten 5 Tg N/a weltweit erfasst werden. Es verbleibt dennoch ein recht hoher N-Anteil ungenutzt, da nicht alle Haushalte an eine Getrenntsammlung angeschlossen werden können und zudem auch in Haushalten mit einer Getrenntsammlung nicht alle organischen Abfälle abgetrennt werden können. Dieser verbleibende N liegt dann in Restabfällen vor und geht den im vorhergehenden Abschnitt beschriebenen Weg. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass der Weg der Deponierung in Deutschland aufgrund gesetzlicher Regelungen seit 2005 untersagt ist und die Deponierung organischer Abfälle auch in Europa schrittweise reduziert wird. Ein möglicher Weg ist eine mechanisch-biologische Vorbehandlung vor der Deponierung. Der größte Pfad ist jedoch die Verbrennung.

Getrennt gesammelte Bioabfälle werden heute größtenteils kompostiert. Die eigenen Untersuchungen zeigen, dass dabei ein größerer Anteil des N verloren gehen kann. Am bedeutendsten sind die NH_3 -Verluste über die Abluft. Folgende Möglichkeiten für den Verbleib des über die Abluft ausgetragenen $\text{NH}_3\text{-N}$ bestehen: Atmosphäre, Kondenswasser, Biofilter, Rückführung zum Kompostierungsprozess. Die N-Austräge mit dem Sickerwasser sind eher vernachlässigbar. Prinzipiell bestehen jedoch folgende Möglichkeiten für den Verbleib von ausgewaschenem N: Boden, Gewässer, Abwasserbehandlungsanlage, Rückführung zum Kompostierungsprozess. Diese mit der Abluft bzw. dem Sickerwasser ausgetragenen N-Verbindungen sind jeweils reaktiv. Welche Reaktionswege daraufhin erfolgen können, hängt vom Verbleib des $\text{NH}_3\text{-N}$ bzw. des Sickerwasser-N ab.

Im Kompost kann der N in reaktiven und nicht reaktiven N-Verbindungen vorliegen. Anorganische N-Verbindungen werden bei der Vermarktung von Komposten als düngerelevante N-Verbindungen anerkannt. Dieser Anteil liegt im Szenario von Abb. 5-4 bei 0,04-0,4 Tg/a (ermittelt auf Basis der 25-75%-Quantile der am Ende der

Kompostierung im Substrat enthaltenen anorganischen N-Verbindungen; $N_{NH4-N, substrate; e}$; $N_{NO3-N, substrate; e}$; $N_{NO2-N, substrate; e}$; Anlage VIIIf). Im Substrat liegen zudem organische lösliche N-Verbindungen vor (z.B. Aminosäuren), welche im Boden vermutlich sehr schnell ammonifiziert werden (Kap. 2.2.2.). Diese werden daher als kurzfristig düngewirksam angesehen. Dieser Anteil wurde für die einzelnen Versuchsreihen nicht messtechnisch ermittelt. Er konnte jedoch auf Basis von Gl. 4-21 (Kap. 4.2.5.3.), welche das Verhältnis von NH_4^+/NH_3-N und N_{org} im Sickerwasser beschreibt, abgeschätzt werden. Dieser Anteil liegt im Szenario von Abb. 5-4 bei 0,13-1,25 Tg N/a (Summe der düngewirksamen organischen und anorganischen N-Verbindungen: 0,2-1,6 Tg N/a; Abb. 5-4).

Ein weiterhin großer Anteil des N ist mittel- bis langfristig in der Huminstoffmatrix eingebunden. Langfristig eingebundener N geht als Nährstoff verloren, ist ansonsten jedoch als umweltneutral einzuschätzen. Mittelfrist verfügbarer N wird als reaktiv eingeschätzt, d.h. er kann sowohl zur Düngewirkung beitragen als auch umweltbeeinträchtigend wirken. Der Anteil zwischen mittel- und langfristig verfügbaren N ist bislang unbekannt. Er könnte nasschemisch mit einer hydrolytischen Fraktionierung ermittelt werden (Kap. 5.2.4.1.). Es ist jedoch zu erwarten, dass mit methodischen Weiterentwicklungen im Bereich der Kompostanalytik in naher Zukunft auch schnellere und einfachere Nachweismethoden zur Verfügung stehen werden.

Durch den Eintrag reaktiven N-Verbindungen in die Umwelt wird der insgesamt sehr labile N-Kreislauf weiter destabilisiert. Um die negativen Auswirkungen der verschiedenen reaktiven N-Verbindungen auf die Umwelt (Kap. 2.1.4.2.) nicht noch weiter zu verschärfen und um die nötige jährliche Nachlieferung aus inaktivem N einzuschränken, ist es wichtig, den überschüssigen N wenn möglich zu nutzen (1. Priorität), oder aber in eine nicht-reaktive Form (2. Priorität) zu überführen.

5.5. Möglichkeiten zur Erhöhung der N-Effizienz bei der Kompostierung

Auf Grund der klimatischen Veränderungen, zunehmender Umweltprobleme, der Ressourcenverknappung und demografischer Veränderungen ist ein Umdenken in vielen Bereichen erforderlich – so auch beim globalen N-Management. Die Zielstellungen eines innovativen, effektiven und profitablen N-Managements lassen sich auf folgende Kernpunkte reduzieren:

Bereitstellung von N-Quellen zur Deckung des Düngemittelbedarfes

Wesentliche Ziele der zukünftigen Landwirtschaft werden die Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und der Pflanzenernährung sein. In vielen Regionen liegen bereits heute enorme N-Defizite vor, weil die Böden erschöpft sind. Daraus resultieren geringe landwirtschaftliche Erträge. Für viele Landwirte, vor allem in Entwicklungsländern, sind Düngemittel nicht erschwinglich (Cowling, 2002). Z.B. arbeitet Kuba aus diesem Grund im großen und ganzen mineraldüngerefrei (Körner et al., 2007). Und in Afrika liegen die Düngemittelpreise z.B. teilweise um ein vielfaches über dem europäischen Niveau. Die Bedeutung des N-Defizits wird zunehmen, da die begrenzt zur Verfügung stehenden landwirtschaftlichen Flächen zukünftig neben der Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln vermehrt auch zur Produktion von Bioenergie eingesetzt werden.

Verhinderung der Emissionen von reaktiven N in die Umwelt

Die Auswirkungen von reaktiven N-Verbindungen auf die Umwelt können nach deren Emission in die Umgebung innerhalb von Stunden, Tagen, Wochen, Monaten, Jahren, Dekaden oder Jahrhunderten auftreten. Nicht nur die reaktiven N-Verbindungen, sondern auch die Schadwirkungen sind vielfältig (Kap. 2.1.4.2.) und die Behebung der Schäden kann erhebliche Kosten nach sich ziehen. Problematisch ist die Situation z.B. in Regionen mit intensiver Tierproduktion. So z.B. ist die N-Überfrachtung in den Niederlanden als sehr kritisch einzuschätzen (Starmans und Van der Hoek, 2007). Die Problematik der Emissionen reaktiver N-Verbindungen findet sich zunehmend in der Umweltgesetzgebung wieder (z.B. Begrenzung der NO_3^- -Emissionen: 81/676/EWG; NH_3 -Emissionen: 2001/81/EG). Hierdurch entstehen Verpflichtungen zur Emissionsbegrenzung, welche sich vermutlich zukünftig vielerorts noch verschärfen werden.

Die Ausrichtung möglicher Maßnahmen zum globalen N-Management können wie folgt zusammengefasst werden: Sie müssen das Ziel der Erhöhung der N-Effizienz verfolgen. Emissionen von reaktiven N-Verbindungen müssen verhindert oder erfasst werden. Nach Erfassung sollten sie in ein Düngemittelprodukt transformiert werden, welches auf Flächen mit einem N-Defizit eingesetzt wird. Wenn erhöhte Transportaufwendungen dies nicht zulassen, sollte der N in nicht reaktive Formen transformiert werden. Auf die Kompostierung übertragen können diese Zielstellungen wie folgt konkretisiert werden:

- Konversion des in organischen Abfällen enthaltenen N in ein düngewirksames Produkt,
- Konversion des in organischen Abfällen enthaltenen N in nicht-reaktive N-Verbindungen.

Maßnahmen zum N-Management versprechen Erfolg, wenn sie zugleich profitabel sind. Die Düngemittelpreise stehen in direkter Korrelation zu den Energiepreisen, da beim Haber-Bosch-Verfahren ca. 80 % der Aufwendungen für Energie und für die Bereitstellung von H_2 aus Erdgas entstehen (Cowling, 2002). Etwa 1,1 % des Weltenergieverbrauches entfallen auf das Haber-Bosch-Verfahren (Wikipedia, 2007). Aus diesem Grund ist auch weiterhin mit steigenden Düngemittelpreisen zu rechnen und die Bereitstellung von alternativen düngewirksamen N-Verbindungen wird an Gewicht gewinnen.

Nur ein begrenzter Anteil des Mineraldüngers wird nach seiner Aufbringung von der Pflanze aufgenommen und somit als Dünger genutzt. Signifikante Anteile gehen verloren, weil z.B. NH_4^+ -N bzw. NH_3 -N in die Atmosphäre emittiert, ausgewaschen, immobilisiert oder über NO_3^- in N_2 umgesetzt wird. Düngemittelprodukte, die N-Verluste nach der Aufbringung so gering wie möglich halten, verdienen in diesem Zusammenhang Interesse.

Die Arbeit zielte nicht auf die konkrete Entwicklung von Verfahrenstechniken zum N-Management in Kompostierungsanlagen ab, sondern vielmehr darauf, das nötige Hintergrundwissen bereitzustellen, um derartige Entwicklungen möglich zu machen. Im folgenden werden Beispiele gegeben, wie ein N-Management aussehen könnte. Die beschriebenen Beispiele stellen nur Möglichkeiten dar. Es könnten auch andere N-Methoden eingesetzt werden, um die gewählten Zielstellungen zu erreichen. Zur Auswahl der Prozesssteuerungsmaßnahmen, die zu Erreichung der Ziele eingesetzt werden können, ist die Kenntnis der Milieubedingungen erforderlich. Diese Maßnahmen müssen nicht nur die N-bezogenen Zielstellungen realisieren, sondern auch die generellen Anforderungen des Kompostierungsprozesses sicherstellen. Die Milieubedingungen können unter Berücksichtigung der Ergebnisse dieser Arbeit festgelegt werden. Auf Vorschläge zur konkreten prozesstechnischen Realisierung der vorgeschlagenen Milieubedingungen wird verzichtet, da dies den Rahmen dieser Arbeit sprengen würde.

Konzept (1) Erhöhung des Düngemittelwertes von Komposten

Um Komposte mit maximaler Düngewirkung zu erhalten, sollten bei der Prozesssteuerung in der Kompostierungsanlage folgende Ziele verfolgt werden:

- 1) Erhöhung des Gesamt-N-Gehaltes im Kompost,
- 2) Minimierung der N-Verluste während der Kompostierung,
- 3) Überführung des N in leicht verfügbare N-Verbindungen.

In Abb. 5-5 werden diese Ziele weiter aufgeschlüsselt und den Hauptphasen (Phasen I-V) eines Kompostierungsprozesses zugeordnet. Die Phasen werden weiterführend in den Abb. 4-14 (Kap. 4.1.5.4.), Abb. 4-15 (Kap. 4.2.2.2.), Abb. 4-24 (Kap. 4.2.3.3.) erläutert. Sie beinhalten wesentliche N-bezogene Veränderungen im Kompostierungsprozess und korrelieren mit den in Abb. 1-2 (Kap. 1.2.) beschriebenen Prozessphasen einer Kompostierung.

Um N-Verluste im Vorfeld der Kompostierung auszuschließen, sollten möglichst frische Abfälle zum Einsatz kommen. Diese erkennt man an geringen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalten (Kap. 4.1.5.4.). Wenn dies nicht möglich ist, sollte eine möglichst N-verlustfreie Lagerungsmethode gewählt werden. Hier empfehlen sich Maßnahmen, die den pH-Wert reduzieren. Der pH sollte auf Werte unter 6 eingestellt werden (Kap. 4.1.5.4.). Als Substrat sollten vorzugsweise N-reiche Abfälle zum Einsatz kommen. Da diese jedoch häufig strukturarm sind (Kap. 3.2.3., Kap. 3.5.1.), ist ein Kompromiss einzugehen, um geeignete Kompostierungsbedingungen zu realisieren. Im Rahmen der Substratvorbehandlung sollten die N-reichen Abfälle mit lignocellulosischen Abfällen gemischt werden. Das Mischungsverhältnis sollte dabei so gewählt werden, dass möglichst kein Sickerwasser entsteht (Kap. 4.2.2.1.). Empfohlen werden Substratmischungen der Substratkategorie $CL_{\text{sub}} = 3$ (Kap. 3.5.1.) mit Wassergehalten ($w_{\text{H}_2\text{O}}$) zwischen 50 und 55 % fm (Tab. 4-18; Kap. 4.2.5.1.).

Während der Phasen I-IV (vom Beginn der Kompostierung bis zum Ende der Abkühlungsphase) sollten Maßnahmen ergriffen werden, welche die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge maximieren. Dies hat die Verhinderung der Immobilisierung eines größeren Teiles des im Substrat vorliegenden $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ zum Ziel. Die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge hängen nach Gl. 4-18 c (Kap. 4.2.3.3.) vor allem vom pH-Wert, der Temperatur und dem $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalt des Substrates ab. Weiterhin haben der Wassergehalt und die Belüftungsrate einen Einfluss auf die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge (Kap. 4.2.3.3.). Der Wassergehalt sollte zwischen 55 und 70 % fm liegen, da in diesem Bereich die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Nachlieferung aus den Proteinen besonders begünstigt wird. Die genaue Einstellung der Wassergehalte sollte sich daran orientieren, dass möglichst kein Sickerwasser entsteht. Weiterhin sollte der pH-Wert um 8,0 liegen, da hierdurch einerseits eine hohe $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Nachlieferung aus den Proteinen gewährleistet wird (Kap. 4.2.3.3.), andererseits aber auch gute $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsbedingungen vorliegen. Hinsichtlich der Temperatur gewährleisten maximale Temperaturen die höchsten Austragsraten (Kap. 4.2.3.3.), andererseits sind Temperaturen um die 50 °C besser für $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Nachlieferung aus der Ammonifikation der Proteine geeignet (Kap. 4.1.5.4.; 4.2.3.3.).

Hier wird als Kompromiss eine Zieltemperatur von 60 °C vorgeschlagen. Die Belüftungsrate sollte auf jeden Fall über 6000 L/ Mg dm/ h liegen (Kap. 4.2.3.3.). Ihre Einstellung sollte sich im Detail an den Anforderungen hinsichtlich Temperatur, Wassergehalt und O₂-Konzentration (siehe folgender Abschnitt) orientieren.

Während der Phase III-IV ist die Wahrscheinlichkeit für N₂-Verluste am größten (Kap. 4.3.4.3.). Um diese zu verhindern, sollten die O₂-Gehalte so gering wie möglich sein (Kap. 4.2.1.2.). O₂ wird jedoch benötigt, um den Kompostierungsprozess zu realisieren. Ein Ziel-O₂-Gehalt von 7 Vol. % wird als Richtwert vorgeschlagen.

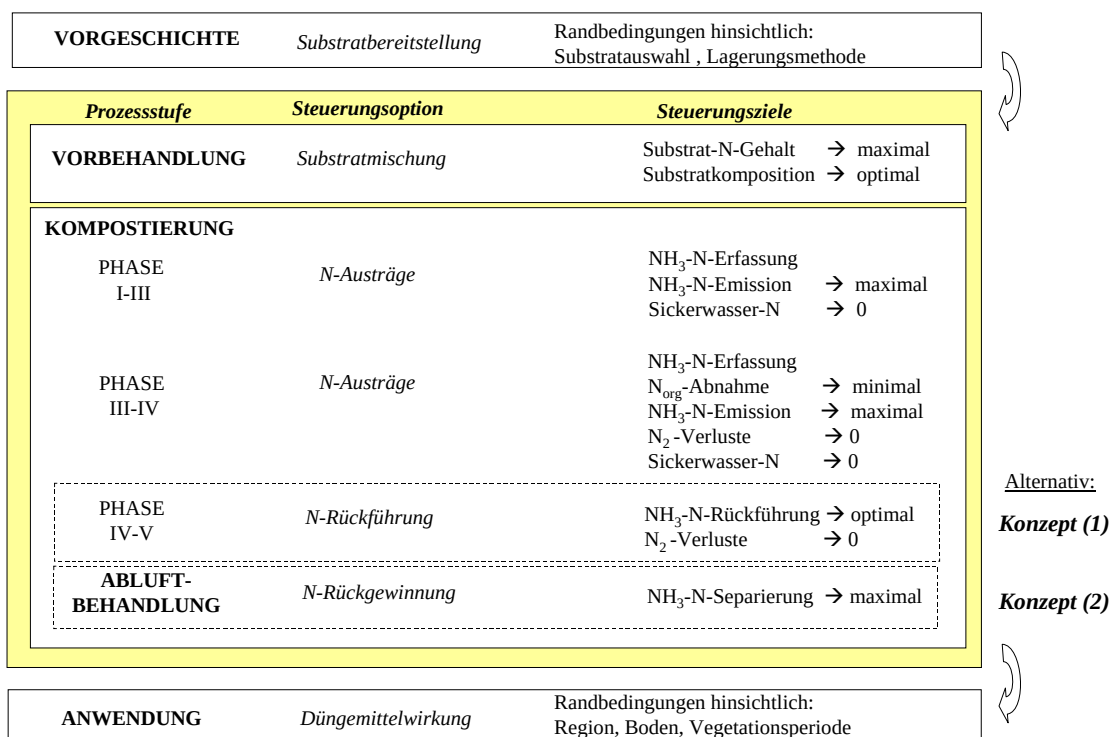


Abb. 5-5: N-Management-Konzepte: Konzept (1) - zur Erhöhung des Düngemittelwertes von Komposten; Konzept (2) - zur Erzeugung eines NH₄⁺/NH₃-Düngers als Nebenprodukt einer Kompostierungsanlage.

Der in Phase I-IV ausgetragene NH₃-N muss zum Kompost rückgeführt werden, um das Ziel der Bereitstellung leicht verfügbarer N-Verbindungen zu erreichen. Die Rückführung sollte in der Phase IV-V erfolgen. Sie sollte weiterhin zeitgleich zum NH₃-N-Austrag stattfinden, also bei einer anderen Charge. In Phase IV-V herrscht

normalerweise ein Mangel an leicht verfügbaren N-Verbindungen, sodass der rückgeführte $\text{NH}_3\text{-N}$ teilweise in mikrobielle Biomasse immobilisiert wird (Kap. 5.2.4.2.). Ein weiterer Anteil verbleibt als gelöster $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ im Substrat. Es kann damit gerechnet werden, dass die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Rückführung vollständig erfolgt. Nach erfolgter Rückführung muss die Umsetzung zu N_2 verhindert werden, um N-Verluste zu vermeiden. Dies erfolgt wiederum durch Gewährleistung geringer O_2 -Gehalte (Kap. 4.2.4.4.).

Die prinzipielle Machbarkeit dieser Vorgehensweise wurde bereits experimentell bestätigt (Körner et al., 1999). Der N-Gesamt-Gehalt des Kompostes konnte in diesen Versuchen im Vergleich zur ungesteuerten Variante nahezu verdoppelt werden. Zudem konnten das Verhältnis von organischen und anorganischen N-Komponenten beeinflusst werden. Der Anteil an anorganischen N-Verbindungen betrug bei der gesteuerten Variante etwa 20 %, bei der ungesteuerten Variante etwa 2 %. Bei diesen Untersuchungen wurden jedoch noch nicht die hier vorgeschlagenen Milieuparameter verwendet, so dass anzunehmen ist, dass ein hohes Potenzial für eine weitere Verbesserung besteht.

Konzept (2) Erzeugung eines Mineraldüngers als Nebenprodukt

Dieses Konzept verläuft bis zur Phase III-IV analog zum vorhergehend beschriebenen Konzept (1). Die Zielstellung ist hier jedoch die Herstellung eines Mineraldüngers als Nebenprodukt der Kompostierung. Aus diesem Grund sollte ein maximaler $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Ertrag erzielt werden, was durch die bei Konzept (1) beschriebene Vorgehensweise sichergestellt wird. Im Gegensatz zu Konzept (1) wird es nun jedoch notwendig, den im Abluftstrom vorliegenden $\text{NH}_3\text{-N}$ in eine düngemitteltaugliche Form zu überführen. Ein Großteil des $\text{NH}_3\text{-N}$ kann mit Hilfe des Kondenswassers zurück gewonnen werden. Verbleibender $\text{NH}_3\text{-N}$ kann mit Hilfe einer Gaswäsche entfernt werden (Kap. 3.2.1.). Die erhaltenen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Lösungen können als Flüssigdünger verwendet werden. Weiterführende Arbeiten sollten sich mit der Aufbereitung dieser Lösungen befassen. Eine wesentliche Aufgabe ist hierbei die Aufkonzentration des $\text{NH}_3\text{-N}$, um weit reichende Transporte des Produktes zu erlauben.

Konzept (3) Überführung des N in nicht reaktive N-Verbindungen

Um bei bzw. nach der Kompostierung möglichst wenige reaktive N-Verbindungen freizusetzen, kann die Kompostierung mit dem Ziel der Erzeugung von nicht-reaktiven N-Verbindungen erfolgen. Hierfür sollten folgende Teilziele berücksichtigt werden:

- 1) Maximierung der N_2 -Austräge während der Kompostierung,
- 2) Minimierung der NH_3 -N-Austräge während der Kompostierung,
- 3) Langfristige N-Immobilisierung in die organische Kompostfraktion.

In Abb. 5-6 werden diese Ziele weiter aufgeschlüsselt und wiederum den Hauptphasen (Phasen I-V) eines Kompostierungsprozesses zugeordnet. Im Vorfeld der Kompostierung sollte darauf geachtet werden, dass ganzjährig ausreichend lignocellulosische Abfälle zur Verfügung stehen. Spezielle Anforderungen bei deren Lagerung sind nicht zu erfüllen, da diese Substrate eher N-arm sind und nicht zu N-Emissionen neigen. Bei der Substratvorbehandlung sollten N-reiche Abfälle mit lignocellulosischen Abfällen gemischt werden, da ligninähnliche Komponenten die N-Immobilisierung forcieren (Kap. 4.1.4.5.). Vorgeschlagen werden Mischungen, die den Substratkategorien $CL_{sub} = 0$ bzw. 1 entsprechen (Kap. 3.5.1.). Sickerwasseremissionen sind bei diesen Mischungen während des gesamten Kompostierungsprozesses unwahrscheinlich (Kap. 4.2.2.1.).

Während der Phasen I-IV sollten Maßnahmen ergriffen werden, welche die NH_3 -N-Austräge minimieren, so dass der N zur langfristigen Immobilisierung in organische Substanz bzw. zur Transformation in N_2 erhalten bleibt. Der Wassergehalt sollte hierfür zwischen 50 und 55 % fm liegen, da in diesem Fall noch gute Kompostierungsergebnisse zu erwarten sind, die NH_4^+/NH_3 -N-Nachlieferung aus den Proteinen jedoch etwas reduziert abläuft (Kap. 4.2.3.3.). wird. Die Belüftungsrate sollte während der Phase I-III unter 6000 L/ Mg dm/ h liegen, da laut Gl. 4-18 c (Kap. 4.2.3.3.) die NH_3 -Austräge etwas reduziert werden können. Weiterhin können hier die Temperaturen in der Selbsterhitzungsphase auf einem etwas niedrigeren Niveau gehalten werden. Die Zieltemperaturen sollten in der Phase II-III auf 50-55 °C eingestellt werden, so dass eine Hygienisierung der Abfälle möglich ist. Darüber hinausgehende Temperaturen sollten jedoch vermieden werden, da sie die NH_3 -Austräge begünstigen (Kap. 4.2.3.3.). Die pH-Werte sollten möglichst unter 7,5 liegen (Kap. 4.2.3.3.).

Die Phase III-IV ist die Phase, die am effektivsten eine N_2 -Generierung ermöglicht. Zur N_2 -Generierung sollten O_2 -Konzentrationen zwischen 16 und 20 Vol. % eingestellt werden. Weiterhin sollte die Temperatur solange als möglich im Bereich zwischen 30 und 40 °C gehalten werden. Diese O_2 - und Temperaturbereiche forcieren die Generierung von N_2 (Kap. 4.2.1.2.).

In Phase IV-V sind die Temperaturen im Allgemeinen auf Umgebungsniveau abgefallen. Sofern sie zwischen 25 und 35 °C liegen können Nitrifikationsprozesse schneller als Denitrifikationsprozesse ablaufen. Um die in Folge auftretenden NO_3^- -N-Akkumulationen abzubauen, muss der O_2 -Gehalt reduziert werden. Hierdurch kann NO_3^- -N in N_2 überführt werden (Kap. 4.2.4.4.).

VORGESCHICHTE	Substratbereitstellung	Randbedingungen hinsichtlich: Substratauswahl, Lagerungsmethode																		
<table> <tr> <th>Prozessstufe</th><th>Steuerungsoption</th><th>Steuerungsziele</th></tr> <tr> <td>VORBEHANDLUNG</td><td>Substratmischung</td><td>Substrat-N-Gehalt → minimal Substratkomposition → minimal</td></tr> <tr> <td colspan="3">KOMPOSTIERUNG</td></tr> <tr> <td>PHASE I-III</td><td>N-Immobilisierung</td><td>NH_3-N-Emission → minimal Sickerwasser-N → 0</td></tr> <tr> <td>PHASE III-IV</td><td>N-Austräge</td><td>N_{org}-Abnahme → maximal NH_3-N-Emission → minimal N_2-Verluste → maximal Sickerwasser-N → 0</td></tr> <tr> <td>PHASE IV-V</td><td>N-Immobilisierung</td><td>N_{inorg}-Gehalt → minimal</td></tr> </table>			Prozessstufe	Steuerungsoption	Steuerungsziele	VORBEHANDLUNG	Substratmischung	Substrat-N-Gehalt → minimal Substratkomposition → minimal	KOMPOSTIERUNG			PHASE I-III	N-Immobilisierung	NH_3 -N-Emission → minimal Sickerwasser-N → 0	PHASE III-IV	N-Austräge	N_{org} -Abnahme → maximal NH_3 -N-Emission → minimal N_2 -Verluste → maximal Sickerwasser-N → 0	PHASE IV-V	N-Immobilisierung	N_{inorg} -Gehalt → minimal
Prozessstufe	Steuerungsoption	Steuerungsziele																		
VORBEHANDLUNG	Substratmischung	Substrat-N-Gehalt → minimal Substratkomposition → minimal																		
KOMPOSTIERUNG																				
PHASE I-III	N-Immobilisierung	NH_3 -N-Emission → minimal Sickerwasser-N → 0																		
PHASE III-IV	N-Austräge	N_{org} -Abnahme → maximal NH_3 -N-Emission → minimal N_2 -Verluste → maximal Sickerwasser-N → 0																		
PHASE IV-V	N-Immobilisierung	N_{inorg} -Gehalt → minimal																		
ANWENDUNG	Düngemittelwirkung	Randbedingungen hinsichtlich: Region, Boden, Vegetationsperiode																		

Abb. 5-6: N-Management-Konzept für eine Kompostierungsanlage zur Überführung des N in nicht reaktive N-Verbindungen (Konzept 3).

Während aller Kompostierungsphasen empfiehlt es sich, Perioden mit drastisch veränderten Milieubedingungen einzuschieben. Hierdurch ändert sie die mikrobielle Population. Abgestorbene Mikroorganismen enthalten Bestandteile, die vermutlich der langzeitstabilen N-Fraktion zugerechnet werden können (Kap. 5.2.4.2.; Anlage Ia). Durch Erhöhung der Anzahl der mikrobiellen Sukzessionen kann vermutlich eine erhöhte N-Immobilisierungsrate erzielt werden. Die verschiedenen Perioden mit unterschiedlichen Milieubedingungen können am besten dadurch realisiert werden, dass belüftete und unbelüftete Perioden im Wechsel erfolgen.

Es ist zu erwarten, dass die NH_3 -Emissionen bei dieser Vorgehensweise gering sind. Dennoch sollte NH_3 -N-haltige Abluft erfasst und wieder zum Prozess zurückgeführt werden. Am besten erfolgt die Rückführung zu einer parallelen Charge, welche Temperaturen unter 30 °C aufweist und welche sich in der Phase IV-V befindet (Kap. 4.2.3.3.).

Der einfache Nachweis einer dauerhaften N-Immobilisierung ist derzeit noch nicht möglich. Es wird jedoch erwartet, dass durch Fortschritte im Bereich der Analytik in der nächsten Zukunft praktikable Methoden vorliegen werden. Die Organikfraktion der in den Anlagen VIIa-h dargestellten N-Bilanzserien könnten dann noch weiter aufgeschlüsselt werden. Hierdurch könnten weiterführend Milieubedingungen herausgearbeitet werden, die eine langfristige N-Immobilisierung unterstützen.

Schlussbemerkung

Aufgrund der Vielfalt der Rahmenbedingungen (z.B. Flächenverfügbarkeit, Populationsdichte, Bodenzustand, Luftqualität, Gesetze, u.a.) wird das optimale N-Management für jede Kompostierungsanlage anders ausfallen. Welche Zielstellungen im konkreten Anwendungsfall im Vordergrund stehen, ist regionalspezifisch unterschiedlich. Es ist auch von Bedeutung, welche Interaktionen zwischen verschiedenen Regionen bestehen. Eine erwünschte Interaktion wäre z.B. die Lieferung von Düngemitteln, eine unerwünschte die Verbreitung von NH_3 -N, welcher aus einer Kompostierungsanlage emittiert wurde.

6. Zusammenfassung

Der globale N-Kreislauf ist sehr komplex und bislang nur in Ausschnitten erfasst. Die größten N-Reservoirs liegen in der Litho- und der Atmosphäre vor. Der wesentliche Teil dieses N ist jedoch inaktiv und nimmt nicht am globalen N-Kreislauf teil. Die reaktiven N-Verbindungen (im Wesentlichen: Ammonium, NH_4^+ ; Ammoniak, NH_3 ; Distickstoffoxid, N_2O ; Nitrit, NO_2^- ; Nitrat, NO_3^- ; Proteine; Aminosäuren) entstammen hauptsächlich der Biosphäre. Sie sind intensiven Umwandlungsprozessen ausgesetzt, welche auch sphärenübergreifend wirken. So fließen zwischen Organismen, Boden, Luft und Wasser beständig N-Ströme. Der ohnehin sehr labile natürliche N-Kreislauf wird durch den in organischen Abfällen enthaltenen, anthropogenen N stark beeinflusst. Die Kompostierung als wesentliche Behandlungsmethode für organische Abfälle könnte wesentliche Beiträge leisten, den globalen N-Haushalt zu stabilisieren. In diesem Zusammenhang wird der Einführung von Technologien zum N-Management in Kompostierungsanlagen eine große Bedeutung beigemessen.

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit dem N-Haushalt bei der Kompostierung. Das wesentliche Ziel war es, die komplexen Prozesse der N-Dynamik zu erfassen und eine allgemeingültige Datenbasis zu schaffen, um Entwicklungen hinsichtlich N-Managements zu ermöglichen. Hierzu wurden 53 Versuche in einer geschlossenen Technikumskompostierungsanlage unter Verwendung einer großen Bandbreite von Abfallarten und Prozesssteuerungsvarianten durchgeführt. Es wurde eine Datensammlung erstellt, welche die unterschiedlichen Prozesssteuerungsvarianten und Milieubedingungen sowie die verschiedenen N-spezifischen Parameter enthält. Es erfolgte eine statistische Auswertung der Daten und eine Schematisierung bzw. Modellierung der stattfindenden Prozesse. Im Ergebnis wurde das nötige Hintergrundwissen bereitgestellt, um die Entwicklung von innovativen, effektiven und profitablen Strategien, Technologien und Managementpraktiken zu ermöglichen, welche das Nutzpotenzial von N maximieren und dessen Schadstoffwirkung minimieren.

In *Kapitel 1* wird zunächst ein Überblick zur Kompostierung gegeben, welcher die genutzten Abfallarten, die Kompostierungsverfahren sowie die Wirkungen von Komposten beinhaltet. Weiterhin wird der Kenntnisstand zu den Grundlagen der Kompostierung zusammengefasst, wobei die Milieubedingungen einen besonderen

Schwerpunkt bilden. Zudem wird ein kurzer Abriss über die heute angewandten Möglichkeiten zur Steuerung eines Kompostierungsprozesses gegeben.

In Kapitel 2 werden dann die relevanten reaktiven und inaktiven N-Verbindungen des globalen N-Kreislaufes charakterisiert. Es wird auf die N-Pools der Erde und auf die N-Ströme zwischen den Sphären eingegangen. Weiterhin wird auf das Wert- und Schadstoffpotenzial von N hingewiesen. Einige N-Verbindungen besitzen ein hohes Wertstoffpotenzial als Nährstoff, manche N-Verbindungen rufen jedoch aufgrund ihrer Toxizität, ihrer Einflüsse auf das Klima bzw. auf die Luft- und Wasserqualität schädigende Umweltwirkungen hervor, welche kurz-, mittel- oder langfristig sichtbar werden.

Ein wesentlicher Schwerpunkt von Kapitel 2 ist auch die Charakteristik der bekannten N-Umsetzungsprozesse. Die wesentlichen Prozesse sind die Ammonifikation, die Nitrifikation, die Denitrifikation, die Fixierung von N_2 aus der Atmosphäre sowie die kurz-, mittel- und langfristige Immobilisierung von N in organische Substanz. Die Charakteristik erfolgt im Hinblick auf Reaktionswege, die beteiligten Mikroorganismen und die erforderlichen Milieubedingungen. Weitere prinzipiell mögliche N-Umsetzungsprozesse werden kurz charakterisiert.

In Kapitel 3 werden die durchgeführten Kompostierungsversuche und die dabei verwendeten Mess- und Analysemethoden beschrieben. Weiterhin werden die zur Auswertung herangezogenen Berechnungen dokumentiert und es werden die bei der Datenauswertung herangezogenen Kategoriebildungen, die Vorgehensweise zur Quantifizierung von analytisch und Probenahme bedingten Unsicherheiten sowie die verwendeten statistischen Methoden erläutert.

Die Versuche erfolgten in einer Technikumsanlage mit 100-L-Reaktoren, welche die in praxisüblichen Kompostierungsanlagen ablaufenden Prozesse gut simulieren konnte. Mit den 53 durchgeführten Versuchsreihen wurde das weite Spektrum der bei der Kompostierung möglichen Milieubedingungen umfassend repräsentiert. Als Substrate kamen verschiedene reale Abfälle sowie Modellabfälle zum Einsatz.

Zur Beschreibung des N-Haushaltes wurden alle wesentlichen N-Verbindungen im Substrat (N_{org} , NH_4^+/NH_3 , NO_2^- , NO_3^-), im Sickerwasser (N_{org} , NH_4^+/NH_3 , NO_2^- , NO_3^-) und in der Gasphase (NH_3 , N_2 , N_2O) zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung bestimmt. Zudem wurden die wesentlichen Milieubedingungen erfasst, welche für die Kompostierung sowie für die bekannten N-Umsetzungsprozesse von Bedeutung sind. Die Datenaufbereitung erfolgte in einer Weise, welche die Angabe der N-Gehalte in den Substraten und der N-Austräge ermöglicht. Weiterhin wird die Vorgehensweise zur Bilanzierung des N vorgestellt.

In Kapitel 4 werden die Untersuchungsergebnisse vorgestellt und diskutiert. Hierbei ist Kapitel 4.1. auf die Erstellung von N-Bilanzen fokussiert und Kapitel 4.2. auf die Quantifizierung der im Substrat enthaltenen N-Gehalte und der ausgetragenen N-Anteile. Die Bewertung der Ergebnisse erfolgte unter Berücksichtigung der Unsicherheiten, welche die Analytik sowie die Substratinhomogenität mit sich brachte.

Zunächst wird in Kapitel 4.1. das Auftreten und die Größenordnung der bilanzierbaren N-Verbindungen diskutiert und statistisch ausgewertet. Daraufhin wird erläutert, warum während der Kompostierung generiertes N_2 und N_2O keine Berücksichtigung in den N-Bilanzen findet. Es wird diskutiert, inwieweit die N-Bilanzen als vollständig erachtet werden können und es wird eine Methodik zur indirekten Quantifizierung der N_2 -Generierung erarbeitet. Im Anschluss werden die N-Bilanzserien hinsichtlich ihrer Gemeinsamkeiten und Unterschiede ausgewertet. Es wird ein Schema vorgestellt, das den Verlauf der N_{org} -Abnahme in einer N-Bilanzserie allgemeingültig charakterisiert. Hierbei wird auch auf die wesentlichen Einflussfaktoren, die den Verlauf bestimmten, eingegangen.

In Kapitel 4.2. werden die im Substrat enthaltenen und die ausgetragenen N-Verbindungen näher betrachtet. Die Entwicklung der Gehalte an organischem N (N_{org}), Ammonium- und Ammoniak-N (NH_4^+/NH_3 -N), Nitrat-N (NO_3^- -N) und Nitrit-N (NO_2^- -N) wurde zu allgemeingültigen Schemen zusammengefasst. Weiterhin werden Schemen und Modelle für die Austräge von Ammoniak-N (NH_3 -N) und Distickstoff (N_2) in die Abluft sowie die Auswaschung von organischen und anorganischen N-Verbindungen mit dem Sickerwasser vorgestellt. Die Dokumentation beinhaltet ebenfalls Angaben zu den wesentlichen Einflussfaktoren.

In Kapitel 5 werden exemplarisch einige Schlussfolgerungen gezogen, die sich aus den erzielten Ergebnissen ableiten lassen. Diese beziehen sich auf den methodischen Bereich. Weiterhin werden Thesen zum Ablauf der N-relevanten biologischen Grundprozessen bei der Kompostierung präsentiert. Zudem erfolgt eine zusammenfassende Übersicht zum N-Haushalt bei der Kompostierung und zur Bandbreite der genutzten Milieu- und Prozessparameter. Darauf aufbauend wird die Bedeutung des N-Haushaltes bei der Kompostierung im globalen Kontext betrachtet. Dies erfolgt anhand eines Szenarios bei dem die N-Kaskade von der Anwendung als Düngemittel bis zum Verbleib der festen und flüssigen Abprodukte betrachtet wird. Abschließend werden 3 Konzepte zur Erhöhung der N-Effizienz bei der Kompostierung vorgestellt. Diese beinhalten Vorschläge zur Konversion des N in düngewirksame Produkte bzw. in nicht-reaktive N-Verbindungen.

Es konnte gezeigt werden, dass ein Großteil der aus dem globalen N-Kreislauf bekannten Prozesse auch für die Kompostierung bedeutend ist. Die wesentlichen Transformationsprozesse waren die Ammonifikation organischer N-Verbindungen, die Nitrifikation, die Denitrifikation und die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Immobilisierung in organische Substanzen.

Im Substrat bildete N_{org} zu jedem Zeitpunkt der Kompostierung den größten N-Pool. $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ war ebenfalls kontinuierlich präsent, wobei die Anteile während des Prozesses stark variierten. $\text{NO}_3^- \text{-N}$ und insbesondere $\text{NO}_2^- \text{-N}$ trat selten auf und war oft nur in geringen Anteilen enthalten.

Die wesentlichen N-Austräge erfolgten über die Abluft in Form von NH_3 gefolgt von N_2 . Die NH_3 -Austräge waren in der thermophilen und in der Abkühlungsphase am intensivsten. Die maßgeblichen N_2 -Austräge traten in der Abkühlungsphase auf. N_2O -Austräge waren selten. Das emittierte N_2O war quantitativ für die N-Bilanzierung nicht relevant. N-Auswaschungen mit dem Sickerwasser waren nur unter sehr ungünstigen Kompostierungsbedingungen bilanzrelevant.

Die erstellten N-Bilanzen wurden mit Ausnahme des N_2 -Anteils als vollständig erachtet. Der durchschnittliche Unsicherheitsbereich einer N-Bilanz wurde mit Hilfe einer Unsicherheitsberechnung auf $\pm 20 \%$ des initialen N quantifiziert. Die möglichen Messabweichungen bei den ermittelten Messgrößen lagen in den analytischen, vor allem aber in den Probenahme bedingten Unsicherheiten begründet. In der Anfangsphase der Kompostierung konnte der Unsicherheitsbereich aufgrund von verstärkten Substratinhomogenitäten auch größer sein und bis zu 50 % des initialen N reichen.

In den N-Bilanzserien der einzelnen Versuchsreihen wurden verschiedene, durch den Verlauf des N_{org} -Anteils des Substrates gekennzeichnete Grundtypen erkannt. So konnte die N_{org} -Abnahme sofort oder mit Verzögerung einsetzen. Sie verlief im Anschluss mehr oder weniger intensiv mit einer nahezu linearen abnehmenden Tendenz. Sofern der Kompostierungsprozess nicht zu kurz war pegelte sich der N_{org} -Anteil abschließend auf einem bestimmten Niveau ein. In Ausnahmefällen (nach einer $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Zugabe) konnte teilweise auch eine N_{org} -Zunahme beobachtet werden. Die verschiedenen Grundtypen konnten in einem Modellschema zusammengefasst werden. Ein spezifischer Kompostierungsprozess repräsentierte häufig nur einen Teilabschnitt dieses Schemas.

Im Detail wird der Verlauf der N_{org} -Abnahme durch die Abfallart sowie die Prozessbedingungen bestimmt. Anfänglich verzögerte Abnahmen konnten auftreten,

wenn die pH-Werte unter 6 bzw. über 10 lagen. Die Phase mit der linearen N_{org} -Abnahme zeigte durchschnittliche Abbauraten zwischen -0,1 und -2,9 % des initialen N_{org} -Anteils pro Tag. Hohe Abbauraten wurden bei Abfällen mit einem ausgewogenen Verhältnis von leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen im initialen Abfall ermittelt. Geringe Raten traten zum einen bei hohen Anteilen an lignocellulosischen Bestandteilen auf, da diese das Abbauprodukt $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ verstärkt immobilisierten. Zum anderen ergaben sich geringe N_{org} -Abnahmen, wenn sehr hohe Anteile an leicht abbaubaren Bestandteilen vorhanden waren, da diese die abbaurelevanten Milieubedingungen negativ beeinträchtigten. PH-Werte zwischen 7 und 8 unterstützten die N_{org} -Abnahme besonders. Nachdem die Phase des intensiven Substratabbaus abgeschlossen war, änderten sich auch die N_{org} -Anteile nicht mehr wesentlich. Die kumulative N_{org} -Gesamtabnahme bis zum Ende der Kompostierung war ebenfalls wesentlich vom Verhältnis zwischen leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen abhängig. Sie lag durchschnittlich zwischen 0 und -64 % des initialen N_{org} -Anteils und stieg tendenziell mit dem Anteil an leicht abbaubaren Bestandteilen an.

Die Entwicklung der N_{org} -Gehalts im Substrat konnte ebenfalls in einem Modellschema zusammengefasst werden. Die Ammonifikation, die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Immobilisierung sowie der Abbau an Substratmasse waren die wesentlichen, den N_{org} -Gehalt bestimmenden Grundprozesse. Zu Beginn der Kompostierung wirkte sich insbesondere der Substratmasseabbau und am Ende die Ammonifikation und die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Immobilisierung auf die Entwicklung der N_{org} -Gehalte aus. Es wurden N_{org} -Gehalte bis zu 4 % der Trockenmasse detektiert. Der Häufigkeitsschwerpunkt während der Kompostierung lag zwischen 1 und 3 % der Substrattrockenmasse, die finalen N_{org} -Gehalte variierten zumeist zwischen 1 und 2 % der Substrattrockenmasse. Die Entwicklung der N_{org} -Gehalte wurde wesentlich vom initialen N_{org} -Gehalt sowie vom Verhältnis zwischen leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen im Substrat bestimmt.

Für die Entwicklung der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N-Gehalte wurde ein 4-Phasen-Modellschema erstellt, welches sich vor allem auf das simultane Ablaufen von 4 Prozessen begründete. Als wesentliche $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Anreicherungsprozesse standen die Ammonifikation und der Substratabbau bei der Kompostierung der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Reduzierung durch $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Immobilisierung und Austrag (direkt als NH_3 über die Abluft bzw. $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ über das Sickwasser, indirekt nach Transformation al N_2) gegenüber. Eine verzögerte $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Bildung trat nur bei Substraten mit ungeeigneten pH-Werten auf. Zumeist setzte sofort nach Kompostierungsbeginn eine $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Akkumulation im Substrat

ein. Der Häufigkeitsschwerpunkt der während der thermophilen bzw. der frühen Abkühlungsphase erreichten $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Maxima lag zwischen 0,2 und 0,9 % der Substrattrockenmasse. Die Maxima konnten jedoch auch bis 1,8 % der Substrattrockenmasse reichen. In den späteren Phasen der Kompostierung pegelten sich die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte auf Werte mit einem Häufigkeitsschwerpunkt zwischen 0,04 und 0,3 % der Substrattrockenmasse ein. Die Größenordnung der finalen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte war dabei substratabhängig. Als verantwortlicher Hauptprozess in dieser Phase wurde die Ammonifikation abgestorbener mikrobieller Biomasse angesehen. Die Größenordnung der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte wurde durch vielfältige Milieufaktoren beeinflusst, wobei dem N_{org} -Gehalt und dem Wassergehalt die wesentlichste Bedeutung beikam. Ein weiterer Einfluss war der Temperatur zuzuschreiben.

NO_3^- wurde frühestens ab der Abkühlungsphase bzw. ab Temperaturen $<45^\circ\text{C}$ detektiert. Die NO_3^- -N-Gehalte lagen zumeist unter 0,1 % der Substrattrockenmasse, konnten aber auch bis zu maximal 0,5 % der Trockenmasse reichen. Die Größenordnung der NO_3^- -N-Gehalte wurde durch Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse bestimmt. Im Substrat vorhandenes NO_3^- konnte unter fast allen Kompostierungsbedingungen über Denitrifikationsprozesse verbraucht werden, wobei die Abbaurate vor allem vom vorhandenen NO_3^- -Anteil abhing. In den meisten Fällen verlief die NO_3^- -Produktion durch Nitrifikationsprozesse simultan zum NO_3^- -Verbrauch durch Denitrifikation. Nur in einem, von der Temperatur, der O_2 -Konzentration in der Gasphase und dem N_{org} -Gehalt des Substrates bestimmten Bereich war die Nitrifikationsrate größer als die Denitrifikationsrate, sodass NO_3^- im Substrat akkumuliert wurde. Hohe NO_3^- -N-Akkumulationsraten bis zu 250 g N/ Mg Trockenmasse pro Tag wurden nur im Temperaturbereich zwischen 25 und 35 °C sowie bei O_2 -Konzentrationen über 19 Vol. % und N_{org} -Gehalten im Substrat über 2 % der Substrattrockenmasse festgestellt.

NO_2^- -N-Gehalte traten nur sehr selten und wenn, dann bis zu maximal 0,2 % der Substrattrockenmasse auf. Sie waren eine Folge unvollständiger Nitrifikationsprozesse.

Von den N-Austrägen waren quantitativ die NH_3 -Emissionen am bedeutendsten. Sie wurden maßgeblich durch die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Gehalte im Substrat bestimmt. Weitere wesentliche Einflussgrößen waren die Temperatur und der pH-Wert des Substrates. Die $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsrate konnte als Funktion dieser 3 Einflussgrößen mathematisch beschrieben werden. Geringere Einflüsse übten die Belüftungsrate sowie der Wassergehalt des Substrates aus. Relevante Austräge konnten ab Temperaturen von 30 °C und ab pH-Werten von 7,5 stattfinden. Oberhalb einer Belüftungsrate von 40 L Luft pro kg Substrattrockenmasse und Stunde hatte diese keinen direkten Einfluss auf

die NH_3 -Austräge. Maximale NH_3 -Austräge erfolgten jeweils in der thermophilen bzw. in der frühen Abkühlungsphase, wobei die Austragsrate bis etwa 1000 g N pro Mg Substrattrockenmasse pro Tag reichen konnte. In den späteren Phasen der Kompostierung waren ebenfalls noch NH_3 -Austräge nachweisbar. Sie waren jedoch sehr gering. Der Häufigkeitsschwerpunkt der NH_3 -N-Gesamtausträge während der Kompostierung lag in etwa zwischen 5 und 45 % des initialen N. Die maximalen NH_3 -N-Emissionen reichten bis etwa 70 % des initialen N.

N_2 -Austräge waren die Folge von Denitrifikationsprozessen. Sie konnten in fast allen Kompostierungsprozessen nachgewiesen werden. Sie waren jedoch häufig für eine Quantifizierung zu gering. In Kompostierungsprozessen mit höheren N_2 -Emissionen lagen diese meist in der Größenordnung von 2 bis 10 % des initialen N, konnten aber auch bis zu 20 % des initialen N reichen. Die größten N_2 -Verluste traten in der Abkühlungsphase auf.

Der Austrag von N mit dem Sickerwasser konnte als Funktion der im Substrat enthaltenen, löslichen N-Verbindungen und der Sickerwasserbildung beschrieben werden. Die wasserlöslichen N-Verbindungen bestanden im Durchschnitt zu etwa zwei Dritteln aus N_{org} und zu einem Drittel aus $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$. Im Detail variierte das Verhältnis zwischen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ und N_{org} dabei zwischen 0,1 und 0,6. Die NO_3^- und NO_2^- -Anteile im Sickerwasser waren vernachlässigbar. Wenn Sickerwasser gebildet wurde, lagen die N-Auswaschungen normalerweise unter 3 % des initialen N. In selten Fällen waren aber auch N-Auswaschungen zwischen 10 und 30 % $\text{N}_{\text{total-0}}$ möglich. Dies war bei sehr ungünstigen Kompostierungsbedingungen (zu feuchte und zu strukturarme Substrate) der Fall.

Die bislang üblichen Nachweismethoden für die verschiedenen N-Umsetzungsprozesse konnten nur eingeschränkt zur umfassenden Beschreibung des N-Haushaltes bei der Kompostierung eingesetzt werden. Mit Hilfe der N-Bilanzierung konnte jedoch ihre näherungsweise Quantifizierung erfolgen.

Da Ammonifikations- und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Immobilisierungsprozesse immer simultan ablaufen, konnte nur der Teil der Ammonifikation quantifiziert werden, der einen metabolischen $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Überschusses bewirkte. Dieser Anteil lag substrat- und prozessabhängig zwischen ca. 15 und 50 % des initialen N. Da $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ zu größeren Anteilen immobilisiert wird, liegt der real ammonifizierte N-Anteil jedoch höher. Der Anteil des durch Nitrifikation umgesetzten N konnte vollständig quantifiziert werden. Er belief sich in etwa auf 0 bis 15 % des initialen N. Für dessen Bestimmung wurde eine direkte sowie eine indirekte Methode eingesetzt. Die durch Denitrifikation

umgesetzten N-Anteile waren nur indirekt nachweisbar und lagen zwischen 0 und 10 % des initialen N. Der im Kompost verbleibende N_{org} -Pool belief sich auf etwa 40 bis 75 % des initialen N.

Die in der vorliegenden Arbeit enthaltenen Ergebnisse bilden eine umfassende und allgemeingültige Datengrundlage für weiterführende Betrachtungen zur Kompostierung und zum globalen N-Kreislauf. Sie können genutzt werden, um die Prozesssteuerung in Kompostierungsanlagen zu verbessern und die Herstellung maßgeschneiderter Komposte sowie die Minderung von N-Emissionen zu ermöglichen. Die Ergebnisse können ebenfalls herangezogen werden, um regional-spezifische Lösungen zur Behandlung von Abfällen zu entwickeln, welche die jeweilige Situation bezüglich des N-Bedarfes bzw. der N-Belastung der Region berücksichtigen. Weiterhin können sie bei der Erstellung von Szenarien zu lokalen, regionalen und globalen N-Kreisläufen einen wichtigen Beitrag leisten.

Literaturverzeichnis

- ABELING, U. (1994)
Stickstoffelimination aus Industrieabwässern. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfallwirtschaft, Bd. 86., UNIVERSITÄT HANNOVER (Hrsg.), Eigenverlag, Hannover
- ABELIOVICH, A; VONHAK, A. (1992)
Anaerobic metabolism of *Nitrosomonas europaea*. Arch. Microbiol. 158, S. 267-270
- ALEEM, M. I. H.; ALEXANDER, M. (1960)
Nutrition and physiology of *Nitrobacter agiles*. Appl. Microbiol. 8, S. 80-84
- ALEXANDER, M. (1977)
Introduction to soil microbiology, 2. Aufl., Wiley Verlag, New York, ISBN 978-0471021797
- AMBUS, P.; JENSEN, E.S. (1997)
Nitrogen mineralization and denitrification as influenced by crop residue particle size. Plant Soil 197, S. 261-270
- ANDERSON, H.A.; BICK, W.; HEPBURN, A.; STEWART, M. (1989)
Nitrogen in humic substances. In: Humic Substances II. MacCARTHY, M. H. B.; MALCOLM, P.; SWIFT, R.L.; HAYES, R.S. (Hrsg.), Wiley Verlag, Chichester, ISBN 978-0471922797, Kap. 8, S. 223-253
- ANDERSON, I.C.; POTH, M.; HOMSTEAD, J.; BURDIGE, D. (1993)
A comparison of NO and N₂O production by the autotrophic nitrifier *Nitrosomonas europaea* and the heterotrophic nitrifier *Alcaligenes faecalis*. Appl. Environ. Microbiol. 59 (11), S. 3525-3533
- AUMAN, A.J.; SPEAKE, C.C.; LIDSTROM, M.E. (2001)
NifH sequences and nitrogen fixation in type I and type II methanotrophs. Appl. Environ. Microbiol. 67 (9), S. 4009-4016
- BACH, P.D.; SHODA, M.; KUBOTA, H. (1984)
Rate of composting of dewatered sewage sludge in continuously mixed isothermal reactor. J. Ferm. Technol. 62 (3), S. 285-292
- BADDI, G.A.; HAFIDI, M.; CEGARRA, J.; ALBURQUERQUE, J.A.; GONZALVEZ, J.; GILARD, V.; REVEL, J.C. (2004)
Characterization of fulvic acids by elemental and spectroscopic (FTIR and ¹³C-NMR) analyses during composting of olive mill wastes plus straw. Bioresour. Technol. 93, S. 285-290
- BAHADIR, M.; PARLAR, H.; SPITELLER, M. (1995)
Springer Umwelt Lexikon. Springer-Verlag; Berlin, ISBN 978-3540540038
- BANNICK, G.C.; ZIECHMANN, W. (1991)
Huminstoffbildung während der Kompostierung. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 154, S. 233-236
- BECK, T. (1979)
Die Nitrifikation in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 142, S. 344-364
- BECK-FRIIS, B.; SMÅRS, S.; JÖNSSON, H.; EKLIND, Y.; KIRCHMANN, H. (2003):
Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. Compost Sci. Util. 11 (1), S. 41-50

- BECK-FRIIS, B.; SMÅRS, S.; JÖNSSON, H.; KIRCHMANN, H. (2001)
Gaseous emissions of carbon dioxide, ammonia and nitrous oxide from organic household waste in a compost reactor under different temperature regimes. J. Agric. Eng. Res. 78 (4), S. 423-430
- BERNET, I.; DANGCONG, P.; DELGENES, J.P.; MOLETTA, R. (2001)
Nitrification at low oxygen concentration in biofilm reactor. J. Environ. Eng. (March), S. 266-271
- BEN AYED, L.; HASSEN, A.; JEDIDI, N.; SAIDI, N.; BOUZAIANE, O.; MURANO, F. (2007)
Microbial C and N dynamics during composting process of urban solid waste. Waste Manag Res. 25 (1), S. 24-9
- BGK (1994)
Methodenbuch zur Analyse von Kompost. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg.), Eigenverlag, Köln, ISBN 3 928179 34 9
- BGK (2006)
Gütesicherte Produkte und Gütesicherungen der BGK. In: Webpage der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg.), Köln: <http://www.bgkev.de/produkte/index.htm>
- BGK (2006a)
Methodenbuch zur Analyse organischer Düngemittel, Bodenverbesserungsmittel und Substrate. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg.), Eigenverlag, Köln, ISBN 3-939790-00-1
- BHOYAR, R. V.; OLANIYA, M. S.; BHIDE, A.D. (1979)
Effect of temperature on mineralisation of nitrogen during aerobic composting. India J. Environ. Hlth. 21 (1), S. 23-24
- BIDLINGMAIER, W. (1980)
Faktoren zur Steuerung der gemeinsamen Kompostierung von Abwasserschläm mit organischen Strukturmitteln. In: Stuttgarter Berichte zur Abfallwirtschaft, Bd. 12., Erich-Schmidt Verlag, Bielefeld
- BIDLINGMAIER, W. (1985)
Biologische Grundlagen der Kompostierung. In: Kompostierung von Abfällen. Bd. 2, THOMÉ-KOZMIENSKY, K.J. (Hrsg.), EF Verlag, Berlin, ISBN 3 924511 07 1: S. 7-23
- BIDLINGMAIER, W. (2000)
Biologische Abfallverwertung. Eugen Ulmer GmbH Co., Stuttgart, ISBN 3 8001 3208 7
- BIOABFV (1998)
Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden – Bioabfallverordnung. BGBl. I 1998, S. 2955, Gl.-Nr. 2129-27-11
- BISHOP, L.P.; GODFREY, C. (1983)
Nitrogen transformations during sludge composting. BioCycle 7/8, S. 34-39
- BODELIER, P.L.E.; LIBOCHANT, J.A.; BLOM, C.W.P.M.; LAANBROEK, H.J. (1996)
Dynamics of nitrification and denitrification in root-oxygenated sediments and adaptation of ammonia-oxidizing bacteria to low-oxygen or anoxic habitats. Appl. Environ. Microbiol. 62 (11), S. 4100-4107
- BONIN, P.; GILEWICZ, M.; BERTRAND, J.C. (1989)
Effect of oxygen on each step of denitrification on *Pseudomonas nautica* strain 617. Can. J. Microbiol. 35, S. 1061-1064

- BONIN, P. (1996)
Anaerobic nitrate reduction to ammonium in two strains isolated from coastal marine sediment: A dissimilatory pathway. FEMS Microbiol. Ecol. 19, S. 27-38
- BOTHE, H.; JOST, G.; SCHLOTER, M.; WARD, B.B.; WITZEL, K. (2000)
Molecular analysis of ammonia oxidation and denitrification in natural environments. FEMS Microbiol. Rev. 23, S. 673-690
- BOWMAN, L.; DURHAM, E. (2002)
A biosolids composting challenge: Meeting demand for a peat -free horticultural-grade product. J. CIWEM 16 (May), S. 105-110
- BREUER, L.; KIESE, R.; BUTTERBACH-BAHL, K. (2002)
Temperature and moisture effects on nitrification rates in tropical rain-forest soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 66, S. 834-844
- BRIERLEY, E.D.R.; WOOD, M. (2001)
Heterotrophic nitrification in an acid forest soil: Isolation and characterization of a nitrifying bacterium. Soil Biol. Biochem. 33, S. 1403-1409
- BRITANNICA (2002)
Encyclopaedia Britannica - Standard Edition CD-ROM. Encyclopaedia Britannica Inc., UK
- BRONS, H.J.; ZEHNDER, A.J.B. (1991)
Aerobic nitrate and nitrite reduction in continuous cultures of *Escherichia coli* E4. Arch. Microbiol. 153, S. 531-536
- BUCHHEISTER, F. (2002)
Biologische Stickstoffeliminierung mittels Permeaten aus der Metallverarbeitung. Karlsruher Berichte zur Ingenieurbiologie, Bd. 39, WINTER, J. (Hrsg.), Institut für Ingenieurbiologie und Biotechnologie des Abwassers, Universität Karlsruhe, Eigenverlag: S. 18-24
- BURDON, J. (2001)
Are the traditional concepts of the structures of humic substances realistic? Soil Science 166 (11), S. 752-769
- BURESH, R.J.; MORAGHAN, J.T. (1976)
Chemical reduction of nitrate by ferrous iron. J. Environ. Qual. 5, S. 320-324
- BURT, T.P.; HEATHWAITE, A.L.; TRUDGILL, S.T. (1993)
Nitrate: Processes, patterns and management. Wiley Verlag, New York, ISBN 978-0471934769
- CAMPOS, J.L., GARRIDO-FERNANDEZ, J.M.; MENDEZ, R.; LEMA, J.M. (1999)
Nitrification at high ammonia loading rates in an activated sludge unit. Bioresour. Technol. 68, S. 141-148
- CARTON, O.T.; JARVIS, S.C. (2001)
Nitrogen and phosphorus cycles in agriculture. In: Nutrient management legislation in European countries. DE CLERCQ, P.; GERTSIS, A.C.; HOFMAN, G.; JARVIS, S.C.; NEETESON, J.J., SINABELL, F. (Hrsg.), Wageningen Pers, ISBN 90 806537 2 1: Kap. 2, S. 3-13
- CASELLA, S.; RUTILI, A. (1990)
Denitrifying population dynamic and evolution of nitrogen gas during a composting process. FEMS Microbiol. Lett. 68, S. 53-60
- CASTIGNETTI, D.; HOLLOCHER, T.C. (1984)
Heterotrophic nitrification among denitrifiers. Appl. Environ. Microbiol. 47 (4), S. 620-623

- CHRONI, C.; KYRIACOU, A.; OIKONOMOU, I.; GEORGAKI, I.; MANIOS, T.; KOTSOU, M.; LASARIDI, K. (2006)
Microbial community succession during composting of biowaste as evaluated by plating techniques and denaturation gradient gel electrophoresis analysis. In: Orbit-2006 – Biological waste management, from local to global. Bd. 1, KRAFT, E.; BIDLINGMAIER, W.; De BERTOLDI, M.; DIAZ, L.F., BARTH, J. (Hrsg.), Verlag Orbit e.V., Weimar, ISBN 3-935974-09-4, S. 279-288
- COLE, J. A. (1978)
The rapid accumulation of large quantities of ammonia during nitrite reduction by *Escherichia coli*. FEMS Microbiol. Lett. 4, S. 327-329
- COLE, J.A.; BROWN, C.M. (1980)
Nitrate reduction to ammonia by fermentative bacteria: A short circuit in the biological nitrogen cycle. FEMS Microbiology Lett. 7, S. 65-72
- CONRAD, J. (1992)
Umweltprobleme der Landwirtschaft. Deutscher Universitätsverlag, Wiesbaden, ISBN 3 8244 4113 6
- CORTEZ, J.; SCHNITZER, M. (1979)
Nucleic acid bases in soil and their association with organic and inorganic soil components. Can. J. Soil Sci. 59, S. 277-286
- COWLING, E.; GALLOWAY, J.; FURNESS, C.; ERISMAN, J.W. (2002)
Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Report from the Second International Nitrogen Conference, 10/2001, Maryland, USA. <http://n2001.esa.org>
- CZEPIEL, P.; DOUGLAS, E.; HARRISS, R.; CRILL, P. (1996)
Measurements of N₂O from composted organic wastes. Environ. Sci. Technol. 30 (8), S. 2519-2525
- DASGUPTA, P.K.; DONG, S. (1986)
Solubility of ammonia in liquid water and generation of trace levels of standard gaseous ammonia. Atmos. Environ. 29, S. 565-570
- De BERTOLDI, M.; RUTILI, A.; CITTERIO, B.; CIVILINI, M. (1988)
Composting management: A new process control through O₂ feedback. Waste Manag. Res. 6 (6), S. 239-259
- De BERTOLDI, M.; VALLINI, G.; PERA, A. (1983):
The biology of composting - A review. Waste Manag. Resour. 1, S. 157-176
- DELLWEG, H. (1987)
Biotechnologie. Grundlagen und Verfahren. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, ISBN 3 527 26533 3
- DIAZ-RAVINA M.; ACEA, M.J.; CARBALLAS, T. (1989)
Microbiological characterization of four composted urban refuses. Biol. Wastes 30, S. 89-100
- DIN 32645
Chemische Analytik; Nachweis-, Erfassungs- und Bestimmungsgrenze; Ermittlung unter Wiederholbedingungen; Begriffe, Verfahren, Auswertung. Ausgabe: 2006-09, Beuth Verlag, Berlin

DIN 38409-H1

Bestimmung des Gesamttrockenrückstandes, des Filtrattrockenrückstandes und des Glührückstandes. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen. Ausgabe: 1987-01, Beuth Verlag, Berlin

DIN 38409-H28

Bestimmung von gebundenem Stickstoff; Verfahren nach Reduktion mit Devardscher Legierung und katalytischem Aufschluss. Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung; Summarische Wirkungs- und Stoffkenngrößen. Ausgabe: 1992-04; Beuth Verlag, Berlin

DIN EN ISO 10304-2

Wasserbeschaffenheit - Bestimmung der gelösten Anionen mittels Ionenchromatographie - Teil 2: Bestimmung von Bromid, Chlorid, Nitrat, Nitrit, Orthophosphat und Sulfat in Abwasser. Ausgabe: 1996-11, Beuth Verlag, Berlin

DIN 1319-1

Grundlagen der Messtechnik- Teil 1: Grundbegriffe. Ausgabe: 1995-01, Beuth Verlag, Berlin

DOERFFEL, K. (1987)

Statistik in der analytischen Chemie. Wiley-VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, ISBN 978-3527266227

DOMBROWSKI, T. (1991)

Kinetik der Nitrifikation und Reaktionstechnik der Stickstoffeliminierung aus hochbelasteten Abwässern. VDI Verlag, Düsseldorf

DOMINGUEZ, B.; LOBO, A.; MORENO-VENTAS, X.; TEJERO, I. (2005)

Heterotrophic and anammox nitrogen removal in leachate treatment plants: Modelling the coexistence of processes. In: Proc. 10. Int. Waste Manag. Landfill Symp. – Sardinia 2005, COSSU, R.; STEGMANN, R. (Hrsg.), EuroWaste Srl, Padova

DONG, X.; TOLLNER, E.W. (2003)

Evaluation of anammox and denitrification during anaerobic digestion of poultry manure. Bioresour. Technol. 86, S. 139-145

DOXTADER, K.G. (1965)

Nitrification by heterotrophic microorganisms. Dissertation. Cornell University Ithaca, New York

DRUILHE, C.; De GUARDIA, A.; ROGEAU, D.; Le MOUËL, N. (2002)

Dynamics of carbon and nitrogen in wastewater sludge composting. In: Proc. Int. Symp. Composting Compost Util., Columbus, 06-08.05.2002, MICHEL, F.C.; RYNK, R.F.; HOITINK, H.A.J. (Hrsg.); The JG Press Inc., Emmaus, Ohio, USA

DSW (2007)

DSW-Datenreport der Deutschen Stiftung Weltbevölkerung vom September 2007. <http://www.dsw-online.de/info-service/region.php?landID=1>

DUA, R.D.; BHANDARI, B.; NICHOLAS, D.J.D. (1979)

Stable isotope studies on the oxidation of ammonia to hydroxylamine by *Nitrosomonas europaea*. FEBS Lett. 106, S. 401-404

- ECN (2007)
Germany – Introduction and organic waste situation. European Compost Network (Hrsg.), <http://www.compostnetwork.info/index.php?id=37>
- EGLI, K.; FANGER, U.; ALVAREZ, P.J.J.; SIEGRIST, H.; VAN DER MEER, J.R.; ZEHNDER, A.J.B. (2001)
Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium-rich leachate. Arch. Microbiol. 175, S. 198-207
- EKLIND, Y.; BECK-FRIIS, B.; BENGTSSON, S.; EJLERTSSON, J.; KIRCHMANN, H.; MATHISEN, B.; NORDKVIST, E.; SONESSON, U.; SVENSSON, B.H.; TORSTENSSON, L. (1997)
Chemical characterization of source-separated organic household waste. Swedish J. Agric. Res. 27, S. 167-178
- ELSNER, M.P.; DITTRICH, C.; AGAR, D.W. (2002)
Adsorptive reactors for enhancing equilibrium gas-phase reaction - Two case studies. Chem. Eng. Sci. 57, S. 1607-1619
- ELWELL, D.L.; KEENER, H.M.; HOITINK, H.A.J.; HANSEN, R.C.; HOFF, J. (1994)
Pilot and full scale evaluations of leaves as an amendment in sewage sludge composting. Compost Sci. Util. 2 (2), S. 55-74
- ENCARTA (2003)
Microsoft® Encarta® Enzyklopädie Professional 2003. © 1993-2002 Microsoft Corporation
- ESCHBACH, M.; MÖBITZ, H.; ROMPF, A.; JAHN, D. (2003)
Members of the genus *Arthrobacter* grow anaerobically using nitrate ammonification and fermentative processes: Anaerobic adaptation of aerobic bacteria abundant in soil. FEMS Microbiol. Lett. 223, S. 227-230
- EXCEL (2000)
Microsoft-Programm Excel 2000. Microsoft Cooperation, www.microsoft.com
- FABRY, H.; LEIBOLD, R.; RÜSSELER, M. (1990)
Emissionen von Ammoniak: Quellen - Verbleib - Wirkungen - Schutzmaßnahmen. Arbeitsmaterialien des Bundesamtes für Ernährung und Forstwirtschaft Frankfurt/Main. BUNDESAMT FÜR ERNÄHRUNG und FORSTWIRTSCHAFT (Hrsg.), Frankfurt/Main, Eigenverlag
- FALBE, J.; REGITZ, M. (1995)
CD-Römpp Chemie Lexikon. 9. Aufl. des Römpp Chemie-Lexikons auf CD-ROM, Version 1.0, Georg-Thieme-Verlag, Stuttgart, New York, ISBN 978-3131076700
- FAO, 2007
Production of cereals and share in the world; production of meat and share in the world. In: FAOstat-production, <http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>
- FARKASADI, G. (1961)
Die Nitrifikation bei der Kompostierung von Müll-Faulschlamm-Gemischen. In: Gemeinsamer Bericht - Forschungsauftrag A 204 und A 203, Justus Liebig Universität, Gießen, Eigenverlag: S. 103-116
- FENGEL, D., WEGENER, G. (1983)
Wood - Chemistry, ultrastructure, reactions. Walter de Gruyter & Co., Berlin, ISBN 3 11 008481 3

- FENN, L.B.; TAYLOR, R.M.; MATOCHA, J.E. (1981)
Ammonia losses from surface – applied nitrogen fertilizer as controlled by soluble calcium and magnesium. General Theory. Soil Sci. Soc. Am. J., S. 1128-1131
- FERTIG, J. (1981)
Untersuchungen von Wechselwirkungen zwischen Belüftung, Wärmebildung, Sauerstoffverbrauch, Kohlendioxidbildung und Abbau der organischen Substanz bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen. Dissertation. Fachbereich für Angewandte Biologie und Umweltsicherung, Justus-Liebig-Universität, Gießen, Eigenverlag
- FINCK, A. (1991)
Dünger und Düngung. 2. Aufl., VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim, ISBN 0 12 521490 1
- FINSTEIN, M.; MORRIS, M. (1975)
Microbiology of municipal solid waste composting. Adv. Appl. Microbiol. 19, S. 113-149
- FINSTEIN, M.; MILLER, F.; STROM, P.F. (1986)
Waste treatment composting as a controlled system. Biotechnol. 8, S. 396-443
- FLEMMING, H.C.; FAULSTICH, M. (1995)
Was geschieht bei der biologischen Abfallbehandlung. In: Praxis der biologischen Abfallbehandlung - 18. Mülltechnische Seminar. Berichte aus der Wassergüte- und Abfallwirtschaft, Bd. 121, FAULSTICH, R.E.; KOLB, M.; NETTER, F.R. (Hrsg.), Technische Universität München, ISSN 0942-914X: S. 5-48
- FÖRSTNER, U. (1990)
Umweltschutztechnik – Eine Einführung. Springer-Verlag, Berlin, ISBN 3 540 58536 2
- FRICKE, K.; VOGTMANN, H.; KEHRES, B.; TURK, T. (1989)
Bioabfall-Kompostierung: Kompostierung biogener Abfallstoffe aus der getrennten Sammlung organischer Haushalts- und Gartenabfälle im Modell Witzenhausen. DER HESSISCHE MINISTER FÜR UMWELT und REAKTORSICHERHEIT; REFERAT ÖFFENTLICHKEITSARBEIT (Hrsg.), Vogt GmbH, Hessisch-Lichtenau
- FRICKE, K.; GOEDECKE, H.; EINZMANN, U. (2004)
Die Getrennsammlung und Verwertung von Bioabfällen – Bestandsaufnahme 2003. In: Die Zukunft der Getrennsammlung von Bioabfällen. Schriftenreihe des ANS, 44, Orbitverlag, Weimar, S.11-64
- FRIEBOLIN, H. (1992)
Ein- und zweidimensionale NMR-Spektroskopie – Eine Einführung. VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, ISBN 3 527 28507 5
- FUX, C.; EGLI, K.; VAN DER MEER, J. R.; SIEGRIST, H. (2003)
Das Anammox-Verfahren zur Stickstoffentfernung in Kläranlagen. EAWAG News 56d, S. 20-21
- FURUKAWA, K.; LIEU P.K.; HATOZAKI, R.; HOMAN, H.; FUJI, T. (2005)
Single-stage nitrogen removal using anammox and partial nitrification (SNAP) process and its application to treatment of synthetic landfill leachate. In: Proc. 10. Int. Waste Manag. Landfill Symp. – Sardinia 2005, COSSU, R.; STEGMANN, R. (Hrsg.), EuroWaste Srl, Padova
- GALLI, E.; PASETTI, L.; FIORELLI, F.; TOMATI, U. (1997)
Olive-mill wastewater composting: Microbiological aspects. Waste Manag. Res. 15, S. 323-330
- GANGULY, S.; CHATTERJEE, J.; JANA, B.B. (1999)
Biogeochemical cycling bacterial activity in response to lime and fertilizer applications in pond systems. Aquacult. Int. 7 (6) S. 413-432

- GEBEL, J. (1991)
Möglichkeiten einer umweltgerechten und wirtschaftlichen Aufbereitung von Gülle. Müll Abfall 8, S. 518-528
- GLATHE, H.; FARKASADI, G. (1966)
Bedeutung verschiedener Faktoren für die Kompostierung. In: Handbuch Müll- und Abfallbeseitigung.. Kumpf, Maas, Straub (Hrsg.), Schmidt Verlag, Berlin: KZ 5040
- GOLUEKE, C.G. (1977)
Biological reclamation of solid waste. Rodale Press, Emmaus, Pennsylvania, ISBN 978 08 7857 158 1
- GOLUEKE, C.G. (1989)
Putting principles into successful practice. In: The Biocycle guide to yard waste composting. JG Press, Emmaus, Pennsylvania, ISBN 978 09 3242 410 5: S. 106-110
- GONZALEZ-PRIETO, S.J.; CARBALLAS, M.; VILLAR, M.C.; BELOSO, M.C.; CABANEIRO, A.; CARBALLAS, T. (1993)
Carbon- and nitrogen-containing compounds in composted urban refuses. Bioresour. Technol. 45, S. 115-121
- GONZALEZ-PRIETO, S.J.; DOMENACH, A.M.; BEAUPIED, H.; MOIROUD, A.; JOCTEUR-MONROZIER, L. (1995)
Composition of organic N and ¹⁵N-labelling uniformity in alder leaves. Soil Biol. Biochem. 27 (7), S. 925-929
- GOODMAN, B.A.; CHESHIRE, M.V. (1973)
Electron paramagnetic resonance evidence that copper is complexed in humic acid by the nitrogen of porphyrin groups. Nature 244, S. 158-159
- GOTTSCHALL, R. (1990)
Kompostierung - Optimale Aufbereitung und Verwendung organischer Materialien im ökologischen Landbau. Alternative Konzepte, Bd. 45, STIFTUNG ÖKOLOGISCHER LANDBAU (Hrsg.), 4. Aufl., Verlag C. F. Müller, Karlsruhe
- GRABBE, K. (1988)
Der Kompostierungsprozess in Abhängigkeit von biochemischen und mikrobiellen Einflußgrößen. In: Herstellung und Vermarktung von Kompost nach Gütekriterien, HAUS DER TECHNIK (Hrsg.), Essen, Eigenverlag
- GREBUS, M.E.; WATSON, M.E.; HOITINK, H.A.J (1994)
Biological, chemical and physical properties of composted yard trimmings as indicators of maturity and plant disease suppression. Compost Sci. Util. 2 (1), S. 57-71
- HACKL, M.; BACHMANN, G.; PFEFFER, M.; DONAT, C.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. (2000)
Beziehungen zwischen bodenchemischen und bodenbiologischen Parametern in Naturwäldern. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft (59), S. 97-99
- HAGER, I. (2006)
Statistik für die Pflegewissenschaft. Vorlesungsunterlagen VO 7 des Institutes für Pflegewissenschaft, Universität Wien, Österreich, Eigenverlag
- HAHNE, J.; SCHUCHARDT, F.; FINK, A (1996)
Aerob-thermophile Güllebehandlung zur N-Elimination und Entseuchung, Korrespondenz Abwasser 43 (7), S. 1256-1263

- HAIDER, K. (1992)
Problems related to the humification processes in soils of temperate climates. In: Soil Biochemistry, Bd. 7. STOTZKY, G.; BOLLAG, J.M. (Hrsg.), Marcel Dekker, INC, New York, ISBN 0 8247 8575 4: Kap. 2, S. 55-94
- HALES, J.M.; DREWES, D.R. (1979)
Solubility of ammonia in water at low concentrations. Atmos. Environ. 13, S. 1133-1147
- HAMELERS, H.V.M. (1993)
A theoretical model of compost kinetics. In: Science and Engineering of Compost. HOITINK, H., KEENER, H. (Hrsg.), Ohio State UP, Ohio, ISBN 978 09 3664 515 5: S. 37-58
- HANAKI, K.; WANTAWIN, C.; OHGAKI, S. (1990)
Effects of activity of heterotrophs on nitrification in a suspended-growth reactor. Wat. Res. 24 (3), S. 289-296
- HAUG, R.T. (1993)
The practical handbook of compost engineering. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, ISBN 978 08 7371 373 3
- HE, Y.; INAMORI, Y.; MIZUOCHI, M.; KONG, H.; IWAMI, N.; SUN, T. (2001)
Nitrous oxide emissions from aerated composting of organic waste. Environ. Sci. Technol. 11 (35), S. 2347-2351
- HELLMANN, B.; ZELLES, L.; PALOJÄRVI, A.; BAI, Q. (1997)
Emission of climate-relevant trace gases and succession of microbial communities during open windrow composting. Appl. Environ. Microbiol. 63 (3), S. 1011-1018
- HIRAYAMA, H.; TAKAI, K.; INAGAKI, F.; YAMATO, Y.; SUZUKI, M.; NEALSON, K.H.; HORIKOSHI, K. (2005)
Bacterial community shift along a subsurface geothermal water stream in a Japanese gold mine. In: Extremophiles - Life under extreme conditions. HORIKOSHI, K. (Hrsg.), Springer-Verlag, Tokio, ISSN 1433-4909
- HOOPER, A.B. (1984)
Ammonium oxidation and energy transduction in the nitrifying bacteria. In: Microbial Chemotrophy. STROHL, W.R.; TUOVINEN, D.H. (Hrsg.), Ohio State UP, Ohio, ISBN 0 8142 0342 6: S. 133-167
- HWANG, S.; HANAKI, K. (2000)
Effects of oxygen concentration and moisture content of refuse on nitrification, denitrification and nitrous oxide production. Bioresour. Technol. 71, S. 159-165
- INBAR, Y.; HADAR, Y.; CHEN, Y. (1992)
Characterization of humic substances formed during the composting of solid wastes from wineries. Sci. Environ. 113, S. 35-48
- INGWERSEN, A.; BUTTERBACH-BAHL, K.; GASCHÉ, R.; RICHTER, O.; PAPEN, H. (1999)
Barometric process separation: New method for quantifying nitrification, denitrification, and nitrous oxide sources in soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 63, S. 117-128
- JARVIS, S.C. (1996)
Future trends in nitrogen research. Plant Soil 181, S. 47-56
- JENTZSCH, J.; KNORR, B.; KOHBLANCK, G.; SCHUBERT, H. (1984)
Technik - Kleine Enzyklopädie. VEB Bibliografisches Institut Leipzig, ISBN 978-3871448010

- JEONG, Y.K.; KIM, J.S. (2001)
A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting processes. *Bioresour. Technol.* 79, S. 129-133
- JETTEN, M.S.M.; STROUS, M.; Van de PAS-SCHOONEN, K.T.; SCHALK, J.; Van DONGEN, L.; Van de GRAAF, A.A.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; Van LOOSDRECHT, M.C.M.; KUENEN, J.G. (1999)
The anaerobic oxidation of ammonium. *FEMS Microbiol. Rev.* 22, S. 421-437
- JETTEN, M.S.M.; WAGNER, M.; FUERST, J.; Van LOOSDRECHT, M.C.M.; KUENEN, J.G.; STROUS, M. (2001)
Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (anammox) process. *Curr. Opin. Biotechnol.* 12, S. 283-288
- JETTEN, M.S.M.; SCHMID, M.; SCHMIDT, I.; WUBBEN, M.; Van DONGEN, U.; ABMA, W.; SLIEKERS, O.; REVSBECH, N.P.; BEAUMONT, H.J.E.; OTTOSEN, L.; VOLCKE, E.; LAANBROEK, H.J.; CAMPOS- GOMEZ, J.L.; COLE, J.; Van LOOSDRECHT, M.; MULDER, J.W.; FUERST, J.; RICHARDSON, D.; Van de PAS, K.; MENDEZ- PAMPIN, R.; THIRD, K.; CIRPUS, I.; Van SPANNING, R.; BOLLMANN, A.; NIELSEN, L.P.; Op den CAMP, H.; SCHULTZ, C.; GUNDERSEN, J., Van ROLLEGHEM, P.; STROUS, M.; WAGNER, M.; KUENEN, J.G. (2002)
Improved nitrogen removal by application of the new nitrogen-cycle bacteria. *Env. Sci. Biotechnol.* 1, S. 51-63
- JONES, R.D.; MORITA, R.Y. (1985)
Low-temperature growth and whole-cell kinetics of a marine ammonium oxidizer. *Marine Ecol. Prog. Ser.* 21, S. 239-243
- JÖRGENSEN, U.E.R.G. (2001)
Nitrogenase-Nachweis (Acetylen-Reduktion) und Wasserstoff-Freisetzung durch Leguminosenknöllchen. In: *Landwirtschaftlich-mikrobiologisches Praktikum für Studierende. LABOR FÜR RADIOISOTOPE, INSTITUT FÜR FORSTBOTANIK DER GEORG-AUGUST UNIVERSITÄT GÖTTINGEN (Hrsg.), Göttingen, Eigenverlag*
- JOUSSET, S.; TABACHOW, R.M.; PEIRCE, J.J. (2001)
Soil nitric oxide emissions from nitrification and denitrification. *J. Environ. Eng.* 127 (4), S. 322-325
- KANE, B.E.; MULLIS, J.T. (1973)
Thermophilic Fungi in a municipal waste compost system. *Mycologia* 65, S. 1087-1100
- KEENEY, D.R.; FILLERY, I.R.; MARX, G.P. (1979)
Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, S. 1124-1128
- KELLER, R.; NUSSBAUMER, T. (1993)
Bestimmung des Stickstoffgehaltes von Holz und Holzwerkstoffen mittels Oxidation und Chemilumineszenz-Detektion von Stickstoffmonoxid. *Holz Rohwerk* 51, S. 21-26
- KHAN, S.U.; SOWDEN, F.J. (1971)
Distribution of nitrogen in fulvic acid fraction extracted from the black solonchik and black chernozemic soils of Alberta. *Canadian J. Soil Sci.* 52 (February), S. 116-118
- KIEFER, C. (1992)
Charakterisierung der biologischen Stickstoffumsätze in der ungesättigten Bodenzone anhand der Bildung von Distickstoffoxiden. Dissertation. Kernforschungszentrum Karlsruhe, ISSN 0303-4003

- KILLHAM K. (1986)
Heterotrophic nitrification. In: Nitrification. PROSSER, J.I. (Hrsg.), IRL Press, Oxford, ISBN 978 18 5221 013 7: Kap. 7, S. 117-126
- KLEBER, H. P.; SCHLEE, D. (1987)
Biochemie. Bd. 1: Allgemeine und funktionelle Biochemie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, ISBN 3 437 20367 3
- KLEMEDTSSON, L.; SVENSSON, B.H.; LINDBERG, T.; ROSSWALL, T. (1977)
The use of acetylene inhibition of nitrous oxide. Swed. J. Agric. Res. 7, S. 179-185
- KNICKER, H. (1993)
Quantitative ¹⁵N- und ¹³C-CPMPAS-Festkörper- und ¹⁵N-Flüssigkeits-NMR-Spektroskopie an Pflanzenkomposten und natürlichen Böden. Dissertation. Universität Regensburg, Eigenverlag
- KNOWLES, R. (1982)
Denitrification. Microbiol. Rev. 46 (1) S. 43-70
- KNUTH, D. T. (1970)
Nitrogen-cycle ecology of solid waste composting. Compost Sci. (Jul-Aug), S. 8-12
- KÖRNER, I.; RITZKOWSKI, M.; STEGMANN, R. (1999)
Nährstofffreisetzung bei der Kompostierung und der Vergärung. In: Neue Techniken zur Kompostierung – Verwertung auf landwirtschaftlichen Flächen. UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.), Eigenverlag, Berlin
- KÖRNER, I.; VISVANATHAN, C. (2006)
Biological Treatment. In: Solid Waste Management in Asia - TETRAWAMA-e-book. KÖRNER, I.; STEGMANN, R.; VISVANATHAN, C.; TRÄNKLER, J.; COSSU, R.; HASSAN, M.N. (Hrsg.), Technische Universität Hamburg-Harburg, Hamburg, Eigenverlag; <http://www.tu-harburg.de/aws/asia-link/module.html>; Kap. 5, S. 84-107
- KÖRNER, I.; SAVORIT-SANCHEZ, I.; AGUILERA-CORREALES, Y. (2007)
Proposal for the integration of decentralized composting of the organic fraction of municipal solid waste into the waste management system of Cuba. Waste Management 28 (1)
- KOWALCHUK, G.A.; NAOUMENKO, Z.S.; DERIKX, P.J.L.; FWLSKE, A.; STEPHEN, J. R.; ARKHIPCHENKO, I.A. (1998)
Molecular analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the β subdivision of the class proteobacteria in compost and composted materials. Appl. Environ. Microbiol. 65 (2), S. 396-403
- KRÄMER, R.; SPRENGER, G. (1993)
Metabolism. In: Biotechnology - Biological Fundamentals. Bd. 1, REHM, H.J.; REED, G. (Hrsg.), VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, Kap. 2: S. 47-109
- KROGMANN, U. (1994)
Kompostierung - Grundlagen zur Einsammlung und Behandlung von Bioabfällen unterschiedlicher Zusammensetzung. Hamburger Berichte, Bd. 7. STEGMANN, R. (Hrsg.), Economia Verlag, Bonn, ISBN 3 87081 004 1
- KROGMANN, U., KÖRNER, I. (2000)
Technology and strategies of composting. In: Biotechnology - Environmental Processes III, Bd. 11c. REHM, H.J.; REED, G.; PÜHLER, A.; STADLER, P. (Hrsg.), Wiley-VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, ISBN 3 527 28336 6: Kap. 4., S. 127-150
- KUBOCZ, T.; GRÜNEKLEE, C.E. (1995)
Mikrobiologische Sukzession in einem technischen Kompostierungsverfahren. WLB - Wasser, Luft Boden 6, S. 68-71

- KUBOTA, H.; NAKASAKI, K. (1991)
Accelerated thermophilic composting of garbage. *Biocycle* 6, S. 66-68
- KUENEN, J.G.; ROBERTSON, L.A. (1988)
Ecology of nitrification and denitrification. In: *The nitrogen and sulfur cycles*. COLE, J.A., FERGUSIN, S.J. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge, ISBN 0 521 35199 5: S. 161-218
- KUMKE, U.M. (1990)
Spektroskopische Untersuchungen der Wechselwirkung zwischen Huminstoffen und polycyclischen aromatischen Kohlenwasserstoffen. Technische Universität Carolo-Wilhelmina, Braunschweig, Eigenverlag
- KUNTZE, H.; ROESCHMANN, G.; SCHWERDTFEGGER, G. (1994)
Bodenkunde. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, ISBN 3 8252 8076 4
- KUTZNER, H.J. (2000)
Microbiology of composting. In: *Biotechnology - Environmental Processes III*, Bd. 11c, REHM, H. J.; REED, G.; PÜHLER, A.; STADLER, P. (Hrsg.), Wiley-VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, ISBN 3 527 28336 6: Kap. 4., S. 127-150
- KUTZNER, H.J.; JÄGER, T. (1994)
Kompostierung aus mikrobiologischer Sicht - Ein Essay. In: *Nachweis und Bewertung von Keimemissionen bei der Entsorgung von kommunalen Abfällen sowie spezielle Hygieneprobleme der Bioabfallkompostierung*. Proc. 5. Hohenheim. Sem., BÖHM, R. (Hrsg.), DVG - Deutsche Veterinärmedizinische Gesellschaft, Stuttgart-Hohenheim, ISBN 3 924851 98 0: S. 281-301
- LANG, E., JAGNOW, G. (1986)
Fungi of a forest soil nitrifying at low pH values. *FEMS Microbiol. Ecol.* 38, S. 257-265
- LASHERMES, G.; HOUOT, S.; NICOLARDOT, B.; PARNAUDEAU, V.; MARY, B.; MORVAN, T.; CHAUSSOD, R.; LINERES, M.; METZGER, L.; THURIES, L.; VILLETTE, C.; TRICAUD, A.; GUILLOTIN, M.I. (2007)
Typology of exogenous organic matter based on chemical and biochemical composition to predict nitrogen availability. In: *Mineral versus organic fertilization – Conflict or synergism?* Proc. 16. Internationalen CIEC-Symp. DE NEVE, S.; SALOMEZ, J.; VAN DEN BOSSCHE, A.; HANEKLAUS, S.; VAN CLEMPUT, O.; HOFMAN, G.; SCHNUG, E. (Hrsg.), CIEC, Gent, Belgien, ISBN 978-90-5989-182-1
- LEBEDEVA, E.V.; ALAWI, M.; FIENCKE, C.; NAMSARAEV, B.; BOCK, E.; SPIECK, E. (2005)
Moderately thermophilic nitrifying bacteria from a hot spring of the baikal rift zone. *FEMS Microbiol. Ecol.* 54 (2), S. 297-306
- LINN, D.M., DORAN, J.W. (1984)
Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48, S. 1267-1272
- LOVELESS, T.M.; SAAH, J.R. ; BISHOP, P.E. (1999)
Isolation of nitrogen-fixing bacteria containing molybdenum-independent nitrogenases from natural environments. *Appl. Environ. Microbiol.* 65 (9), S. 4223-4226
- LÜDEMANN, H.D., NIMZ, H. (1974)
¹³C-Kernresonanzspektren von Ligninen: Buchen- und Fichten-Björkman-Lignin. *Makromolek. Chemie* 175, S. 2409-2422

- MacGREGOR, S.T.; MILLER, F.C.; PSARIANOS, M.; FINSTEIN, S. (1981)
Composting process control based on interaction between microbial heat output and temperature. *Appl. Environ. Microbiol.* 41 (6) S. 1321-1330
- MARTENS, J. (2003)
Die indirekte Prozessprüfung als Nachweismethode der hygienischen Unbedenklichkeit von Bioabfallkompost. Manuskripte zur Abfallwirtschaft, Bd. 7. KRANERT, M.; BIDLINGMAIER, W. (Hrsg.), Rhombos-Verlag, Berlin, ISBN 3 937231 37 4
- MATHUR, S.P. (1991)
Composting processes. In: *Bioconversion of waste materials to industrial products*. MARTIN, A.M. (Hrsg.), Elsevier, London, New York, ISBN 0751404233: S. 147-186
- MACI, A. (2001)
Der extrahierbare organische Stickstoff und Kohlenstoff in Böden und ihre Bedeutung für die Stickstoffmineralisation, untersucht mittels Elektro-Ultrafiltration (EUF) Dissertation an der Justus-Liebig-Universität Gießen, Fachbereich Agrarwissenschaften, Eigenverlag, Gießen
- McCLUNG, G.; WOLF, D.C.; FOSS, J.E. (1983)
Nitrification inhibition by nitrapyrin and etridiazol in soils amended with sewage sludge compost. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, S. 75-80
- McKINLEY, V.L.; VESTAL, J.R. (1984)
Biokinetic analysis of adaptation and succession - Microbial activity in composting municipal sewage sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 5 (47), S. 933-941
- MENGIS, M. (1995)
Lachgasemissionen von Kläranlagen und Seen. *EAWAG News* 40, S. 32-35
- MEVEL, G.; PRIEUR, D. (2000)
Heterotrophic nitrification by a thermophilic bacillus species as influenced by different culture conditions. *Can. J. Microbiol.* 46, S. 465-473
- MEYERS (1995)
Meyers Grosses Taschenlexikon. Bd. 15. B.I.-Taschenbuchverlag, Mannheim, ISBN 3 411 11155 0
- MATISSEK, R., SCHNEPEL, F.M., STEINER, G. (1992)
Lebensmittelanalytik – Grundzüge, Methoden, Anwendungen. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, ISBN 3-540-54684-7 2
- MADIGAN, M.M.; MARTINKO, J.; PARKER, J. (2007)
Brock - Biology of Microorganisms. 10. Aufl., Pearson Education, New Jersey, ISBN 0 1306 6271 2
- MICHEL, F.C.; FORNEY, L.J.; HUANG, A.J.F.; DREW, S.; CZUPRENSKI, M.; LINDBERG, J.D.; REDDY, C.A. (1996)
Effects of turning frequency, leaves to grass mix ratio and windrow vs. pile configuration on the composting of yard trimmings. *Compost Sci. Util.* 4 (1), S. 26-43
- MIKI, V.; SENESI, N.; HÄNNINEN, K. (1997)
Characterisation of humic material formed by composting of domestic and industrial biowastes. Part 2 - Spectroscopic evaluation of humic structures. *Chemosphere* 34, S. 1639-1651
- MINTON, N.P.; CLARKE, D.J. (1989)
Clostridia. *Biotechnology Handbooks*, Bd. 3. ATKINSON, T.; SHERWOOD, R.F. (Hrsg.), Plenum Press, New York, ISBN 0 306 43261 7

- MOHR, H. (1990)
Der Stickstoff - Ein kritisches Element der Biosphäre. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg,
ISBN 3 540 52841 5
- MORISAKI, N.; PHAE, C.G.; NAKASAKI, K.; SHODA, M; KUBOTA, H. (1989)
Nitrogen Transformation during thermophilic composting. J. Ferment. Bioeng. 67 (1), S. 57-61
- MUDRACK, M; KUNST, S. (1991)
Biologie der Abwasserreinigung. 3. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena, New York,
ISBN 978 38 2741 427 4
- MÜLLER, G. (1965)
Bodenbiologie. VEB Verlag G. Fischer, Jena, ISBN 3 9800955 1 7
- NAKASAKI, K.; YAGUCHI, H.; SASAKI, Y.; KUBOTA, H. (1993)
Effects of pH control on composting of garbage. Waste Manag. Res. 2 (11), S. 117-125
- NELL, J.H.; WIECHERS, S.G. (1978)
High temperature composting. Water SA 4, S. 203-212
- NELSON, L.M.; KNOWLES, R. (1978)
Effect of oxygen and nitrate on nitrogen fixation and denitrification by *Azospirillum*
brasiliense grown in continuous culture. Can. J. Microbiol. 24; S. 1395-1403
- NEMERGUT, D.R.; SCHMIDT S. K. (2002)
Disruption of *narH*, *narJ*, and *moaE* inhibits heterotrophic nitrification in *Pseudomonas* strain
M19. Appl. Environ. Microbiol. 68 (12), S. 6462-6465
- NIEDERBACHER, R. (1981):
Mikrobielle Aktivität während des Rotteverlaufes von Siedlungsabfällen. Dissertation an der
Leopold-Fanzens-Universität Innsbruck, Eigenverlag, Innsbruck, Österreich.
- NORLIN, E.; IRGUM, K.; OHLSSON K.E.A. (2002)
Determination of the $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratio of ammonium and ammonia in aqueous solutions by
equilibrium headspace gas chromatography-combustion isotope ratio mass spectrometry.
Analyst 127, S. 735-740
- NUNTAGIJ, A.; De LASSUS, C.H.; SAYAG, D.; ANDRE, L. (1989)
Aerobic nitrogen fixation during the biodegradation of lignocellulosic wastes. Biol. Wastes 29,
S. 43-61
- NUSBAUMER, C., JOB, D., ARAGNO, M. (1996)
Etude de l'alteration par les champignons de l'état physico-chimique des composés
lignocellulosiques dans un processus naturel de compostage. Mycol. Helvetia 8, S. 51-67
- NUSKE, A. (1983)
Ein Modell für die Stickstoffdynamik von Acker-Lössböden im Winterhalbjahr - Messungen
und Simulationen. Dissertation. Universität Hannover, Eigenverlag
- OBRIST, W. (1963)
Mikrobiologie im Dienste der Abfallbeseitigung. Mikrokosmos 52, S. 144-48
- ODU, C.T.I.; ADEOYE, K.B. (1970)
Heterotrophic nitrification in soils - A preliminary investigation. Soil Biol. Biochem. 2, S. 41-45
- ÖHLINGER, R. (1996)
Biomasse-N by fumigation-extraction technique. In: Methods in soil biology, SCHINNER, F.;
ÖHLINGER, E.; KANDELER, R.; MARGESIN, R. (Hrsg.), Springer-Verlag, Berlin,
ISBN 3 540 59055 2, S. 58-60

- OKANO, Y.; HRISTOVA, K.R.; LEUTENEGGER, C.M.; JACKSON, L.E.; DENISON, R.F.; GEBREYESUS, B.; LEBAUER, D.; SCOW, K.M. (2004)
Application of real-time PCR to study effects of ammonium on population size of ammonia-oxidizing bacteria in soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 70 (2), S. 1008-1016
- OTTERPOHL (2007)
Persönliche Information. Technische Universität-Hamburg Harburg,
Institut Abwasserwirtschaft und Gewässerschutz.
- PAGE, K.L.; DALAL, R.C.; MENZIES N. W. (2003)
Nitrate ammonification and its relationship to the accumulation of ammonium in a vertisol subsoil. *Australian J. Soil Res.* 41, S. 687-697
- PAPADIMITRIOU, E.K.; CHATJIPAVLIDIS, I.; BALIS, C. (1997):
Application of composting to olive mill wastewater treatment. *Env. Technol.* 18, S. 101-107
- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. (1989)
Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London, ISBN 0 12 546805 9
- PAYNE, W.J. (1973)
Reduction of nitrogenous oxides by microorganisms. *Bacteriol. Rev.* 37, S. 409-452
- PICCOLO, A. (2001)
The supramolecular structure of humic substances. *Soil Sci.* 166 (11), S. 810-832
- POINCELOT, R.P. (1975)
The biochemistry and methodology of composting. Bull. 754. The Connecticut Agricultural Experimental Station. New Haven, Connecticut
- POSTGATE, J. (1998)
Nitrogen Fixation. Cambridge University Press, Cambridge, ISBN 978 05 2164 853 0
- PRAKASAM, T.B.S.; LOEHR, R.C. (1972)
Microbial nitrification and denitrification in concentrated wastes. *Water Res.* 6, S. 859-869
- PRINZ, B.; KRAUSE, G.H.M. (1987)
Staub, Reinhaltung der Luft. Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland, Bd. 47.
VDI-Verlag, Düsseldorf, ISSN: 0039 0771
- QUANT, B.; MEDRYZYCKA, K. (2004)
Nitrogen Pathways in the Environment. In: Pathways of pollutants and mitigation strategies of their impact on the ecosystems. DUDZINSKA, R.; PAWLOWSKA, M. (Hrsg.), Komitet Inzynierii Srodowsiska PAN, Lublin, ISBN 83 89293 85 4: Kap. 5, S. 181-244
- REMACLE, J. (1977)
Microbial transformations of nitrogen in forests. *Oecol. Planetarium* 7, S. 69-78
- RHEINHEIMER, G.; HEGEMANN, W.; BAFF, J.; SEKOULOV, I. (1988)
Stickstoffkreislauf im Wasser. R. Oldenbourg Verlag, München, ISBN 3 486 26296 3
- RIDDECH, N.; KLAMMER, S.; INSAM, H. (2002)
Characterisation of microbial communities during composting of organic wastes. In: Microbiology of composting. INSAM, H.; RIDDECH, N.; KLAMMER, S. (Hrsg.), Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, ISBN 3-540-67568-X, S. 43-51
- ROBERTSON, L.A.; KUENEN, J.G. (1992)
Nitrogen removal from water and waste. In: Microbial control of pollution, Symposium 48, Society of General Microbiology. FRY, J.C; GADD, G.M; HERBERT, R.A.; JONES, C.W.; WATSON-CRAIK, I.A.. (Hrsg.), Cambridge University Press, Cambridge

- ROCHESTER, I.J.; CONSTABLE, G.A.; MacLEOD, D.A. (1992)
Preferential nitrate immobilisation in alkaline soils. *Australian J. Soil Res.* 30, S. 737-749
- RÜPPICH; A. (1990)
Rotteführung und Mikroorganismen. Studienreihe Abfall Now, Bd. 5. ABFALL NOW E.V. (Hrsg.), Stuttgart, Eigenverlag
- SAFWAT, M.S.A. (1980)
Composting cotton seed wastes. *Compost Sci. Land Util.* 21 (May/June), S. 27-29
- SANCHEZ, M.; MOSQUERA-CORRAL, A.; MENDEZ, R.; LEMA, J.M. (2000)
Simple methods for the determination of the denitrifying activity of sludges. *Bioresour. Technol.* 75, S. 1-6
- SANCHEZ-MONEDERO, M.A.; ROIG, A.; PAREDES, C.; BERNAL, M.P. (2001)
Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresour. Technol.* 78, S. 301-308
- SCHEFFER, F; SCHACHTSCHNABEL, P. (2002)
Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Aufl., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, ISBN 978 38 2741 324 6
- SCHIMEL, J. P.; FIRESTONE, M. K.; KILLHAM, K. (1984)
Identification of heterotrophic nitrification in a Sierran forest soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 48, S. 802-806
- SCHLEE, D.; KLEBER, H.-P. (1991)
Biotechnologie - Wörterbuch der Biologie. Aufl., Bd. 1 und 2, Gustav Fischer Verlag, Jena, 1ISBN 3 334 00311 6
- SCHLEGEL; H.G. (1992)
Allgemeine Mikrobiologie. 7. Aufl., Georg Thieme Verlag, Stuttgart, ISBN 3 13 44607 3
- SCHMID, M.; TWACHTMANN, U.; KLEIN, M.; STROUS, M.; JURETSCHKO, S.; JETTEN, M.; METZGER, J. W.; SCHLEIFER, K.H.; WAGNER, M. (2000)
Molecular evidence for genus level diversity of bacteria capable of catalyzing anaerobic ammonium oxidation. *System. Appl. Microbiol.* 23, S. 93-106
- SCHMIDT, I.; BOCK, E. (1997)
Anaerobic ammonia oxidation with nitrogen dioxide by *Nitrosomonas eutropha*. *Arch. Microbiol.* 167, S. 106-111
- SCHMIDT, I.; SLIEKER, O.; SCHMID, M.; CIRPUS, I.; STROUS, M.; BOCK, E.; KUENEN, J.G.; JETTEN M.S.M. (2002)
Aerobic and anaerobic ammonia oxidizing bacteria-competitor or natural partner. *FEMS Microbiol. Ecol.* 39, S. 175-181
- SCHNITZER, M. (1985)
Nature of nitrogen in humic substances. In: Humic substances in soil, sediment, and water. AIKEN, P.; McKNIGHT, D.M.; WERSHAW, R.L.; MacCARTHY, P. (Hrsg.), Wiley Verlag, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, ISBN 0 471 88274 7: S. 303-325
- SCHUCHARDT, F. (1988)
Verlauf von Kompostierungsprozessen in Abhängigkeit von technisch-physikalischen und chemischen Rahmenbedingungen. In: Herstellung und Vermarktung von Komposten nach Gütekriterien. HAUS DER TECHNIK (Hrsg.), Essen, Eigenverlag

- SCHUCHARDT, F. (2000)
Composting of plant residues and waste plant materials. In: Biotechnology - Environmental Processes III, Bd. 11c. REHM, H.J.; REED, G.; PÜHLER, A.; STADLER, P. (Hrsg.), Wiley-VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, ISBN 3 527 28336 6: Kap. 4., S. 127-150
- SCHUCHARDT, F.; EBERMAIER, A. (1994)
Untersuchungen zur Kompostierung von Flotat aus Schlachthofabwasser. Korrespondenz Abwasser 41 (10), S. 1812-1818
- SCHULTEN, H.R.; SCHNITZER, M. (1997)
Chemical model structures for soil organic matter and soils. Soil Sci. 162 (2), S. 115-130
- SCHWINTZER, C.R.; TJEPKEMA, J.D.; SEEKINS, B. (2002)
Nitrogenase activity in composting horse bedding and leaves. Plant Soil 242 (2), S. 277-282
- SENESE, N.; LOFFREDO, E. (2001)
Soil humic substances. In: Biopolymers – Lignin, humic substances and coal. Bd. 1, STEINBÜCHEL, A.; HOFRICHTER, M. (Hrsg.), WILEY-VCH Verlagsgesellschaft, Münster, ISBN 3 527 30220 4: Kap. 9, S. 247-300
- SHAWKY, B.T. (1982)
Factors influencing growth (count and yield) and nitrogen fixation by *Azotobacter*. Zentr. Bl. Mikrobiol. 137, S. 453-463
- SIKORA L.J.; RAMIREZ, M.A.; TROESCHEL, T.A. (1983)
Laboratory composter for simulation studies. J. Environ. Qual. 12 (2), S. 219-224
- SIMEK, M. (2000)
Nitrifikace v Pude - Terminologie a Metodologie (Studie) [*Nitrifikation in Böden - Terminologie and Methodologie (Review)*]. Rostlinná Vyroba 46 (9), S. 385-395 (in tschechisch)
- SKOPP, J.; JAWSON, M. D.; DORAN, J. W. (1990)
Steady-state aerobic microbial activity as a function of soil water content. Soil Sci. Soc. Amer. J. 54, S. 1619-1625
- SMÅRS, S.; GUSTAFSSON, L.; BECK-FRIIS, B.; JÖNSSON, H. (2002)
Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. Bioresour. Technol. 84 (3), S. 237-241
- SMIDT, E.; BINNER, E.; LECHNER, P. (2004)
Humic acid formation in composts - The role of microbial activity. In: Proc. Europ. Symp. Environ. Biotechnol., ESEB 2004. Oostende, Belgien, VERSTRAETE, W. (Hrsg.), A.A. Balkema Publishers, Leiden, ISBN 90 5809 653 X: S. 143-146
- SMIDT, E.; ECKHARDT, K.U.; LECHNER, P.; SCHULTEN, H.-R.; LEINWEBER, P. (2005)
Characterization of different decomposition stages of biowaste using FTIR spectroscopy and pyrolysis-field ionization mass spectrometry. Biodegradation 16, S. 67-79
- SMIDT, E.; LECHNER, P.; SCHWANNINGER, M.; HABERHAUER, G.; GERZABEK, M.H. (2002)
Characterization of waste organic matter by FTIR spectroscopy: Application in waste science. Appl. Spectrosc. 56 (9), S. 1170-1175
- SMITH, K.A.; CRICHTON, I.J.; McTAGGART, I.P.; LANG, R.W. (1989)
Inhibition of nitrification by dicyandiamide in cool temperate conditions. In: Nitrogen in organic wastes applied to soil. HANSEN, J.A.; HENRIKSEN, K. (Hrsg.), Academic Press, London, ISBN: 978-0123234407, Kap. 22., S. 289-303,

- SOCHER, M., GLAESER, K. (1992)
Untersuchungen zur heterotrophen Denitrifikation - Teil 2: Der Einfluss der Milieu-Bedingungen. *gwf Wasser Abwasser* 133 (3), S. 130 f
- SOMMER, S.G.; DAHL, P. (1999)
Nutrient and carbon balance during the composting of deep litter. *J. agric. Eng. Res.* 74 (2), S. 145-153
- SOUCI, W.S.; FACHMANN, W.; KRAUT, H. (1989)
Die Zusammensetzung der Lebensmittel - Nährwerttabellen. 6. Aufl., Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart, ISBN 978 38 8763 076 8
- STARMANS, A.J.; VAN DER HOEK, K.W. (2007)
Ammonia - The case of The Netherlands. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, ISBN 978 90 8686 028 9
- STADTMÜLLER, U. (2004)
Grundlagen der Bioabfallwirtschaft: Lehr- und Handbuch. TK Verlag Karl Thome-Kozmiensky, Neuruppin, ISBN 3 935317 12 3
- STATISTICA (2005)
STATISTICA für Windows [Software-System für Datenanalyse], Version 7.1., StatSoft, Inc., www.statsoft.com
- STEELINK, C. (1985)
Implications of elemental characteristics of humic substances. In: Humic substances in soil, sediment and water - Geochemistry, isolation, and characterization. AIKEN, P.; McKNIGHT, D.M.; WERSHAW, R.L.; MacCARTHY, P. (Hrsg.), Wiley-Verlag, New York: ISBN 0471882747: S. 457-476
- STEVENSON, F.J. (1982)
Humus Chemistry - Genesis, composition, reactions. Wiley-Verlag, New York, ISBN 978 04 7109 299 5
- STRASBURGER, E.; NOLL, F.; SCHENCK, H.; SCHIMPER, A.F.W.; Von DENFFER, D.; ZIEGLER, H.; EHRENDORFER, F.; BRENSINSKY, A. (1983)
Lehrbuch der Botanik. 32. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, ISBN 3 437 20295 2
- STROM, P. F. (1985)
Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid waste composting. *Appl. Environ. Microbiol.* 50 (4), S. 899-905
- STROUS, M.; KUENEN, M.J.; JETTEN, M.S.M. (1999)
Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Appl. Environ. Microbiol.* 65 (7) S. 3248-3250
- STROUS, M.; FUERST, J.A.; KRAMER, E.H.M.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; Van de PAS-SCHOONEN, K.T.; WEBB, R.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. (1999)
Missing lithotroph identified as new planctomycete. *Nature* 400, S. 446-449
- STROUS, M.; VAN GERVEN, E.; KUENEN, J.G.; JETTEN, M.S.M. (1997)
Effects of aerobic and microaerobic conditions on anaerobic ammonium-oxidizing (anammox) sludge. *Appl. Environ. Microbiol.* 63 (6), S. 2446-2448
- SUNDBERG, C.; SMARS, S.; JÖNSSON, H. (2004)
Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresour. Technol.* (95), S. 145-150

- SUNDH, I.; RÖNN, S. (2002)
Microbial succession during composting of source-separated urban organic household waste under different initial temperature conditions. In: Microbiology of composting. INSAM, H.; RIDDECH, N.; KLAMMER, S. (Hrsg.), Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, ISBN 3-540-67568-X, S. 53-64
- SUZUKI, M.; KUMADA, K. (1977)
Nitrogen transformation during the rotting process of rice straw compost. Soil Sci. Plant Nutr. 23 (2), S. 163-74
- SUZUKI, T.; IKUMI, Y.; OKAMOTO, S.T; WATANABE, I.; FUJITAKE, N., OTSUKA, H. (2004)
Aerobic composting of chips from clear-cut trees with various co-materials. Bioresour. Technol. 95, S. 121-128
- SWITZENBAUM, S.M.; HOLDEN, C.; SOARES, H.; KUTER, G.H. (1994)
Effect of amendment on nitrogen conservation in wastewater biosolids composting. Compost Sci. Util. (spring), S. 35-42
- TAM, N.F.Y.; TIQUIA, S.M. (1999)
Nitrogen Transformation during co-composting of spent pig manure, sawdust litter and sludge under forced-aerated system. Environ. Technol. 20, S. 259-267
- TAMM, C.O. (1991)
Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, ISBN 3 540 51807 X
- TERASHIMA, N; FUKUSHIMA, K.; HE, L.F.; TAKABE, K. (1993)
Comprehensive model of the lignified plant cell wall. In: Forage cell wall structure and digestibility. JUNG, H.G.; BUXTON, D.R.; HATFIELD, R.D.; RALPH, J. (Hrsg.), ASA-CSSA-SSSA, Madison, ISBN: 978-0891181156, S. 247-270
- TIEDJE, J. M.; SEXTONE, S.; MIROLD, D.D.; ROBINSON, J.A. (1982)
Denitrification: Ecological niches, competition and survival. Ant. Van Leeuwenhoeck 48, S. 261-284
- TIEDJE, J.M.; SORENSEN, J.; CHANG, Y.Y. L. (1981)
Assimilatory and dissimilatory nitrate reduction: perspectives and methodology for simultaneous measurement of several nitrogen cycle processes. In: Terrestrial nitrogen cycles: Processes, ecosystem strategies and management impacts. Ecological Bulletins Bd. 33. ROSSWALL, T.; CLARK, F.E. (Hrsg.), Stockholm, S. 331-342
- TIQUIA, S.M.; MICHEL, F.C.
Bacterial diversity in livestock manure composts as characterized by terminal restriction fragment length polymorphisms (T-RFLP) of PCR-amplified 16s rRNA gene sequences. In: Microbiology of composting. INSAM, H.; RIDDECH, N.; KLAMMER, S. (Hrsg.), Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, ISBN 3-540-67568-X, S. 63-98
- TIQUIA, S.M.; WAN, J.H.C.; TAM, N.F.Y. (2002)
Dynamics of yard trimmings composting as determined by dehydrogenase activity, ATP content, arginine ammonification, and nitrification potential. Process Biochem. 37, S. 1057-1065
- TRUBETSKAYA, O.E.; TRUBETSKOJ, O.A.; CIAVATTA, C. (2001):
Evaluation of the transformation of organic matter to humic substances in compost by coupling sec-page. Bioresour. Technol. 77, S. 51-56

- TUOMELA, M.; VIKMAN, M.; HATAKKA, A.; ITÄVAARA, M. (2000)
Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresour. Technol.* 72, S. 169-183
- UBA (1994)
Umweltpolitik. Klimaschutz in Deutschland. BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT. (Hrsg.), Satz Druck Service E. Böhm, Hausen/Wied
- UDERT, K.M.; FUX, C.; MÜNSTER, M.; LARSEN, T. A.; SIEGERIST, H.; GUJER, W. (2003)
Nitrification and autotrophic denitrification of source-separated urine. *Water Sci. Technol.* 48 (1), S. 119-130
- UNSAL, T.; OK, S.S. (2001)
Description of characteristics of humic substances from different waste materials. *Bioresour. Technol.* 78, S. 239-242
- VDLUFA (1991)
Methodenbuch – Die Untersuchung von Böden; Bd.1, BASSLER, R. (Hrsg.), VDLUFA-Verlag, Darmstadt, ISBN 3-922712-42-8
- VEEKEN, A.; NIEROP, K.; De WILDE, V.; HAMELERS, B. (2000):
Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresour. Technol.* 72, S. 33-41
- VERSTRAETE, W. (1975)
Heterotrophic nitrification in soils and aqueous media - A review. *Bull. Acad. Sci. USSR Biol.* 4, S. 515-530
- Von KLOPOTEK, A. (1962)
Über das Vorkommen und Verhalten von Schimmelpilzen bei der Kompostierung städtischer Abfallstoffe. *Ant. van Leeuwenhoek* 28, S. 141-160
- Von RHEINBABEN, W. (1994)
Ammoniakfreisetzung bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von variierten Belüftungsraten in halbtechnischen Versuchen. *Müll Abfall* 8, S. 468-473
- WAGNER, D.; SPIECK, E.; PFEIFFER, E.M.; BOCK, E. (2001)
Microbial life in terrestrial permafrost: Methanogenesis and nitrification in gelisols as potentials for exobiological processes. In: *Astrobiology - The quest for the conditions of life*. HORNECK, G.; BAUMSTARK-KHAN, C. (Hrsg.), Springer-Verlag, Berlin, ISBN 978 35 4042 101 6: Kap. 9, S. 143-159
- WIKIPEDIA (2007)
Enzyklopädie aus freien Inhalten. <http://de.wikipedia.org>
- WINSTANLEY, D.; DEMISSIE, M.; HOLLINGER, S.E. (2007):
Nitrogen Cycles Project - Conceptual model of nitrogen cycling. ILLINOIS STATE WATER SURVEY (Hrsg.), <http://www.sws.uiuc.edu/nitro/>
- WITTER, E.; KIRCHMANN, H. (1989)
Effects of addition of calcium and magnesium salts on ammonia volatilization during manure decomposition. *Plant Soil* 115, S. 53-58
- WITTER, E.; KIRCHMANN, H. (1989)
Peat, zeolite and basalt as adsorbents of ammoniacal nitrogen during manure decomposition. *Plant Soil* 115, S. 43-51

WITTER, E.; LOPEZ-REAL, J. (1988)

Nitrogen losses during the composting of sewage sludge, and the effectiveness of clay soil, zeolite, and compost in adsorbing the volatilized ammonia. Biol. Wastes 23, S. 279-294

WITZEL, K.P.; OVERBECK, H. J. (1979)

Heterotrophic nitrification by *Arthrobacter* sp. (Strain 9006) as influenced by different cultural conditions, growth state and acetate metabolism. Arch. Microbiol. 122, S. 137-143

ZHAO, H.W.; MAVINIC, D.S.; OLDHAM, W.K.; KOCH, F.A. (1999)

Controlling factors for simultaneous nitrification and denitrification in a two-stage intermittent aeration process treating domestic sewage. Water Res. 33 (4), S. 961-970

ZHU, N. (2006)

Composting of high moisture content swine manure with corn cob in a pilot-scale aerated static bin system. Bioresour. Technol. 97, S. 1870-1875

ZIECHMANN, W. (1980)

Huminstoffe - Probleme, Methoden, Ergebnisse. Verlag Chemie, Weinheim, Deerfield Beach, Basel, ISBN 3 527 25839 6

2001/81/EG

Richtlinie 2001/81/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2001 über nationale Emissionshöchstmenge für bestimmte Luftschadstoffe, ABl. Nr. L 309 vom 27.11.2001 S. 22)

91/676/EWG

Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. ABl. Nr. L 375 vom 31.12.1991 S. 1)

Abkürzungsverzeichnis

(1) Bei Berechnungen verwendete Formelzeichen¹

$\dot{V}_{out}$	Volumenstrom der Abluft (in L/h)
$\dot{V}_{in}$	Volumenstrom der Zuluft; Belüftungsrate (in L/h)
$V_{H_2O, substrate, reactor}$	Wasservolumen des im Reaktor befindlichen Substrates (in L)
$\pm \dot{C}_{NO_2-N, substrate}$	Akkumulations- (+) bzw. Abbaurrate (-) für NO_2^- -N im Substrat (in % dm/d bzw. g N/ Mg dm /d)
$\pm \dot{C}_{NO_3-N, substrate}$	Akkumulations- (+) bzw. Abbaurrate (-) für NO_3^- -N im Substrat (in % dm/d bzw. g N/ Mg dm /d)
$\pm \Delta \dot{N}_{N-org, substrate}$	N_{org} -Abbau- (-) bzw. -Immobilisierungssrate (+) im linearen Bereich der N_{org} -Abnahme innerhalb einer N-Bilanz-Serie (in % N_{total} -0/d)
$\Delta N_{N-org, substrate; e}$	Gesamtveränderung des N_{org} des Substrates in den N-Bilanzen bis zum Ende der Kompostierung (in % N_{org} -0)
$\Delta \dot{N}_{N-org, substrate}$	Abbau- bzw. Immobilisierungsrate des N_{org} (in % N_{org} -0/ d)
$\Delta \dot{N}_{N-org, substrate; linear}$	Abbau- bzw. Immobilisierungsrate des N_{org} im linearen Bereich der N_{org} -Abnahme in einer N-Bilanzserie (in % N_{org} -0/ d)
$c[NH_3]_{Gas}$	In einem Gas vorliegende NH_3 -Konzentration (in g/L)
$c[NH_3+NH_4^+]_{Lösung}$	In einer Lösung vorliegende NH_4^+/NH_3 -Konzentration (in g/L)
$c[NH_3+NH_4^+]_{Lösung} - N$	In einer Lösung vorliegende NH_4^+/NH_3 -N-Konzentration (in g/L)
c_{ash-FF}	Aschegehalt einer Feststoffprobe (in % dm)
c_{CH_4-GAS}	Konzentration von CH_4 in der Gasphase (in Vol. %)
c_{CO_2}	Konzentration von CO_2 in der Gasphase; kontinuierliche Messung (in Vol. %)
$c_{CO_2, aerob}$	Konzentration von CO_2 in der Abluft; nur Anteil, welcher aeroben Stoffwechselprozessen entstammt (in Vol. %)
$c_{CO_2, denitri}$	Konzentration von CO_2 in der Abluft; nur Anteil, welcher Denitrifikationsprozessen entstammt (in Vol. %)
$c_{CO_2, exhaust-air}$	Konzentration von CO_2 in der Abluft (in Vol. %)
c_{CO_2-GAS}	Konzentration von CO_2 in der Gasphase, diskontinuierliche Messung (in Vol. %)
c_{H_2-GAS}	Konzentration von H_2 in der Gasphase (in Vol. %)

¹ Indizes, welche Zeitangaben charakterisieren, werden nicht berücksichtigt. Die verschiedenen möglichen, die Zeitangaben charakterisierenden Indizes und weitere mögliche Indizes sind Abschnitt (2) zu entnehmen.

<i>CL_{deg}</i>	Kategorie für die Abbaustufe des Substrates; bestimmt auf Basis der Temperaturentwicklung im Substrat; bestimmt für alle Bilanzierungsperioden (Kategorie-Nummern: 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6 oder 7)
<i>CL_{quantity}</i>	Kategorie für die Größenordnung des Austrages von NH ₃ -N über die Abluft bzw. von N _{total} mit dem Sickerwasser; Kategorie für die Gehalte an N _{org} , NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N, NO ₃ ⁻ -N oder NO ₂ ⁻ -N im Substrat; bestimmt auf Basis der Maximal-Austräge bzw. der Maximalgehalte, bestimmt für alle Versuchsreihen (Kategorie-Nummern: 0, 2, 3, 4 oder 5)
<i>CL_{quantity,NH3-N,exhaust-air}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich der Größenordnung des NH ₃ -Austräge über die Abluft (Kategorie-Nummern: 1, 2 oder 3)
<i>CL_{quantity,NH4-N,substrate}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich der Größenordnung der NH ₄ ⁺ /NH ₃ -Gehalte im Substrat (Kategorie-Nummern: 2, 3 oder 4)
<i>CL_{time}</i>	Kategorie für den zeitlichen Verlaufe der NH ₃ -N-Austragsraten bzw. der NH ₃ -N- oder der N _{org} -Gehalte im Substrat; bestimmt für alle Versuchsreihen (Kategorie-Nummern: 0, 1, 2, 3)
<i>CL_{time,NH3-N,exhaust-air}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich des zeitlichen Verlaufes der NH ₃ -Austräge mit der Abluft (Kategorie-Nummern: 0 oder 3)
<i>CL_{time,NH4-N,substrate}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich des zeitlichen Verlaufes der NH ₄ ⁺ /NH ₃ -Gehalte im Substrat (Kategorie-Nummern: Cluster 0, 2 oder 3)
<i>CL_{balance}</i>	Kategorie bezüglich des Grundtypes einer N-Bilanzserie; bestimmt anhand des Verlaufes der N _{org} -Anteile in den N-Bilanzserien; bestimmt für alle Versuchsreihen (Kategorie-Nummern: 0, 1, 2, 3 oder 4)
<i>CL_{N2,exhaust-air}</i>	Kategorie für den Austrag von N ₂ mit der Abluft; indirekt ermittelt auf basis der „Bilanzlücke“; Messunsicherheiten wurden berücksichtigt; bestimmt für alle Versuchsreihen (Kategorie-Nummern: 0,1 oder 2)
<i>CL_{N2-GAS}</i>	Kategorie bezüglich des Auftretens erhöhter N ₂ -Konzentrationen (>78,8 Vol. %) in der Abluft; bestimmt für alle Versuchsreihen (Kategorie-Nummern: 0, 1 oder 2)
<i>CL_{N2O-GAS}</i>	Kategorie bezüglich der Detektion von N ₂ O in der Abluft, bestimmt für alle Versuchsreihen (Kategorie-Nummern: 0,1 oder 2)
<i>CL_{quantity,NO2-N,substrate}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich der Größenordnung der NO ₂ ⁻ -Gehalte im Substrat (Kategorie-Nummern: 0, 1 oder 2)
<i>CL_{quantity,NO3-N,substrate}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich der Größenordnung der NO ₃ ⁻ -Gehalte im Substrat (Kategorie-Nummern: 0, 1 oder 2)
<i>CL_{quantity,N-org,substrate}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich der Größenordnung der N _{org} -Gehalte im Substrat (Kategorie-Nummern: 3, 4 oder 5)
<i>CL_{quantity,N-total,leachate}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich der Größenordnung des N _{total} -Austrages mit dem Sickerwasser (Kategorie-Nummern: 0, 1 oder 2)
<i>CL_{rn}</i>	Kategorie für die Stärke eines Zusammenhanges zwischen zwei Gruppen von Variablen; bestimmt auf Basis einer linearen Korrelationsanalyse (Kategorie-Nummern: -2, -1, 0, 1, 2, 3, 4, 5)
<i>CL_{sub}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich des Verhältnisses von leicht zu schwerer abbaubaren Substratbestandteilen; bestimmt für alle Modellabfälle (Kategorie-Nummern: 0, 1, 2, 4, <4)
<i>CL_{time,N-org,substrate}</i>	Kategorie einer Versuchsreihe bezüglich des zeitlichen Verlaufes der N _{org} -Gehalte im Substrat (Kategorie-Nummern: 0, 1, 2 oder 3)

C_N	Gehalt von N_{org} , NH_4^+ /NH ₃ -N, NO_3^- -N oder NO_2^- -N im Substrat bzw. Anteil an dem mit der Abluft ausgetragenen NH ₃ -N oder mit dem Sickerwasser ausgetragenen N_{total} während einer Kompostierungsperiode (in % dm bzw. g N / Mg dm)
$C_{N_2,denitri}$	Konzentration von N ₂ in der Abluft, nur Anteil, welcher Denitrifikationsprozessen entstammt (in Vol. %)
$C_{N_2,exhaust-air}$	Konzentration von N ₂ in der Abluft (in Vol. %)
C_{N_2-GAS}	Konzentration von N ₂ in den Gasproben (in Vol. %)
$C_{N_2O, exhaust-air}$	Konzentration von N ₂ O in der Abluft (in Vol. %)
C_{N_2O-GAS}	Konzentration von N ₂ O in einer Gasprobe (in Vol. %)
$C_{N_2O-N-GAS}$	Konzentration von N ₂ O-N in einer Gasprobe (in Vol. %)
$C_{NH_3-N,exhaust-air}$	Anteil an NH ₃ -N, der mit der Abluft in belüfteten Phasen der Kompostierung ausgetragen wurde (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{NH_3-N,exhaust-air,non-aerated}$	Anteil an NH ₃ -N, der in unbelüfteten Phasen der Kompostierung in die Gasphase abgegeben wurde (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{NH_4^+-N,substrate}$	Gehalt von NH_4^+ /NH ₃ -N im Substrat (in % dm bzw. in g N/ Mg dm)
$C_{NH_4^+-N,leachate}$	Anteil an NH_4^+ /NH ₃ -N, der mit dem Sickerwasser während einer Kompostierungsperiode ausgetragen wurde (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{NH_4^+-N-FE}$	Konzentration von NH_4^+ /NH ₃ -N in Extrakten (in mg/L)
$C_{NH_4^+-N-K}$	Konzentration von NH_4^+ /NH ₃ -N in Kondenswässern (in mg/L)
$C_{NH_4^+-N-K+W}$	Konzentration von NH_4^+ /NH ₃ -N in Mischungen aus Kondenswässern und Säurelösungen (in mg/L)
$C_{NH_4^+-N-KI/KIIa/KIIb}$	Konzentration von NH_4^+ /NH ₃ -N in Kondenswässern der Sammelflaschen KI, KIIa bzw. KIIb (in mg/L)
$C_{NH_4^+-N-SI}$	Konzentration von NH_4^+ /NH ₃ -N in Sickerwässern (in mg/L)
$C_{NH_4^+-N-W}$	Konzentration von NH_4^+ /NH ₃ -N in Säurelösungen (in mg/L)
$C_{NH_4^+-N-WI/WII/WIII}$	Konzentration von NH_4^+ /NH ₃ -N in Säurelösungen der Waschflaschen WI, WII bzw. WIII (in mg/L)
$C_{N-inorg,substrate}$	Gehalt einer der folgenden N-Verbindungen im Substrat: NH_4^+ /NH ₃ -, NO_3^- - oder NO_2^- -N (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{N-inorg-FE}$	Konzentration einer der folgenden N-Verbindungen im Extrakt: NH_4^+ /NH ₃ -, NO_3^- - oder NO_2^- -N (in mg/L)
$C_{NO_2^-N,leachate}$	Anteil an NO ₂ -N, der mit dem Sickerwasser während einer Kompostierungsperiode aus dem Reaktor ausgetragen wurde (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{NO_2^-N,substrate}$	Gehalt von NO ₂ -N im Substrat (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{NO_2^-N-FE}$	Konzentration von NO ₂ -N im Extrakt (in mg/L)
$C_{NO_2^-N-SI}$	Konzentration von NO ₂ -N im Sickerwasser (in mg/L)
$C_{NO_3^-N,leachate}$	Anteil an NO ₃ -N, der mit dem Sickerwasser während einer Kompostierungsperiode aus dem Reaktor ausgetragen wurde (in % TS)
$C_{NO_3^-N,substrate}$	Gehalt von NO ₃ -N im Substrat (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{NO_3^-N-FE}$	Konzentration von NO ₃ -N in Extrakten (in mg/L)
$C_{NO_3^-N-SI}$	Konzentration von NO ₃ -N in Sickerwässern (in mg/L)

$C_{N-org,leachate}$	Anteil an N_{org} , der mit dem Sickerwasser während einer Kompostierungsperiode ausgetragen wurde (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{N-org,substrate}$	Gehalt von N_{org} im Substrat (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{N-org-SI}$	Konzentration des organischen N im Sickerwasser (in % mg/L)
C_{N-SI}	Konzentration einer der folgenden N-Verbindungen im Sickerwasser: N_{org} , NH_4^+ /NH ₃ -N, NO_3^- -N oder NO_2^- -N (in mg/L)
$C_{N-substrate}$	Gehalt einer der folgenden N-Verbindungen im Substrat: N_{org} , NH_4^+ /NH ₃ -N, NO_3^- -N oder NO_2^- -N (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{N-total,leachate}$	Anteil des N_{total} , der mit dem Sickerwasser während einer Kompostierungsperiode ausgetragen wurde (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{N-total,substrate}$	N_{total} -Gehaltes im Substrat (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$C_{O_2,exhaust-air}$	Konzentration von O_2 in der Abluft (in Vol. %)
C_{O_2-GAS}	Konzentration von O_2 in einer Gasprobe (in Vol. %)
C_{org-FF}	Anteil an organischer Substanz in einer getrockneten und pulverisierten Feststoffprobe (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
C_{TC-FF}	Anteil an Gesamt-C in einer getrockneten und pulverisierten Feststoffprobe (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
C_{TKN-FF}	Anteil des Kjeldahl-N in einer getrockneten und pulverisierten Feststoffprobe (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
C_{TN-FF}	Anteil des N_{total} in einer getrockneten und pulverisierten Feststoffprobe (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
C_{TN-K}	Konzentration des N_{total} im Kondenswasser (in mg/L)
C_{TN-SI}	Konzentration des N_{total} im Sickerwasser (in mg/L)
C_{TN-SI}	Konzentration von N_{total} in Sickerwasser (in g/L)
C_{TN-W}	Konzentration des N_{total} in einer Säurelösung (in mg/L)
$h_{air,reactor}$	Höhe des freien Raumes über der Substratoberfläche im Reaktor (in m)
$h_{reactor}$	Höhe des Reaktors (in m)
$h_{substrate,reactor}$	Füllhöhe des Substrates im Reaktor (in m)
$m_{additive}$	Masse zugegebener Additive (in g bzw. kg)
$m_{after-turning}$	Masse des gefüllten Reaktors nach dem Umsetzen (in kg)
m_{ash-FF}	Masse einer getrockneten, pulverisierten und geglühten Feststoffprobe (in g)
$m_{before-turning}$	Masse des gefüllten Reaktors vor dem Umsetzen (in kg)
$m_{CO_2, denitri}$	Masse an CO_2 in der Abluft, gebildet im Rahmen von Denitrifikationsprozessen (in g)
$m_{CO_2,exhaust-air}$	Masse an CO_2 in der Abluft (in g)
$m_{dry-substrate}$	Masse an Substrattrockensubstanz (g bzw. kg)
$m_{dry-substrate,reactor}$	Im Reaktor befindliche Masse an Substrattrockensubstanz (in g/reactor)
$m_{dry-substrate,sample}$	Masse an Substrattrockensubstanz, welche während des Umsetzens eines Reaktors verloren geht (in g/reactor)
$m_{H_2O,substrate,reactor}$	Im Reaktor befindlichen Substrat enthaltene Wassermasse (in g/reactor)
$m_{leachate, reactor}$	Masse des aus dem Reaktor ausgetragenen Sickerwassers (in g/reactor)

m_N	Masse einer der folgenden N-Verbindungen im Substrat: N_{org} , NH_4^+/NH_3-N , $NO_3^- -N$ oder $NO_2^- -N$, N_{total} im Sickerwasser oder NH_3-N in der Abluft (in g)
$m_{N,leachate,reactor}$	Masse einer der folgenden mit dem Sickerwasser aus dem Reaktor ausgetragenen N-Verbindungen: N_{total} , organischer N, NH_4^+/NH_3- , NO_3^- oder $NO_2^- -N$ (in g/reactor)
$m_{N_2, denitri}$	Masse an N_2 in der Abluft, gebildet im Rahmen von Denitrifikationsprozessen (in g)
$m_{N_2O, denitri}$	Masse an N_2O in der Abluft, gebildet im Rahmen von Denitrifikationsprozessen (in g)
$m_{NH_3-N,exhaust\ air,reactor}$	Masse an mit der Abluft aus dem Reaktor ausgetragenen NH_3-N (in g/reactor)
$m_{NH_4,leachate,reactor}$	
$m_{NH_4,substrate}$	Masse an NH_4^+/NH_3 im Substrate (in g)
$m_{NH_4-N,leachate,reactor}$	Masse an mit dem Sickerwasser aus dem Reaktor ausgetragenen NH_3-N (in g/reactor)
$m_{NH_4-N,substrate,reactor}$	Masse an im Reaktor befindlichen NH_4^+/NH_3-N (in g/reactor)
$m_{NH_4-N,substrate,sample}$	Masse des NH_4^+/NH_3-N , welche mit den Substratproben beim Umsetzen aus dem Reaktor ausgetragen wurde (in g/reactor)
$m_{N-inorg,leachate,reactor}$	Masse der mit dem Sickerwasser ausgetragenen anorganischen N-Verbindungen (in g/reactor)
$m_{NO_2-N,leachate,reactor}$	Masse des mit dem Sickerwasser ausgetragenen N-Verbindungen $NO_2^- -N$ (in g/reactor)
$m_{NO_2-N,substrate,reactor}$	Masse an im Reaktor befindlichen $NO_2^- -N$ (in g/reactor)
$m_{NO_2-N,substrate,sample}$	Masse des $NO_2^- -N$, welche mit den Substratproben beim Umsetzen aus dem Reaktor ausgetragen wurde (in g/reactor)
$m_{NO_3-N,leachate,reactor}$	Masse an mit dem Sickerwasser aus dem Reaktor ausgetragenen $NO_3^- -N$ (in g/reactor)
$m_{NO_3-N,substrate,reactor}$	Masse an im Reaktor befindlichen $NO_3^- -N$ (in g/reactor)
$m_{NO_3-N,substrate,sample}$	Masse des $NO_3^- -N$, weche mit den Substratproben beim Umsetzen aus dem Reaktor ausgetragen wurde (in g/reactor)
$m_{N-org,leachate,reactor}$	Masse des N_{org} , welche mit dem Sickerwasser aus dem Reaktor ausgetragenen organischen N (in g/reactor)
$m_{N-org,substrate,reactor}$	Masse an im Reaktor befindlichen organischen N (in g/reactor)
$m_{N-org,substrate,sample}$	Masse des organischer N der mit den Substratproben beim Umsetzen ausgetragen wurde (in g/reactor)
$m_{N-release,reactor}$	Masseaustrag einer der folgenden N-Verbindungen aus dem Reaktor: NH_3-N der Abluft, N_{total} des Sickerwassers (in g/reactor)
$m_{N-release-total,reactor}$	Masseaustrag aus dem Reaktor: NH_3-N in die Abluft und N_{total} mit dem Sickerwasser, kumulativ (in g/reactor)
$m_{N-substrate,reactor}$	Masse einer der folgenden N-Verbindungen im Reaktor: N_{org} , $NH_4^+/NH_3 -N$, $NO_3^- -N$, $NO_2^- -N$ im Substrat (in g/reactor)
$m_{N-substrate,sample}$	Masse einer der folgenden N-Verbindungen, mit den Proben beim Umsetzen ausgetragen wurden: N_{org} , NH_4^+/NH_3- , NO_3^- oder $NO_2^- -N$ im Substrat (in g/reactor)

$m_{N-total,leachate,reactor}$	Masse an mit dem Sickerwasser aus dem Reaktor ausgetragenen N_{total} (in g/reactor)
$m_{N-total,substrate,reactor}$	Masse an N_{total} des Substrates im Reaktor (in g/reactor)
$m_{N-total,substrate,sample}$	Masse an N_{total} , welche mit den Substratproben beim Umsetzen aus dem Reaktor ausgetragen wurde (in g/reactor)
$m_{O_2,in}$	Masse an O_2 in der Zuluft (in kg)
$m_{reactor}$	Masse des leeren bzw. des gefüllten Reaktors (in kg)
m_{vessel}	Masse des leeren Gefäßes bei der Extraktion bzw. bei der Wassergehaltsbestimmung (in g)
$m_{wet-substrate-FE}$	Feuchtmasse der zur Extraktion verwendeten Probe (in g)
$m_{wet-substrate,reactor}$	Substratfeuchtmasse im Reaktor (in kg/reactor)
$m_{wet-substrate,sample}$	Substratfeuchtmasse, welche während des Umsetzens des Reaktors verloren ging (in g/reactor)
$m_{wet-substrate-H_2O}$	Masse des feuchten Substrates bei der Wassergehaltsbestimmung (in g)
$N_{ammon,max}$	Maximal möglicher N-Anteil, der im Rahmen von Ammonifikationsprozessen umgesetzt wurde; ; entspricht den im Ausgangssubstrat vorhandenen N_{org} (in % $N_{total-0}$)
$N_{ammon,min-direct}$	Minimaler N-Anteil, welcher durch Ammonifikation umgesetzt wurde, entspricht dem metabolischer NH_4^+/NH_3 -Überschuss aus der Ammonifikation; bestimmt mit Hilfe einer direkten Methode (in % $N_{total-0}$)
$N_{ammon,min-indirect}$	Minimaler N-Anteil, welcher durch Ammonifikation umgesetzt wurde, entspricht dem metabolischer NH_4^+/NH_3 -Überschuss aus der Ammonifikation; bestimmt mit Hilfe einer indirekten Methode (in % $N_{total-0}$)
$N_{denitri}$	N-Anteil, welcher durch Denitrifikation umgesetzt wurde (in % $N_{total-0}$)
$\dot{C}_{NH_3-N,exhaust-air}$	Durchschnittliche Rate des NH_3 -N-Austrages über die Abluft; ermittelt für jede Bilanzierungsperiode (in % dm/d bzw. g N/ Mg dm /d)
$\dot{C}_{NH_3-N,exhaust-air, non-aerated}$	Durchschnittliche Rate des NH_3 -N-Austrages in die Gasphase in unbelüfteten Phasen; ermittelt als Grenzwert auf Basis theoretischer Betrachtungen (in % dm/d bzw. g N/ Mg dm /d)
$\dot{C}_{NH_4-N, leachate}$	Durchschnittliche Rate des NH_4/NH_3 -N-Austrages über das Sickerwasser; ermittelt für jede Bilanzierungsperiode (in % dm/d bzw. g N/ Mg dm /d)
$N_{immob,max}$	Maximal möglicher N-Anteil, welcher in organische Substanz immobilisiert wurde; entspricht dem N-Anteil einer N-Bilanz am Ende der Kompostierung (in % $N_{total-0}$)
N_N	N-Anteil einer der folgenden N-Verbindungen an der N-Bilanz: N_{org} , NH_4^+/NH_3 -N, NO_3^- -N oder NO_2^- -N im Substrat, NH_3 -N in der Abluft; N_{total} im Sickerwasser ($N_{N/N-total-0}$: in % $N_{total-0}$ oder $N_{N/dry-substrate-0}$: % dm-0) oder
$N_{N;substrate}$	Anteil einer der folgenden N-Verbindungen des Substrates an der N-Bilanz: N_{org} , NH_4^+/NH_3 -N, NO_3^- -N oder NO_2^- -N (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)

$N_{N_2, exhaust-air}$	Anteil des über die Abluft ausgetragenen N_2 an der N-Bilanz; indirekt ermittelt mit Hilfe der Bilanzlücke unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten bei der Bilanzierung (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{N_2O-N, exhaust-air}$	Anteil des über die Abluft ausgetragenen N_2O-N an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{N-additive}$	Anteil der N-Zugaben während der Kompostierung an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{NH_3-N, exhaust-air}$	Anteil des über die Abluft ausgetragenen NH_3-N der an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{NH_4-N, leachate}$	Anteil des über das Sickerwasser ausgetragenen NH_4^+/NH_3-N der an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{NH_4-N, substrate}$	Anteil des NH_4^+/NH_3-N des Substrates an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{nitri, direct}$	N-Anteil, welcher durch Nitrifikation umgesetzt wurde; bestimmt mit Hilfe einer direkten Methode(% $N_{total-0}$)
$N_{nitri, indirect}$	N-Anteil, welcher durch Nitrifikation umgesetzt wurde; bestimmt mit Hilfe einer indirekten Methode(% $N_{total-0}$)
$N_{NO_2-N, substrate}$	Anteil des $NO_2^- -N$ des Substrates an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{NO_3-N, substrate}$	Anteil des $NO_3^- -N$ des Substrates an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{N-org, leachate}$	Anteil des über das Sickerwasser ausgetragenen N_{org} an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{N-org, substrate}$	Anteil des N_{org} des Substrates an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{N-total, balance}$	Summe aller messtechnisch erfassbaren N-Anteile einer N-Bilanz (in % $N_{total-0}$ oder % dm-0)
$N_{N-total, difference}$	Differenz zwischen den zwei Gesamt-N-Bilanzen (in % $N_{total-0}$)
$N_{N-total, leachate}$	N-Anteil des über das Sickerwasser ausgetragenen N_{total} an der N-Bilanz (in % $N_{total-0}$)
$\dot{C}_{N-total, leachate, reactor}$	Durchschnittliche Rate des N_{total} -Austrages über das Sickerwasser, während einer Bilanzierungsperiode (in % dm/d bzw. g N/ Mg dm /d)
pH_0/pH_I	mittlere pH-Werte während der Abbaustufen $CL_{deg} = 0$ bzw. 1
pH_{FE}	pH-Wert in Extrakten
pH_{Δ}	Δ Differenz zwischen den mittleren pH-Werten der Abbaustufen $CL_{deg} = 0$ bzw. 1
p_{in}	Druck in der Zuluftleitung (in bar)
p_{out}	Druck in der Messleitung (in bar)
t	Zeitperiode allgemein (in d)
T_A	Substratrandtemperatur im Reaktor (in °C)
T_D	Temperatur im Doppelmantel des Reaktors (in °C)
T_I	Substratinnentemperatur im Reaktor (in °C)
T_{in}	Temperatur in der Zuluftleitung zum Reaktor (in °C)
T_L	Temperatur im freien Luftraum des Reaktors (in °C)

t_N	Zeitpunkte des Auftretens der maximalen bzw. minimalen Gehalte folgender N-Verbindungen: N_{org} , NH_4^+/NH_3-N , NO_3^-N , NO_2^-N im Substrat; Zeitpunkte des Auftretens der maximaler N-Austragsraten für folgende N-Verbindungen: Abluft NH_3-N ; Sickerwasser- N_{total} (in d)
$t_{NH_3-N,exhaust-air}$	Zeitpunkt des Auftretens bestimmter (maximaler bzw. am Ende der letzten belüfteten Phase auftretender) Austragsraten von NH_3-N in die Abluft während der Kompostierung (in d)
$t_{NH_3-N,substrate}$	Zeitpunkt des Auftretens des maximalen bzw. minimalen NH_4^+/NH_3-N -Gehaltes im Substrat während der Kompostierung (in d)
$t_{NO_2-N,substrate;max}$	Zeitpunkt des Auftretens des maximalen NO_2^-N -Gehaltes im Substrat während der Kompostierung (in d)
$t_{NO_3-N,substrate}$	Zeitpunkt des Auftretens der maximalen bzw. der minimalen NO_3^-N -Gehalte (jedoch >0 % dm) im Substrat während der Kompostierung (in d)
$t_{N-org,substrate}$	Zeitpunkt des Auftretens des maximalen bzw. minimalen N_{org} -Gehaltes im Substrat während der Kompostierung (in d)
$t_{N-total,leachate;max}$	Zeitpunkt des Auftretens des maximalen N_{total} -Austrages mit dem Sickerwasser während der Kompostierung (in d)
T_{out}	Temperatur in der Abluftleitung des Reaktors (in °C)
t_p	Zeitpunkt der Kompostierung an dem eine Bilanzierung erfolgte (in d)
$t_{p+0,1d}$	Zeitpunkt der Kompostierung, zu dem eine N-Zugabe und eine N-Bilanzierung erfolgte (in d)
T_{room}	Raumtemperatur (in °C)
u_z	Messunsicherheit von Variablen (bestimmt im Zuge einer Unsicherheitsrechnung unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten der Messwerte (Einheit der Variablen))
V_{biogas}	Biogasvolumen, das während einer unbelüfteten Phase der Kompostierung gebildet wurde (in L)
$V_{CH_4,anaerob}$	Volumen an CH_4 in der Abluft, das anaeroben Abbauprozessen zuzurechnen ist (in m ³)
$V_{CO_2,aerob}$	Volumen an CO_2 in der Abluft, das aeroben Abbauprozessen zuzurechnen ist (in m ³)
$V_{CO_2,anaerob}$	Volumen an CO_2 in der Abluft, das anaeroben Abbauprozessen zuzurechnen ist (in m ³)
$V_{CO_2,atm}$	Volumen an CO_2 in atmosphärischer Luft (in m ³)
$V_{CO_2,denitri}$	Volumen an CO_2 in der Abluft, das Denitrifikationsprozessen zuzurechnen ist (in m ³)
$V_{CO_2,exhaust-air}$	Volumen an CO_2 in der Abluft (in m ³)
$V_{CO_2,in}$	Volumen an CO_2 in der zur Belüftung eingesetzten Luft (in m ³)
$V_{denitri}$	Gasvolumen in der Abluft, das Denitrifikationsprozessen zuzurechnen ist (in m ³)
V_{FE}	Volumen des Extraktionsmittels (in mL)
$V_{gas,in}$	Volumen der Zuluft (in m ³)
$V_{gas,out}$	Volumen der Abluft (in m ³)
$V_{gas,reactor}$	Im Reaktor vorliegendes Gasvolumen; ermittelt aus dem Porenvolumen des Substrates und dem Freiraum über der Substratoberfläche (in L)

$V_{H_2, anaerob}$	Volumen an H_2 in der Abluft, das anaeroben Abbauprozessen zuzurechnen ist (in m^3)
$V_{H_2O, substrate}$	Volumen an Wasser im Substrat (in L)
V_K	Volumen des Kondenswassers (in mL)
V_{K+W}	Volumen des Kondenswasser und der Säurelösung gemischt (in mL)
$V_{KI/KIIa/KIIb}$	Volumen des Kondenswassers in den Kondenswasserflaschen KI, KIIa bzw. KIIb (in mL)
$V_{Lösung}$	Volumen einer Lösung (in L)
$V_{N_2, atm}$	Volumen an N_2 in der Abluft, das dem atmosphärischen N_2 zuzurechnen ist (in m^3)
$V_{N_2, denitri}$	Volumen an N_2 in der Abluft, das Denitrifikationsprozessen zuzurechnen ist (in m^3)
$V_{N_2, in}$	Volumen an N_2 in der zur Belüftung eingesetzten Luft (in m^3)
$V_{N_2O, denitri}$	Volumen an N_2O in der Abluft (in m^3)
$V_{O_2, atm}$	Volumen an O_2 in der Abluft, das dem atmosphärischen O_2 zuzurechnen ist (in m^3)
$V_{O_2, in}$	Volumen an O_2 in der zur Belüftung eingesetzten Luft (in m^3)
V_{SI}	Sickerwasservolumen (in mL)
$V_{SI}/m_{wet-substrate, reactor}$	Sickerwasserbildung während einer Kompostierungsperiode; bezogen auf die Reaktor befindliche Substratfeuchtmasse (in L/Mg fm)
v_{TKN}	messtechnisch ermittelte Variationskoeffizienten bei verschiedenen Parallelproben in der TKN-Bestimmung (in %)
V_W	Volumen der Säurelösungsproben (in mL)
$V_{WI/WII/WIII}$	Volumen der Säurelösung in den Säurewaschflaschen WI, WII bzw. WIII (in mL)
w_{H_2O}	Wassergehalt einer frischen Feststoffprobe (in % FS)
w_{H_2O-FF}	Wassergehalt einer lufttrockenen und pulverisierten Feststoffprobe (in % FS)
$\Delta N_{N-org, substrate}$	
ρ	Schüttdichte (in kg/L)
Σc_N	N-Anteil an dem mit der Abluft ausgetragenen NH_3 -N oder mit dem Sickerwasser ausgetragenen N_{total} ; kumulativ, über den gesamten Kompostierungsprozess (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$\Sigma c_{NH_3-N, exhaust-air}$	kumulative NH_3 -N-Austräge mit der Abluft während der Kompostierung (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$\Sigma c_{N-total, leachate}$	kumulative N_{total} -Austräge mit dem Sickerwasser während der Kompostierung (in % dm bzw. g N/ Mg dm)
$\Sigma m_{NH_3-N, exhaust-air}$	Masse an mit der Abluft ausgetragenen NH_3 -N, kumulativ; bezogen auf die gemessenen NH_3 -N-Austräge aus dem Reaktor während der gesamten Kompostierung (in g/reactor)
$\Sigma m_{NH_4-N, substrate, sample}$	Beim Umsetzen mit dem Substrat ausgetragener NH_4^+ / NH_3 -N, kumulativ, bezogen auf die Probenahmeverluste aus dem Reaktor während der gesamten Kompostierung (in g/reactor)

$\Sigma m_{NO_2-N, substrate, sample}$	Beim Umsetzen mit dem Substrat ausgetragener NO_2^- -N, kumulativ, bezogen auf die Probenahmeverluste aus dem Reaktor während der gesamten Kompostierung (in g/reactor)
$\Sigma m_{NO_3-N, substrate, sample}$	Beim Umsetzen mit dem Substrat ausgetragener NO_3^- -N, kumulativ, bezogen auf die Probenahmeverluste aus dem Reaktor während der gesamten Kompostierung (in g/reactor)
$\Sigma m_{N-org, substrate, sample}$	Beim Umsetzen mit dem Substrat ausgetragener organischer-N, kumulativ, bezogen auf Probenahmeverluste aus dem Reaktor während der gesamten Kompostierung (in g/reactor)
$\Sigma m_{N-release, reactor}$	Austrag einer der folgenden N-Verbindungen: NH_3 -N der Abluft oder N_{total} des Sickerwassers, kumulativ, bezogen auf die N-Austräge aus dem Reaktor während der gesamten Kompostierung (in g/reactor)
$\Sigma m_{N-substrate, sample}$	Austrag einer der folgenden N-Verbindungen mit den Substratverlusten beim Umsetzen: N_{org} , NH_4^+/NH_3 -N, NO_3^- -N oder NO_2^- -N NH_3 -N; kumulativ, bezogen auf die N-Austräge aus dem Reaktor während der gesamten Kompostierung (in g/reactor)
$\Sigma m_{N-total, substrate, sample}$	Gesamtaustrag an N mit den Substratverlusten beim Umsetzen kumulativ, bezogen auf die Probenahmeverluste aus dem Reaktor während der gesamten Kompostierung (in g/reactor)
$\Sigma V_{SI}/m_{wet-substrate, reactor; 0}$	kumulative Sickerwasserbildung während des Kompostierungsprozesses; bezogen auf das im Reaktor befindliche Substrat (in L/Mg fm)

(2) Bei Formelzeichen häufig verwendete Indizes

0	bezogen auf den Startwert während der Kompostierung
e	bezogen auf den letzten Tag der Kompostierung
e-aerated	bezogen auf den letzten Tag der letzten belüfteten Phase
exhaust-air	bezogen auf die Abluft
FE	bezogen auf eine Extraktprobe
FF	bezogen auf eine getrocknete und pulverisierte Feststoffprobe
GAS	bezogen auf eine gasförmige Probe
i	Laufende Nummer des Terms bei Summenformeln
K	bezogen auf Kondenswasserprobe
K+W	bezogen auf eine Mischprobe aus Kondenswasser und Säurelösung
leachate	bezogen auf Sickerwasser
linear	bezogen auf den Zeitraum der linearen Abnahme des N_{org} in einer N-Bilanzserie
max	bezogen auf einen Minimalwert während der Kompostierung
min	bezogen auf einen Maximalwert während der Kompostierung
N	bezogen auf eine N-Verbindung allgemein

N	bezogen auf Austräge von $\text{NH}_3\text{-N}$ über die Abluft oder N_{total} mit dem Sickerwasser bzw. auf N_{org} , $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ oder $\text{NO}_2^-\text{-N}$ im Substrat
$\text{NH}_3\text{-N}$	bezogen auf den $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+\text{-N}$
$\text{NO}_2\text{-N}$	bezogen auf den $\text{NO}_2^-\text{-N}$
$\text{NO}_3\text{-N}$	bezogen auf den $\text{NO}_3^-\text{-N}$
non-aerated	bezogen auf eine unbelüftete Kompostierungsphase
N-org	bezogen auf den organischen Stickstoff
N-total	bezogen auf den Gesamt-Stickstoff
p	bezogen auf einen bestimmten Bilanzierungstermin
p+0,1d	bezogen auf einen bestimmten Bilanzierungstermin, bei dem eine N-Zugabe während des Umsetzens erfolgte (Werte nach der N-Zugabe)
p0, p1, p2, pe	bezogen auf den initialen, ersten, zweiten bzw. letzten Probenahmetermin
p-1	bezogen auf den, dem Probenahmetermin p vorangegangenen Termin
plateau	bezogen auf die späte Phase der Kompostierung, bei der sich die $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat nicht mehr signifikant ändern; bei Zeiten wird der Beginn der Phase charakterisiert
pt	bezogen auf Probenahmetermin zum Zeitpunkt t
reactor	bezogen auf den Inhalt des Reaktors bzw. die Austräge aus dem Reaktor
sample	bezogen auf die beim Umsetzen entstandenen Substratverluste
SI	bezogen auf eine Sickerwasserprobe
substrate	bezogen auf das Substrat
t	bezogen auf einen Kompostierungszeitpunkt
W	bezogen auf eine Säurelösungsprobe

(3) Konstanten

π	= Mathematische Konstante, Kreiszahl (3,141592)
$\text{C}_{\text{CO}_2,\text{atm}}$	= CO_2 -Konzentration der Atmosphäre (21,144 Vol. %)
$\text{C}_{\text{N}_2,\text{atm}}$	= N_2 -Konzentration der Atmosphäre (78,822 Vol. %)
$\text{C}_{\text{O}_2,\text{atm}}$	= O_2 -Konzentration der Atmosphäre (0,034 Vol. %)
d	= Reaktordurchmesser (0,4 m)
F1/F2/F3/F4/F5/F6	= Konstanten und Faktoren in verschiedenen Gleichungen
F_A / F_B	= Konstanten und Faktoren in verschiedenen Gleichungen
K_v	= Verteilungskoeffizient für die Verteilung von NH_3 zwischen wässriger Phase und umgebender Gasphase
M_{CO_2}	= molare Masse für CO_2 (44,00098 g mol ⁻¹)
M_N	= molare Masse für N (14,007 g mol ⁻¹)
M_{N_2}	= molare Masse für N_2 (28,0134 g mol ⁻¹)
M_{NH_3}	= molare Masse für CO_2 (17,031 g mol ⁻¹)
M_{O_2}	= molare Masse für O_2 (31,9988 g mol ⁻¹)

p_{atm}	= atmosphärischer Druck (101325 N m ⁻²)
R	= Allgemeine Gaskonstante (8,314472 J mol ⁻¹ K ⁻¹)
R_{CO_2}	= Gaskonstante für CO ₂ (188,92 N m kg ⁻¹ K ⁻¹)
R_{N_2}	= Gaskonstante für N ₂ (296,8 N m kg ⁻¹ K ⁻¹)
$R_{\text{N}_2\text{O}}$	= Gaskonstante für N ₂ O (188,92 N m kg ⁻¹ K ⁻¹)
R_{O_2}	= Gaskonstante für O ₂ (259,82 N m kg ⁻¹ K ⁻¹)

(4) Einheiten, chemische Formeln und sonstige Abkürzungen

% dm	Prozent, bezogen auf die im Substrat vorhandene Trockenmasse
% dm-0	Prozent der im Ausgangssubstrat vorhandenen Trockenmasse
% fm	Prozent, bezogen auf die Frischmasse des Substrates
% N _{org} -0	Prozent des im Ausgangssubstrat vorhandenen organischen Stickstoffs
% N _{total} -0	Prozent des im Ausgangssubstrat vorhandenen Gesamtstickstoffs
%	Prozent
(C ₁₀ H ₁₂ O ₅ N) _n	mögliche Summenformel für Huminsäuren
(C ₁₁ HO ₇) _n	mögliche Summenformel für Lignine
(C ₁₂ H ₁₂ O ₉ N) _n	mögliche Summenformel für Fulvosäuren
(C ₉ HO ₅) _n	mögliche Summenformel für Lignine
(NH ₄) ₂ CO ₃	Ammoniumcarbonat
(NH ₄) ₂ SO ₄	Ammoniumsulfat
°C	Grad Celsius
µg	Mikrogramm
¹³ C	Kohlenstoffisotop mit dem Atomgewicht 13
¹⁵ N	Stickstoffisotop mit dem Atomgewicht 15
a	Jahr
Abb.	Abbildung
ATP	Adenosintriphosphat
BioAbfVO	Bioabfallverordnung
bzw.	beziehungsweise
C	Kohlenstoff
C ₂ H ₂	Acetylen
C ₂ H ₄	Ethylen
C ₆ H ₁₂ O ₆	Glucose
Ca	Kalzium
ca.	circa
CaCl ₂	Kalziumchlorid
CH ₄	Methan
cm	Zentimeter = 10 ⁻² m
CO ₂	Kohlendioxid
CPMAS	Kreuzpolarisation mit Rotation um den magischen Winkel (Cross Polarization Magic Angle Spinning)

d	Tag
dm	Trockenmasse
DNA	Desoxyribonukleinsäure
e.V.	eingetragener Verein
Eg	Exagramm; 1 Eg = 10^{18} g
et al.	und andere
EU	Europäische Union
F	Testgröße des F-Tests zum Vergleich von Standardabweichungen
f_1 / f_2	Freiheitsgrade beim F- und beim t-Test
FE	Extraktprobe bei den Untersuchungen
FF	getrocknete und pulverisierte Feststoffprobe bei den Untersuchungen
fm	Frischmasse
FTIR	Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie (Fourier Transform InfraRed spectroscopy)
g	Gramm
g/reactor	Gramm pro Reaktor
GAS	Gasprobe bei den Untersuchungen
Gl.	Gleichung
Gln.	Gleichungen
h	Stunde
H ⁺	Wasserstoffion
H ₂	Wasserstoff
H ₂ CO ₃	Kohlensäure
H ₂ O	Wasser
H ₂ O ₂	Wasserstoffperoxyd
HCl	Salzsäure
HCO ₃ ⁻	Hydrogencarbonat
HNO ₂	Salpetrige Säure
HNO ₃	Salpetersäure
i.a.	im Allgemeinen
IR	Infrarot (InfraRed spectroscopy)
K	Kuondenswasserprobe bei den Untersuchungen
K	Kalium
K	Kelvin
Kap.	Kapitel
kg	Kilogramm
kg/reactor	Kilogramm pro Reaktor
kJ	Kilojoule
K _v	Verteilungskoeffizient
L	Liter
m ³	Kubikmeter
Mg	Magnesium

Mg	Megagramm; 1 Mg = 10 ⁶ g = 1 Tonne
mg	Milligramm
mL	Milliliter
mm	Millimeter
MSW	Municipal Solid Waste (städtische feste Abfälle)
N	Stickstoff
n, n ₁ , n ₂	Anzahl an Daten
N ₂	molekularer Stickstoff
N ₂ H ₄	Hydrazin
N ₂ O	Dinitrogenoxid
N ₂ O-N	Dinitrogenoxid-Stickstoff
NADP ⁺	Nicotinamidadenindinukleotidphosphat
NH ₂ OH	Hydroxylamin
NH ₃	Ammoniak
NH ₄ ⁺	Ammonium
NH ₄ ⁺ /NH ₃	Summe von Ammonium und Ammoniak
NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N	Summe von Ammonium- und Ammoniakstickstoff
NH ₄ NO ₃	Ammoniumnitrat
NH ₄ OH	Ammoniumhydroxid
NHOH	Hydroxylaminogruppe
NMR	Kernmagnetische Resonanz (Nuclear Magnetic Resonance)
n _N	Anzahl an Daten ; bezogen auf das Vorkommen einer der folgenden N-Verbindungen: N _{org} , NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N, NO ₃ ⁻ -N oder NO ₂ ⁻ -N im Substrat; NH ₃ -N-Austräge in die Abluft; N _{total} -Austräge mit dem Sickerwasser
n _{NH3-N,exhaust-air}	Anzahl der Daten, bei denen NH ₃ -N-Austräge in die Abluft detektiert wurden
n _{NO2-N,substrate}	Anzahl der Daten, bei denen NO ₂ ⁻ -N im Substrat detektiert wurde
n _{NO3-N,substrate}	Anzahl der Daten, bei denen NO ₃ ⁻ -N-Austräge im Substrat detektiert wurde
n _{N-org,substrate}	Anzahl der Messpunkte, bei denen N _{org} im Substrat detektiert wurde
n _{N-total,leachate}	Anzahl der Messpunkte, bei denen Sickerwasser und damit N _{total} -Austräge über das Sickerwasser detektiert wurden
NO	Nitrogenmonoxid
NO ₂ ⁻	Nitrit
NO ₂	Nitrogendioxid
NO ₂ ⁻ -N	Nitrit-Stickstoff
NO ₃ ⁻	Nitrat
NO ₃ ⁻ -N	Nitrat-Stickstoff
NOH	Nitroxyl
N _{org}	organischer Stickstoff
NO _x	Nitrogen Gase (NO und NO ₂)
N _{total}	Gesamtstickstoff
O ₂	molekularer Sauerstoff

OH ⁻	Hydroxylgruppe
P	Phosphor
PVC	Polyvinylchlorid
Py-FIMS	Pyrolyse-Feld-Ionisations-Massenspektrometrie (Pyrolysis-Field Ionization Mass Spectrometry)
Py-GC-MS	Pyrolyse-Gaschromatographie-Massenspektrometrie (Pyrolysis Gas Chromatography and Mass Spectrometry)
R	Rest
r ²	Bestimmtheitsmaß
r _n	linearer Korrelationskoeffizient nach Pearson
RNA	Ribonucleinsäure
R-NH ₂	Amide
S	Schwefel
s, s ₁ , s ₂	Standardabweichungen von Messreihen
SI	Sickerwasserprobe bei den Untersuchungen
Si	Signifikanz
sp.	Bestimmte Mikroorganismenart (Species)
spp.	Verschiedene Arten von Mikroorganismen einer Gattung
t	Testgröße des t-Tests zum Vergleich von Standardabweichungen
T	Temperatur
t	Zeit
Tab.	Tabelle
TC	Gesamt-Kohlenstoff
TKN	Kjeldahl-Stickstoff
TN	Gesamt-Stickstoff
u	Messunsicherheit
u.a.	unter anderem
UV	ultra-violett
u _{x1} , u _{x2} , u _{xn}	Messunsicherheit von Messwerten (Einheit des Messwertes)
V	Volumen
Vol. %	Volumenprozent
v _s	Variationskoeffizient; bestimmt auf Basis der Standardabweichung von Datensätzen (in %)
v _x	Verfahrensvariationskoeffizient einer Analysemethode; bestimmt nach DIN 32645 (in %)
v _y	Variationskoeffizient bei Mess- und Analysemethoden, bestimmt auf Basis eigener Erhebungen (in %)
v _z	Variationskoeffizient; bestimmt auf Basis einer Unsicherheitrechnung (in %)
W	Säurelösungsprobe bei den Untersuchungen
x, x ₁ , x ₂ , x _n	Variablen in einer Gleichung
x _A , x _B , x _C , x _D	Variablen in einer Gleichung
x _{NG}	Nachweisgrenze einer Analysemethode; bestimmt nach DIN 32645

$\bar{x}$	Mittelwert von Datensätzen
$\bar{x}_{NG}$	Durchschnittliche Nachweisgrenze eines Parameters; ermittelt mit Hilfe der Nachweisgrenze einer Analysemethode (x_{NG}) und dem Häufigkeitsschwerpunkte der Variablen, aus dem der Parameter berechnet wurde
z	Parameter, der aus Messwerten berechnet wurde
z.B.	zum Beispiel

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1-1:	Prinzipielle Verfahrensschritte in einer Kompostierungsanlage	4
Abb. 1-2:	Phasen einer Kompostierung.....	6
Abb. 1-3:	Möglichkeiten zur Steuerung der Kompostierung unter Berücksichtigung der Führungsglieder, der Steueroptionen sowie der Auswirkungen auf die Milieuparameter	13
Abb. 2-1:	Strukturformeln wesentlicher organischer N-Verbindungen	16
Abb. 2-2:	Größenordnungen der globalen N-Pools.....	17
Abb. 2-3:	N-Pools der terrestrischen und marinen Biosphäre.....	18
Abb. 2-4:	Wesentliche N-Ströme zwischen den Sphären und N-Pools	20
Abb. 2-5:	Reaktionen bei einer Proteolyse.....	26
Abb. 2-6:	Desaminierung katalysiert durch Aminooxidasen und Dehydrogenasen.....	28
Abb. 2-7:	Grundbausteine von Ligninen.....	50
Abb. 2-8:	Modell eines Fichtenlignins	51
Abb. 2-9:	Modell einer Bodenhuminsäure	54
Abb. 3-1:	Grundaufbau der Versuchsanlage unter Berücksichtigung der Stoff-, Daten- und Probenströme	67
Abb. 3-2:	Übersicht zur Beprobung der Reaktoren sowie zur Aufbereitung, Lagerung und chemischer Analytik der Proben.....	79
Abb. 3-3:	Schematische Darstellung der Teilbereiche einer N-Bilanz sowie Zuordnung der in Feststoffproben, Extrakten, Sickerwasser-, Kondenswasser-, Säurelösungs- und Gasproben ermittelten N-Verbindungen zu den Bilanzteilbereichen	84
Abb. 3-4:	Darstellungsformen einer N-Bilanzserien am Beispiel der Versuchsreihe R5c	94
Abb. 4-1:	Ausgewählte N-Bilanzen zur Darstellung der bilanzierbaren N-Verbindungen im Substrat, in der Abluft und im Sickerwasser	113
Abb. 4-2:	Veränderung des Gasvolumens und der Gaszusammensetzung von atmosphärischer Luft durch eine Kompostierung.....	116

Abb. 4-3:	Box-Plots von erhöhten N ₂ - und von N ₂ O-Konzentrationen in der Abluft von belüfteten und in unbelüfteten Phasen.....	123
Abb. 4-4:	Histogramm der Belüftungsraten	127
Abb. 4-5:	N ₂ O-Konzentrationen in der Abluft in Abhängigkeit von der Kompostierungszeit und der Belüftung	129
Abb. 4-6:	N ₂ O-Konzentrationen in der Gasphase unbelüfteter Kompostierungsperioden in Abhängigkeit von der O ₂ -Konzentration in der Gasphase	131
Abb. 4-7:	Box-Plot der „Vollständigkeit der Bilanz“	133
Abb. 4-8:	Ausgewählte N-Bilanzen mit ihren „Probenahme und analytisch bedingten Unsicherheitsbereichen“	135/136
Abb. 4-9:	Box-Plots der Variationskoeffizienten bei der Kjeldahl-N-Bestimmung bei 53 Probenahmeterminen	142
Abb. 4-10:	Vergleich von 2 Analysemethoden zur Bestimmung des Gehaltes an N _{org} auf Basis einer Kjeldahl-Analyse	147
Abb. 4-11:	Ausgewählte N-Bilanzserien zur Darstellung der Grundtypen..	153/154
Abb. 4-12:	Schematische Darstellung der Grundtypen vom N-Bilanzserien und wesentliche Kennparameter	156
Abb. 4-13:	Durchschnittlichen Abbauraten im linearen Bereich der N _{org} -Abnahme in Abhängigkeit von der durch das Verhältnis von leicht zu schwer abbaubaren Bestandteilen bestimmten Substratkomposition	166
Abb. 4-14:	Box-Plots der N _{org} -Gehalte der Substrate zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung	179
Abb. 4-15:	Schematische Darstellung des Verlaufes der N _{org} -Gehalte in den Substraten während der Kompostierung mit wesentlichen verlaufsbestimmenden Einflussfaktoren.	182
Abb. 4-16:	Box-Plots der NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N-Gehalte der Substrate.....	189
Abb. 4-17:	Ausgewählte Verläufe der N _{org} - und NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N-Gehalte der Substrate sowie der NH ₃ -N-Austräge während einer Bilanzierungsperiode	190
Abb. 4-18:	Histogramm der NH ₃ -N-Gesamt-Austräge über die Abluft	194
Abb. 4-19:	Box-Plots der durchschnittlichen NH ₃ -N-Austragsraten	196
Abb. 4-20:	Histogramm der finalen durchschnittlichen NH ₃ -N-Austragsraten am letzten Tag der letzten belüfteten Phase.....	199
Abb. 4-21:	Abhängigkeit der NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N-Gehalte im Substrat von verschiedenen Einflussfaktoren.	205
Abb. 4-22:	Abhängigkeit der durchschnittlichen NH ₃ -N-Austragsraten von verschiedenen Einflussfaktoren.	209

Abb. 4-23:	Abhängigkeit der durchschnittlichen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten vom Gehalt an austragsfähigem $\text{NH}_3\text{-N}$ im Substrat	210
Abb. 4-24:	Schematische Darstellung der Verläufe der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehalte im Substrat und der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austragsraten in die Gasphase.	217
Abb. 4-25:	Box-Plots der NO_3^- -N- und NO_2^- -N-Gehalte der Substrate	221
Abb. 4-26:	Histogramme zu den NO_2^- - und NO_3^- -N-Verbrauchs- und Akkumulationsraten	224
Abb. 4-27:	Gemeinsames oder separates Auftreten von NO_3^- -N und NO_2^- -N im Substrat	225
Abb. 4-28:	Abhängigkeit der NO_3^- -N-Akkumulationsraten von relevanten Prozess- und Milieuparametern	227
Abb. 4-29:	Box-Plots der NO_3^- -N-Akkumulationsraten	229
Abb. 4-30:	Schematische Darstellung der Einflüsse auf eine NO_3^- -N-Akkumulation bei der Kompostierung.....	230
Abb. 4-31:	Beispiele für die Abnahme der NO_3^- -N-Gehalte im Substrat während ausgewählter Kompostierungsperioden.	232
Abb. 4-32:	Durchschnittliche NO_3^- -N-Verbrauchsrate in der linearen Verbrauchsphase in Abhängigkeit vom NO_3^- -N-Gehalt des Substrates	234
Abb. 4-33:	Histogramme der N_2 -Generierung während der Kompostierung.....	238
Abb. 4-34:	Histogramm der durchschnittlichen N_2 -Generierungsraten.	239
Abb. 4-35:	Schematische Darstellung des Zusammenhanges zwischen NO_3^- -N-Generierung, NO_3^- -N-Akkumulation, NO_3^- -N-Verbrauch und N_2 -Generierung sowie den wesentlichen Einflussfaktoren.....	244
Abb. 4-36:	Box-Plot des gebildeten Sickerwassers.....	248
Abb. 4-37:	Box-Plots der durchschnittlichen Austragsraten vom Gesamt-N- und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ mit dem Sickerwasser.	251
Abb. 4-38:	Histogramm der N-Gesamt-Austräge über das Sickerwasser.....	252
Abb. 4-39:	Funktionaler Zusammenhang zwischen der Auswaschung von N-Verbindungen mit dem Sickerwasser bezogen auf die Substratfeuchtsubstanz.....	257
Abb. 4-40:	Funktionaler Zusammenhang zwischen den Konzentrationen an organischem N und an $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$	259
Abb. 5-1:	Grundprozesse der N-Dynamik bei der Kompostierung und ihre N-Komponenten.....	294
Abb. 5-2:	Übersicht über die N-Gehalte sowie ihre Detektionshäufigkeit	296

Abb. 5-3:	Übersicht über die kumulativen N-Emissionen ermittelt für alle Versuchsreihen am Ende der Kompostierung.....	297
Abb. 5-4:	Globale Betrachtung des Lebensweges des N von der Düngung über die Nahrungs- und Futtermittelproduktion sowie der Nahrungs- und Futtermittelverwertung bis zum Verbleib des überschüssigen N in festen und flüssigen Abprodukten unter besonderer Berücksichtigung der Bioabfälle	301
Abb. 5-5:	N-Management-Konzepte zur Erhöhung des Düngemittelwertes von Komposten bzw. zur Erzeugung eines $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Düngers als Nebenprodukt einer Kompostierungsanlage	307
Abb. 5-6:	N-Management-Konzept für eine Kompostierungsanlage zur Überführung des N in nicht reaktive N-Verbindungen.....	310

Tabellenverzeichnis

Tab. 2-1:	Wesentliche anorganische N-Verbindungen.....	15
Tab. 2-2:	Biomasse von Pilzen und Bakterien.....	48
Tab. 3-1:	Maßnahmen zur Variation der chemisch-physikalischen Eigenschaften der Inputsubstrate.	76
Tab. 3-2:	An der Versuchsanlage gemessene und zur Auswertung herangezogene on- und off-line-Parameter.	77
Tab. 3-3:	Übersicht über die bei den verschiedenen Probentypen verwendeten und zur Auswertung herangezogenen Analyseparameter mit den entsprechenden Formelzeichen, Probentypen, Nachweisgrenzen und Verfahrensvariationskoeffizienten bzw. versuchsspezifischen Variationskoeffizienten	81
Tab. 4-1:	Zur Auswertung herangezogene Prozess- und Milieuparameter sowie N-Komponenten einschließlich ihrer Spannweite und Messpunktanzahl	112
Tab. 4-2:	Statistischer Überblick über die erhöhten N ₂ - und die N ₂ O- Konzentrationen in den Abluftproben.....	115
Tab. 4-3:	Analytisch bedingte Variationskoeffizienten	139
Tab. 4-4:	Analytisch bedingte Unsicherheiten der Anteile der verschiedenen N-Verbindungen einer Bilanz	141
Tab. 4-5:	Ausgewählte Variationskoeffizienten des N _{org} -Gehaltes des Substrates.	144
Tab. 4-6:	Grundtypen von N-Bilanzen mit wesentlichen Kennparameter sowie wesentlichen Substrateigenschaften.	159
Tab. 4-7:	Korrelation verschiedener Milieu- und Passparameter mit der durchschnittlichen Norg-Abbaurate	167
Tab. 4-8:	Statistischer Überblick über die Detektion von N _{org} in 53 Kompostierungsversuchen	176
Tab. 4-9:	Statistischer Überblick über die Detektion von NH ₃ -N in 53 Kompostierungsversuchen	184
Tab. 4-10:	Korrelation verschiedener Milieu- und Prozessparameter mit dem NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N-Gehalt des Substrates sowie die Spannweite der untersuchten Bereiche.	192

Tab. 4-11:	Korrelation verschiedener Milieu- und Prozessparameter mit der $\text{NH}_3\text{-N}$ - Austragsrate sowie die Spannweite der untersuchten Bereiche.	203
Tab. 4-12:	Statistischer Überblick über die Detektion von $\text{NO}_3^- \text{-N}$ und $\text{NO}_2^- \text{-N}$ in 53 Kompostierungsversuchen.	208
Tab. 4-13:	Korrelation verschiedener Milieu- und Prozessparameter mit den $\text{NO}_3^- \text{-N}$ -Akkumulationsraten sowie die Spannweite der untersuchten Bereiche.	219
Tab. 4-14:	Bereiche mit gehäuftem Auftreten von $\text{NO}_3^- \text{-N}$ -Akkumulationen für ausgewählte Milieuparameter.	226
Tab. 4-15:	Milieubereiche, in denen ein $\text{NO}_3^- \text{-N}$ -Verbrauch festgestellt wurde sowie die Korrelation der Milieuparameter mit den normierten $\text{NO}_3^- \text{-N}$ -Verbrauchsrate.	228
Tab. 4-16:	Statistischer Überblick über die Milieubedingungen, die eine N_2 -Generierung ermöglichten	242
Tab. 4-17:	Korrelation der Sickerwasserbildung mit verschiedenen Milieu- und Prozessparametern	249
Tab. 4-18:	Statistischer Überblick über das Sickerwasservolumen, die Austräge von N-Verbindungen mit dem Sickerwasser und die durchschnittlichen N-Austragsraten.	250
Tab. 4-19:	Korrelationen der Gesamt-N-Austräge und der $\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge über das Sickerwasser mit verschiedenen Milieu- und Prozessparametern.	254
Tab. 4-20:	Vergleich der Konzentrationen von N-Verbindungen in Sickerwässern	260
Tab. 5-1:	Zur Auswertung herangezogene Prozess- und Milieuparameter sowie N-Komponenten einschließlich ihrer Spannweite und Messpunktanzahl.	290
Tab. 5-2:	Übersicht über den Anteil der verschiedenen N-Umsetzungsprozesse am Gesamtumsatz während der Kompostierung.	292

Anlagenverzeichnis

Anlage Ia	Überblick über das Vorkommen von N-Verbindungen in wesentlichen Zellbestandteilen von Bakterien und Pilzen
Anlage Ib	Klassifikation der Huminstoff-Fractionen entsprechend ihrer Löslichkeitseigenschaften
Anlage Ic	Anteile unterschiedlicher organischer N-Verbindungen in Erle-, Kompost- und Bodensubstraten. Die Daten basieren auf der Analyse des Hydrolysates nach einer Säurehydrolyse des jeweiligen Substrates
Anlage Id	Theoretische Betrachtungen zum Ausschluss der Möglichkeit einer N ₂ -Fixierung bei der Kompostierung
Anlage IIa	Variationen des Aufbaus der Versuchsanlage hinsichtlich der Betriebsweise des Bioreaktordoppelmantels, des Zustandes und der Strömung der Zuluft, der Erfassungsstellen des Kondenswassers, der Weiterleitung der Abluft sowie der zusätzlich in der Abluftleitung installierten Messgeräte
Anlage IIb	Charakteristik der Prozesssteuerung hinsichtlich der Versuchsdauer, der Belüftungsrate, der Anzahl der Umsetzungen pro Woche, der Art und Weise der Befeuchtung in den verschiedenen Kompostierungsphasen sowie der während der Kompostierung eingesetzten Zusatzstoffe
Anlage IIc	Zusammensetzungen des Inputmaterials der Versuche untergliedert nach realen Abfällen, nach definierten leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen der Modellabfälle sowie nach sonstigen Zuschlagstoffen
Anlage IId	Charakteristik des Inputmaterials der Versuche hinsichtlich wesentlicher chemisch-physikalischer Eigenschaften (Wassergehalt, pH-Wert, Schüttdichte, Aschegehalt, Organikgehalte, C/N-Verhältnis) einschließlich der Gesamt-N-Gehalte und der Gehalte der verschiedenen N-Verbindungen sowie der N-Anteile an der N-Bilanz
Anlage IIIa	Online-Messung von Temperaturen
Anlage IIIb	Messung von Volumenströmen
Anlage IIIc	Messung des CO ₂ -Gehaltes
Anlage IVa	Bestimmung der Substratfeuchtmasse und ihrer Verluste
Anlage IVb	Bestimmung des Füllstandes im Reaktor
Anlage IVc	Bestimmung der Volumina von Sickerwasser, Kondenswasser und Säurelösung
Anlage Va	Entnahme, Trocknung und Pulverisierung der Substratproben
Anlage Vb	Herstellung der Feststoffextrakte

Anlage Vc	Gewinnung von Sickerwasser, Kondenswasser und Säurelösung
Anlage VIa	Bestimmung des Wassergehaltes und der Trockenmasse
Anlage VIb	Bestimmung des Organikgehaltes der Feststoffe
Anlage VIc	Bestimmung des Gesamt-N (TN) in getrockneten Feststoffen
Anlage VID	Bestimmung des Kjehldahl-N (TKN) in Feststoffen
Anlage VIe	Bestimmung des Gesamt-C (TC) in Feststoffen
Anlage VI f	Bestimmung des Gesamt-N (TN) in Flüssigkeiten
Anlage VIg	Bestimmung des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ Gehaltes in Flüssigkeiten
Anlage VIh	Bestimmung des NO_3^- - und NO_2^- -N-Gehaltes in Flüssigkeiten
Anlage VIIi	Bestimmung des pH-Wertes
Anlage VIj	Bestimmung der Konzentrationen von O_2 , CO_2 , H_2 , CH_4 , N_2 , N_2O in gasförmigen Proben
Anlage VIIa	N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse <i>R4a, R5a, R6a, R7a, R8a, R9a</i> und <i>R10a</i>
Anlage VIIb	N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse <i>R2b, R3b, R4b, R5b, R6b, R7b</i> und <i>R8b</i>
Anlage VIIc	N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse <i>R9b, R10b, R2c, R3c, R4c, R5c</i> und <i>R6c</i>
Anlage VIId	N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse <i>R7c, R8c, R9c, R2d, R4d, R5d</i> und <i>R8e</i>
Anlage VIIe	N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse <i>R9e, R6g, R7g, R1i, R3i, R4i</i> und <i>R7i</i>
Anlage VIIf	N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse <i>R8i, R9i, R1j, R2j, R3j, R1k</i> und <i>R2k</i>
Anlage VIIg	N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse <i>R3k, R4k, R5k, R6k, R7k, R8k</i> und <i>R1l</i>
Anlage VIIh	N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse <i>R1m, R2m, R3m</i> und <i>R4m</i>
Anlage VIIa	Kenngrößen zur Charakteristik der N_2 - und N_2O -Austräge in die Abluft: Größenordnungskategorien und Phasen einer Detektion von erhöhten N_2 -Konzentrationen (>78,8 Vol. %) sowie von N_2O ; Größenordnungskategorien für die indirekt nachgewiesene N_2 -Generierung, Gesamtausträge bis zum Ende der Kompostierung sowie durchschnittliche Austragsraten für das generierte N_2
Anlage VIIb:	Charakteristik der $\text{NH}_3\text{-N}$ -Austräge in die Abluft und der N_{total} -Austräge mit dem Sickerwasser: Anzahl der Bilanzierungstermine mit Detektionen pro Versuchsreihe, Größenordnungs- und Verlaufskategorien, kumulative Gesamt-N-Austräge, Maximum der durchschnittlichen Austragsraten , Zeitpunkte des Auftretens, finale

Austragsraten in der letzten belüfteten Phase, Zeitpunkte des Auftretens, N-Anteile in der finalen N-Bilanz sowie Sickerwasserbildung

- Anlage VIIIc:** Kenngrößen zur Charakteristik der N-Bilanzen: Anzahl der N-Einzelbilanzen pro Versuchsreihe, Gesamtkompostierungszeit, initialer N_{org} -Anteil, Anteil von N-Zugaben zum Zugabezeitpunkt, minimaler und maximaler N_{org} -Anteil mit entsprechenden Zeitpunkten, Gesamtveränderung des N_{org} bis zum Ende der Kompostierung, N_{org} -Abbau- bzw. Immobilisationsrate im linearen Bereich mit den entsprechenden Zeitspannen, Bilanzgrundtyp (Kap. 4.1.5.3.), der die Veränderung des N_{org} -Anteils während der Kompostierung beschreibt
- Anlage VIIIId:** Kenngrößen zur Charakteristik der Gehalte von N_{org} und NH_4^+/NH_3 -N im Substrat: Anzahl der Detektionen; Kategorien für die Größenordnung und den zeitlichen Verlauf, maximale, minimale und finale Gehalte einschließlich der Zeitpunkte des jeweiligen Auftretens sowie durchschnittliche Gehalte in der Plateauphase und Zeitpunkt ihres Beginns
- Anlage VIIIE:** Kenngrößen zur Charakteristik der Budgets von NO_3^- -N und NO_2^- -N im Substrat: Anzahl der Detektionen; Kategorien für die Größenordnung, maximale und minimale Budgets einschließlich der Zeitpunkte ihres Auftretens
- Anlage VIIIf:** Kenngrößen zur Charakteristik der N-Dynamik: Anteile der N-Verbindungen im Substrat und der ausgetragenen N-Verbindungen in der letzten Bilanz einer Versuchsreihe sowie Anteil der verschiedenen N-Umsetzungsprozesse am Gesamtumsatz während der Kompostierung
- Anlage IXa:** Zusammenstellung ausgewählter Literatur zur Ammonifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Ammonifikation relevant sind
- Anlage IXb:** Zusammenstellung ausgewählter Literatur zur Nitrifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Nitrifikation relevant sind
- Anlage IXc:** Literaturzusammenstellung zur Denitrifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Denitrifikation relevant sind
- Anlage IXd:** Literaturzusammenstellung zur N-Immobilisierung in Huminstoffe bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, Probenaufbereitungs- und Analysemethoden, der Huminstofffraktionen sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der N-Immobilisierung relevant sind
- Anlage IXe:** Literaturzusammenstellung zur N_2 -Fixierung bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der

Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Untersuchung der
Möglichkeit einer N₂-Fixierung relevant sind

Anlagen

Anlage Ia

Überblick über das Vorkommen von N-Verbindungen in wesentlichen Zellbestandteilen von Bakterien und Pilzen (zusammengestellt aus Burdon, 2001¹ und Madigan et al., 2007).

Zellbestandteil	Mikroorganismengruppe	N-Verbindungen
Zellwand	Gram-positive Bakterien	Peptidoglycane (Murein)
	Gram-negative Bakterien	Peptidoglycane (Murein); Lipoproteine (Phospholipide mit Peptidoglycanen), Proteine (Porine)
	Pilze	1,4- β -N-Acetylglucosamin (Chitin) ¹
Zytoplasmatische Membran	Bakterien, Pilze	Phospholipide mit eingebetteten Proteinen
Zytoplasma	Bakterien, Pilze	Wässrige Lösung mit Aminosäuren und anderen löslichen N-Verbindungen
Nukleotid	Bakterien	mit Strukturproteinen stabilisiertes DNA-Molekül
Zellkern	Pilze	oft durch Proteine verbundene Chromosomen einer komplexen DNA
Ribosomen	Bakterien, Pilze	Proteine, RNA
Mitochondrien	Pilze	Membran: Phospholipide mit eingebetteten Proteinen; Inneres: Enzyme und Transportproteine
Einschlüsse	Bakterien, Pilze	Diverse abgelagerte Komponenten (Bildung bei N-Überschüssen, Verbrauch bei Limitationen im Substrat)

Anlage Ib Klassifikation der Huminstoff-Fractionen entsprechend ihrer Löslichkeitseigenschaften (nach Ziechmann, 1980).

Fraktion¹	Basen	Säuren
Fulvosäuren	löslich	löslich
Huminsäuren	löslich	unlöslich
Humine	unlöslich	unlöslich

1 Die Fraktionen sind keine chemisch exakt definierten Komponenten.

Anlage Ic

Anteile unterschiedlicher organischer N-Verbindungen in Erle-, Kompost- und Bodensubstraten. Die Daten basieren auf der Analyse des Hydrolysates nach einer Säurehydrolyse des jeweiligen Substrates (zusammengestellt und kalkuliert aus Angaben bei: Gonzalez-Prieto et al. (1995), Gonzalez-Prieto et al. (1993); Anderson et al., 1989; Cortez und Schnitzer (1979).

N- Verbindung	N-Gehalt in % des organischen N		
	Erle ¹	Kompost ²	Boden
Hydrolysierte N-Verbindungen			
Aminosäuren	40-41	32-37	40±7 ³
Aminozucker (Hexoamin)	1,2-1,5	3-6	7±2 ³
Nukleinsäuren	-	-	0,2-7,4 ⁴
			0,4±0,1 ³
N-haltige Abbauprodukte der Hydrolyse			
Ammonium (NH ₄ ⁺)	0,6-0,9	2,4-4,2	21±5 ³
Amide (R-NH ₂)	4,7-5,2	< 1	2-8,5 ⁵
Nicht identifiziert	30-32	42-47	19±6 ³
Nicht-hydrolysierte N-Verbindungen			
Nicht identifiziert	20-23	14	15±6 ³
Nicht identifizierte N-Verbindungen insgesamt			
Summe ⁶	57-58	58-65	55±17 ³

¹ zwei Erlenarten jeweils als Doppelprobe; Gonzalez-Prieto et al., 1995

² Kompostproben aus 4 unterschiedlichen Anlagen, nur 1 Probe zur R-NH₂-Bestimmung, Gonzalez-Prieto et al., 1993

³ Von Anderson et al. (1989) zusammengefasste Daten verschiedener Autoren

⁴ 15 verschiedene Bodenproben; Cortez und Schnitzer, 1979

⁵ zitiert in Gonzalez-Prieto et al. (1993)

⁶ Summe aus N-haltigen Abbauprodukten und nicht identifizierten N-Verbindungen im Hydrolysat und den nicht identifizierten Verbindungen im Hydrolyserückstand

Anlage Id Theoretische Betrachtungen zum Ausschluss der Möglichkeit einer N₂-Fixierung bei der Kompostierung

(A) Kalkulationen zum C-Verbrauch

Bei der N₂-Fixierung wird eine große Menge an C zur Gewährleistung der Energieversorgung benötigt. Im Folgenden wird berechnet, wieviel N unter Verwendung des vorhandenen C theoretisch fixiert werden könnte. Für die Kalkulationen wurden einige Annahmen getroffen:

Bezüglich der möglichen N₂-Fixierung pro verbrauchtem C werden in der Literatur einige Richtwerte gegeben. Die höchste N₂-Fixierung wurde von Müller (1965)¹ mit 10 mg N / g verbrauchtem C für eine N₂-Fixierung durch *Azotobacter* spp. angegeben. Da *Azotobacter* spp. zu den bekanntesten asymbiotischen N₂-Fixierern gehören, ist es nicht wahrscheinlich, dass bei der Kompostierung eine höhere N₂-Fixierung pro verbrauchtem C eintreten kann.

Für die Kalkulationen wurden C-Gehalte zwischen 7-47 g C / 100 g dm herangezogen. Diese Spannweite basiert auf den minimalen und den maximalen C-Gehalten der in den eigenen Versuchen verwendeten Ausgangssubstrate.

Weiterhin wurde die Spannweite der bei der Kompostierung üblichen Abbaugrade der organischen Substanz nach Krogmann und Körner (2000) mit 35-80 % angenommen.

Annahmen:

Faktor für maximale N ₂ -Fixierung:	$F_{\text{fixation}} = 10 \text{ mg N / g C}$
C-Gehalt im Ausgangsmaterial:	$m_{C;0} = 7-47 \text{ g C / 100 g dm}$
Abbaugrad der organischen Substanz:	$DR = 35-80 \%$

Kalkulationen:

- (1) Der maximale C-Abbau ($m_{C;\text{loss}}$) der organischen Fraktion bei der Kompostierung wurde wie folgt ermittelt:

$$m_{C;\text{loss}} = \frac{DR \cdot m_{C;0}}{100\%} = \frac{35...80 \% \cdot 7...47 \text{ g C/100g dm}}{100\%} = 2,5...37,6 \text{ g C/100g dm}$$

¹ zitiert in Gottschall (1990)

- (2) Wenn der abgebaute C ($m_{C;loss}$) vollständig für die N₂-Fixierung verwendet würde, könnte folgende Menge an N ($m_{N;fixation}$) fixiert werden:

$$\begin{aligned} m_{N;fixation} &= m_{C;loss} \cdot F_{fixation} = 2,5...37,6 \text{ g C/100 g dm} \cdot 10 \text{ mg N/g C} \\ &= 25....376 \text{ mg N/100g dm} \end{aligned}$$

- (3) Ott (1980)¹ ermittelte bei seinen Versuchen eine maximale N₂-Fixierung von 26 % N_{total}-0. Bei einem angenommenen N_{total}-0 von = 2 % dm für Festmist ergibt dies eine N₂-Fixierung von 520 mg N / 100 g dm.

Nuntagij et al. (1989) ermittelte bei seinen Versuchen eine maximale N₂-Fixierung von 800 mg N / 100 g dm.

Schlussfolgerung:

Gemäß Punkt (2) könnten nur 25...376 mg N/ 100 g dm fixiert werden, wenn man annimmt, dass sämtlicher abgebauter C nur für die N₂-Fixierung verwendet wird. Die wesentlichen C-verbrauchenden Stoffwechselprozesse bei der Kompostierung dienen jedoch der Mineralisierung der organischen Substanz. Falls N₂-Fixierungsprozesse stattfinden würden, wären diese so geringfügig, dass sie auf Grund der Probeninhomogenität nicht erkannt werden könnten. Die bei Ott (1980)¹ sowie bei Nuntagij et al. (1989) ermittelte N₂-Anstiege (Punkt 3), welche über die in Punkt (2) ermittelte theoretische N₂-Fixierung hinausgehen, sind vermutlich auf die Inhomogenitätsproblematik (Kap. 4.1.4.3.) zurückzuführen.

Es ist also nicht ausreichend verfügbarer C im Substrat enthalten, welcher benötigt würde, damit die zur N₂-Fixierung nötige Energieversorgung gewährleistet ist. Die zur N₂-Fixierung befähigten Mikroorganismen würden in diesem Falle andere Stoffwechselwege einschlagen, um ihren N-Bedarf zu decken.

(B) Kalkulationen zur N-Hemmung

Die Fixierung von N₂ aus der Atmosphäre in Biomasse wird durch leicht verfügbare N-Verbindungen im Substrat gehemmt. Loveless (1999) gibt einen Wert für die Inhibierung der Nitrogenasen ab 180 mg N pro L Substratlösung an. Diese diene in den folgenden Betrachtungen als Richtwert. Für die Kalkulationen wurde auf die Ergebnisse

¹ zitiert in Gottschall (1990)

der eigenen Untersuchungen zurückgegriffen. Hierbei wurden der Gehalt an $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ als wesentliche lösliche N-Verbindung sowie der Wassergehalt der Substrate berücksichtigt.

Annahmen:

Hemmung der N_2 -Fixierung:

180 mg N / L Lösung

- (1) Die im Reaktor vorhandene Wassermasse wurde wie folgt ermittelt:

$$m_{\text{H}_2\text{O};\text{reaktor}} = \frac{m_{\text{dry-substance};\text{reaktor}}}{100\% - c_{\text{H}_2\text{O};\text{reaktor}}}$$

Die Wassergehalte lagen bei den verschiedenen Messpunkten zwischen 14 und 94 % FS mit einem Häufigkeitsschwerpunkt zwischen 50 und 60 % FS.

- (2) Es wurde angenommen, dass die löslichen N-Verbindungen vollständig in der wässrigen Phase des Substrates vorliegen. Der Bereich der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in der wässrigen Lösung ergibt sich dann für die eigenen Versuche wie folgt:

$$\frac{m_{\text{NH}_3\text{-N},\text{substra};\text{reaktor}}}{m_{\text{H}_2\text{O};\text{reaktor}}} = > 0 \dots 22000 \text{ mg } \text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N} / \text{L } \text{H}_2\text{O}$$

Schlussfolgerung:

Der Häufigkeitsschwerpunkt lag zwischen 300 und 2600 mg $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ / L Lösung und damit deutlich über der Konzentration, die bei Loveless (1999) für eine Inhibierung angegeben wurde. Nur 20 % aller Werte lagen unterhalb der bei Loveless (1999) angegebenen Hemmkonzentration. Wenn man nun noch berücksichtigt, dass weiterhin organische lösliche Verbindungen (ca. das 3 fache das $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ -Gehaltes; Kap. 4.2.5.) sowie teilweise $\text{NO}_3^-\text{-N}$ im Substrat enthalten sind, verringert sich dieser Anteil noch um ein Vielfaches. Daher wird die Möglichkeit einer N_2 -Anreicherung aufgrund einer N_2 -Fixierung als vernachlässigbar eingeschätzt.

Bezeichnung		Bioreaktor	Zuluft	Kondenswasser	Abluft	Messgeräte
Lfd.	Expe- riment	Doppelmantel				Messgeräte ^A
Nr.	riment					
1	R4a	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	Feuchte, NH ₃
2	R5a	nachreguliert / 65 °C / 45 °C ^C	trocken, von unten nach oben	nur nach Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	Feuchte, NH ₃
3	R6a	nachreguliert / 65 °C / 45 °C ^C	trocken, von unten nach oben	nur nach Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	Feuchte, NH ₃
4	R7a	nachreguliert / 55 °C / 35 °C ^C	trocken, von unten nach oben	nur nach Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	Feuchte, NH ₃
5	R8a	nachreguliert/ 55-60 °C / 35 °C ^C	trocken, von unten nach oben	nur nach Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	Feuchte, NH ₃
7	R9a	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	Feuchte, NH ₃
6	R10a	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nur nach Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
8	R2b	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nur nach Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
9	R3b	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	Feuchte, NH ₃
10	R4b	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
11	R5b	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
12	R6b	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
13	R7b	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
14	R8b	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
16	R9b	35 °C / nachreguliert ^D	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung/ Gasbeutel ^E	keine
15	R10b	nachreguliert	trocken. Oberfläche ^F	nur nach Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung	keine
17	R2c	nachreguliert	trocken. Oberfläche ^F	nur nach Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung	keine
18	R3c	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung	keine
19	R4c	35 °C / nachreguliert ^D	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B / Gasbeutel ^E	keine
20	R5c	55 °C / nachreguliert ^D	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B / Gasbeutel ^E	keine
21	R6c	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
22	R7c	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
23	R8c	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
24	R9c	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung ^B	keine
25	R2d	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung	keine
26	R4d	nachreguliert	feucht, von unten nach oben ^G	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung / in Blasensäule ^H	keine
27	R5d	nachreguliert	trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschränk	in Mess- und Abluftleitung	keine
A		immer vorhanden: Messgeräte für c _{CO2} , p _{out} , V _{out} , T _{out}				
B		in unbelüfteten Phasen (siehe Anlage IIb) nur in Ablufkanal				
C		Temperierung auf vorgegebene Temperatur zwischen 9. und 12. sowie 13. und 21. Woche				
D		Temperierung auf vorgegebene Temperatur zwischen 0. und 3. Woche				
E		(siehe Anlage IIb) in Gasbeutel				
		F Überströmung der Substratunter- und Oberseite G Befuchtung mittels Waschflasche H Blasensäule vor Mess- und Abluftleitung zwischen 0. und 9. Woche				

Anlage IIa: Variationen des Aufbaus der Versuchsanlage hinsichtlich der Betriebsweise des Bioreaktordoppelmantels, des Zustandes und der Strömung der Zuluft, der Erfassungstellen des Kondenswassers, der Weiterleitung der Abluft sowie zusätzlich in der Abluftleitung installierter Messgeräte (Der Grundaufbau der Versuchsanlage ist in Kap. 3.2.1. dargestellt).

Bezeichnung		Bioreaktor		Periphere Einrichtungen		Abluft	Messgeräte
<i>Lfd.</i>	<i>Expe- riment</i>	<i>Doppelmantel</i>		<i>Zuluft</i>	<i>Kondenswasser</i>	<i>Abluft</i>	<i>Messgeräte</i> ^A
28	R8e	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
29	R9e	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
30	R6g	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
31	R7g	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
32	R1i	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
33	R3i	nachreguliert		feucht, von unten nach oben ^I	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess-, Abluft- und Zuluftleitung ^I	keine
34	R4i	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
35	R7i	nachreguliert		feucht, von unten nach oben ^I	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess-, Abluft- und Zuluftleitung ^I	keine
36	R8i	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
37	R9i	nachreguliert		feucht, von unten nach oben ^I	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess-, Abluft- und Zuluftleitung ^I	keine
38	R1j	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
39	R2j	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
40	R3j	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
41	R1k	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
42	R2k	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
43	R3k	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
44	R4k	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
45	R5k	nachreguliert		feucht, von oben nach unten ^K	nach Reaktor, ohne Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
46	R6k	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
47	R7k	nachreguliert		feucht, von oben nach unten ^K	nach Reaktor, ohne Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
48	R8k	nachreguliert		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor & Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
49	R1l	nicht nachreguliert, luftgefüllt		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor ; im Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
50	R1m	nicht nachreguliert, luftgefüllt		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor ; im Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
51	R2m	nicht nachreguliert, luftgefüllt		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor ; im Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
52	R3m	nicht nachreguliert, luftgefüllt		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor ; im Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine
53	R4m	nicht nachreguliert, luftgefüllt		trocken, von unten nach oben	nach Reaktor ; im Kühlschrank	in Mess- und Abluftleitung	keine

A immer vorhanden: Messgeräte für c_{CO_2} , p_{out} , $\dot{V}_{out} T_{out}$

I Rückführung eines Abluftteilstromes in die Zuluft; ca. 30 L/h

K zwei Zuluftleitungen mit Durchflussmesser

Anlage IIb:

[illegible]

Anlage IIb: Charakteristik der Prozesssteuerung hinsichtlich der Versuchsdauer (t_e), der Belüftungsrates $\dot{V}_m$, der Anzahl der Umsetzungen pro Woche ($Wo.$), der Art und Weise der Befuchtung in den verschiedenen Kompostierungsphasen (*Intensiv* = bis zur Reifephase; *Reife* = während der Reifephase) sowie der während der Kompostierung eingesetzten Zusatzstoffe

Bezeichnung		Dauer		Belüftung		Umsetzung		Befuchtung		Zusätze	
Lfd.	Expe- riment	Intensiv ^A	Reife ^A	Reife ^A	unbelüftet	Intensiv	Reife	Intensiv ^B	Reife ^B	Art	Zeit
Nr.	Woche	L/h	L/h	L/h	Woche	Anzahl / Zeiteinheit					Woche
28	R8e	19	170-110	80-150 / 0 ^D	15-19 ^F	1 / Wo.	1 / 3-4 Wo.	Steigleitung	Steigleitung	keine	-
29	R9e	19	80	0	15-19 ^F	1 / 2 Wo.	1 / 4 Wo.	keine	keine	keine	-
30	R6g	19	150	90 / 150 / 0	15-19 ^F	1 / Wo.	1 / 2-4 Wo.	keine	keine	keine	-
31	R7g	19	150	150 / 100 / 0	15-19 ^F	1 / 2 Wo.	1 / 3-4 Wo.	Steigleitung	Steigleitung	keine	-
32	R1i	6	50 bis 150	-	-	1-2 / Wo.	-	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	keine	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	1
33	R3i	6	100 bis 180	30	-	2 / Wo.	1 / Wo.	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	keine	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	1; 2
34	R4i	6	50 bis 100	70	-	2 / Wo.	1-2 / Wo.	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	keine	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	1; 2; 3
35	R7i	6	90 bis 200	30	-	2 / Wo.	1 / Wo.	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	keine	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	1; 2; 3
36	R8i	6	50 bis 100	30	-	1-2 / Wo.	2 / Wo.	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	keine	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	1
37	R9i	6	100 bis 150	30	-	2 / Wo.	1 / Wo.	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	keine	NH ₄ NO ₃ -Lsg.	1; 2
38	R1j	3	220	150	-	2 / Wo.	1 / Wo.	keine	keine	keine	-
39	R2j	6	400 / 250	250	-	1-2 / Wo.	1 / 2 Wo.	keine	keine	keine	-
40	R3j	6	-	400 / 250	-	-	1-2 /Wo.	keine	keine	keine	-
41	R1k	6	250	250	-	1 / Wo.	1 / Wo.	keine	keine	keine	-
42	R2k	12	250	250-300	-	1 / Wo.	1 / Wo.	keine	keine	Holz / Mehl	2 / 6
43	R3k	8	150	150-250	-	1 / Wo.	1 / Wo.	keine	keine	keine	-
44	R4k	8	150-250	150-250	-	1 / Wo.	1 / Wo.	keine	keine	keine	-
45	R5k	10	130-320	200	-	1 / Wo.	1 / 6 Wo.	Wassermantel ^E	Wassermantel ^E	keine	-
46	R6k	9	130-340	150-350	-	1 / Wo.	1 / 1-4 Wo.	keine	keine	keine	-
47	R7k	10	150	150	-	1 / Wo.	1 / 2-4 Wo.	Wassermantel ^E	Wassermantel ^E	keine	-
48	R8k	9	130-250	150-350	-	1 / Wo.	1 / 2-4 Wo.	keine	keine	Weizenmehl	2
49	R1l	67	100	50 / 0	7-65 ^{D,F}	1 / Wo.	1 / 2-20 Wo.	keine	keine	keine	-
50	R1m	60	100	20 / 0	7-60 ^{D,F}	1 / 6 Wo.	1 / 2-20 Wo.	keine	keine	keine	-
51	R2m	60	100	100 / 50 / 0	7-60 ^{D,F}	1 / Wo.	1 / 1-20 Wo.	keine	keine	keine	-
52	R3m	60	70	0	7-60 ^{D,F}	1 / 6 Wo.	1 / 4-20 Wo.	keine	keine	keine	-
53	R4m	60	70	0	7-60 ^{D,F}	1 / 10 Wo.	1 / 4-20 Wo.	keine	keine	keine	-

A Angaben sind Näherungswerte; die Auflistung entspricht zeitlicher Abfolge

B Steigleitung = kontinuierlich H₂O Rückführung des in einer ca. 1-m-langen Steigleitung gebildeten Kondenswasser;

C nur in belüfteten Phasen

D mit periodischem; kurzzeitigem Luftaustausch

E verwendet zur kontinuierlichen Befuchtung der Zuluft

F mit Biogaserfassung

G kontinuierliche Zugabe

Zusammensetzungen des Inputmaterials der Versuche untergliedert nach realen Abfällen, definierten leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen der Modellabfälle sowie nach sonstigen Zuschlagstoffen (*Apf*: Äpfel; *Kart*: Kartoffeln;

Gra: Gras; *Rest*: Restmüll; *Bio*: Bioabfall; *Klär*: Klärschlamm; *Hühn*: Hühnermist; *Gär*: Gärreststoff; *Mono*: Monoabfall; *Füll*: Füllkörper).

reale Abfälle	leicht abbaubare Bestandteile	schwerer abbaubare Bestandteile	Zuschlagstoffe

Bezeichnung		reale Abfälle				leicht abbaubare Bestandteile								schwerer abbaubare Bestandteile								Zuschlagstoffe			
Lfd. Nr.	Expe- riment	Rest	Bio	Klär	Hühn	Gär	Mono	Apf	Kart	Rüb	Weiz	Erbs	Tier	Ho-C	Ho-S	Siro	Rin	Blät	Gra	Sand	Füll	N	Kalk		
Anteile in % dm																									
1	R4a	-	-	-	-	-	-	6,8 ^F	5,1 ^F	3,2 ^F	43,4	16,3	1,9	7,4	7,3	-	-	-	-	-	-	-	8,6		
2	R5a	-	-	-	-	-	-	8,8 ^F	6,4 ^F	4,6 ^F	45,9	17,2	2,1	8,1	6,9	-	-	-	-	-	-	-	-		
3	R6a	-	-	-	-	-	-	8,8 ^F	6,4 ^F	4,6 ^F	45,9	17,2	2,1	8,1	6,9	-	-	-	-	-	-	-	-		
4	R7a	-	-	-	-	-	-	8,8 ^F	6,4 ^F	4,6 ^F	45,9	17,2	2,1	8,1	6,9	-	-	-	-	-	-	-	-		
5	R8a	-	-	-	-	-	-	8,8 ^F	6,4 ^F	4,6 ^F	45,9	17,2	2,1	8,1	6,9	-	-	-	-	-	-	-	-		
6	R9a	-	-	-	-	-	-	6,8 ^F	5,1 ^F	3,2 ^F	43,4	16,3	1,9	7,4	7,3	-	-	-	-	-	-	-	8,6		
7	R10a ^A	-	-	-	-	-	-	3,4 ^F	5,6 ^F	3,0 ^F	16	13,1	6,7	11,7	-	-	38,6	-	-	-	-	1,9 ^C	-		
8	R2b ^A	-	-	-	-	-	-	3,5 ^F	5,7 ^F	3,0 ^F	16,3	13,4	6,8	12,0	-	-	39,3	-	-	-	-	-	-		
9	R3b	-	-	-	-	-	-	6,8 ^F	5,1 ^F	3,2 ^F	43,4	16,3	1,9	7,4	7,3	-	-	-	-	-	-	-	8,6		
10	R4b	-	-	-	-	-	-	5,0 ^F	3,7 ^F	2,3 ^F	32,1	12,1	1,4	19,1	5,4	-	-	-	-	18,6	-	-	0,3		
11	R5b	-	-	-	-	-	-	4,2 ^F	3,6 ^F	3,5 ^F	28,2	10,3	1,3	12,9	9,5	-	-	-	-	16,4	-	-	10,1		
12	R6b	-	-	-	-	-	-	1,0 ^F	1,7 ^F	-	7,2	7,1	1,2	-	-	27,1	14,1	18,1	-	13,7	-	-	8,8		
13	R7b	-	-	-	-	-	-	0,9 ^F	1,5 ^F	-	6,4	6,2	1,2	-	38,3	-	12,6	-	13,6	11,5	-	-	7,8		
14	R8b	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
15	R9b	-	-	-	-	-	-	4,5 ^F	3,4 ^F	2,1 ^F	28,8	10,8	1,3	17	4,9	-	-	-	-	16,7	-	-	10,5		
16	R10b ^B	-	-	-	-	-	-	2,5 ^E	4,1 ^E	2,1 ^E	11,5	9,5	4,8	8,5	-	-	55,7	-	-	-	-	1,3 ^C	-		
17	R2c ^B	-	-	-	-	-	-	2,5 ^E	4,1 ^E	2,2 ^E	11,6	9,6	4,9	8,6	-	-	56,5	-	-	-	-	-	-		
18	R3c	-	-	-	-	-	-	5,0 ^F	3,7 ^F	2,3 ^F	32,0	12	1,4	19,0	5,4	-	-	-	-	18,5	-	-	0,7		
19	R4c	-	-	-	-	7,5	-	6,1 ^F	4,6 ^F	3,4 ^F	34,1	12,6	1,4	11,0	-	-	-	-	-	12	-	-	7,3		
20	R5c	-	-	-	-	7,5	-	6,1 ^F	4,6 ^F	3,4 ^F	34,1	12,6	1,4	11,0	-	-	-	-	-	12	-	-	7,3		
21	R6c	-	-	-	-	100	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
22	R7c	-	-	-	-	82	-	-	-	-	-	-	-	18	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
23	R8c	-	-	-	-	-	-	1,0 ^F	1,0 ^F	-	7,0	7,0	1,0	9,2	9,8	27,0	14	-	-	14,0	-	-	9,0		
24	R9c	-	-	-	-	-	-	1,0 ^F	1,0 ^F	-	6,6	6,6	6,0	8,8	9,3	25,6	13,3	-	-	13,3	-	-	8,5		
25	R2d	-	-	-	-	-	-	5,0 ^F	3,7 ^F	2,3 ^F	31,8	12	1,4	18,9	5,3	-	-	-	-	18,4	-	-	1,2		
26	R4d	-	-	-	-	-	-	4,2 ^F	3,5 ^F	3,5 ^F	28,2	10,3	1,3	22,5	-	-	-	-	-	16,4	-	-	10,1		
27	R5d	-	-	-	-	-	-	4,3 ^F	3,6 ^F	3,6 ^F	28,1	10,2	1,4	9,5	12,9	-	-	-	-	16,3	-	-	10,1		
A	7 d als Mischung gelagert	F Komponenten wurden geshreddet												K	Schaumpolystyrolkörper				P	Harnstoff					
B	16 d als Mischung gelagert	G Hühnermist A, gelagert												L	Karotten				Q	Grünabfälle,					
C	Nitratdünger	H PVC-Gitterhohlkugeln												M	Klärschlamm A, frisch				KA Finkenwerder						
D	Bioabfälle, KA Bützberg	I Weizenmehl												N	Klärschlamm B, getrocknet und pulverisiert										
E	Komponenten mit Messer in grobe Partikel zerteilt	J Weizenmist B, gelagert												O	Ammoniumnitrat										

Anlage IIc Zusammensetzungen des Inputmaterials der Versuche untergliedert nach realen Abfällen, definierten leicht und schwerer abbaubaren Bestandteilen der Modellabfälle sowie nach sonstigen Zuschlagstoffen (*Apf*: Äpfel; *Kart*: Kartoffeln; *Rüb*: Rüben; *Weiz*: Weizen; *Erbs*: Erbsen; *Tier*: Tiermehl; *Ho-C*: Holzchips; *Ho-S*: Holzspäne; *Stro*: Stroh; *Rin*: Rinde; *Blät*: Blätt; *Gra*: Gras; *Rest*: Restmüll; *Bio*: Bioabfall; *Klar*: Klärschlamm; *Hühn*: Hühnermist; *Gär*: Gärreststoff; *Mono*: Monoabfall; *Füll*: Füllkörper).

Bezeichnung		reale Abfälle					leicht abbaubare Komponenten					schwerer abbaubare Komponenten					Zuschlagstoffe								
Lfd.	Expe-	Rest	Bio	Klar	Hühn	Gär	Mono	Apf	Kart	Rüb	Weiz	Erbs	Tier	Ho-C	Ho-S	Stro	Rin	Blät	Gra	Sand	Füll	N	Kalk		
Nr.	ri ment	Anteile in % dm																							
28	R8e	-	-	-	-	-	-	4,2 ^F	3,5 ^F	3,5 ^F	28,2	10,3	1,3	22,5	-	-	-	-	-	-	16,4	-	10,1		
29	R9e	-	-	-	-	-	-	6,8 ^F	5,0 ^F	3,1 ^F	43,3	16,4	1,8	7,4	7,5	-	-	-	-	-	-	-	8,7		
30	R6g	-	-	-	-	-	-	4,2 ^E	3,5 ^E	3,5 ^E	28,2	10,3	1,3	22,5	-	-	-	-	-	-	16,4	-	10,1		
31	R7g	-	100,0 ^C	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
32	R1i	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
33	R3i	81,4	18,6 ^Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
34	R4i	66,0	34,0 ^Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
35	R7i	100,0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
36	R8i	81,4	18,6 ^Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
37	R9i	66,0	34,0 ^Q	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
38	R1j	-	-	-	100 ^G	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
39	R2j	-	-	-	100 ^G	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
40	R3j	-	-	-	65,4 ^G	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34,6 ^H	-	-		
41	R1k	-	-	-	88,1 ^J	-	-	-	-	-	10,9 ^I	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0 ^K	-		
42	R2k	-	-	-	79,7 ^J	-	-	-	-	-	10,9 ^I	-	-	-	9,4	-	-	-	-	-	-	-	-		
43	R3k	-	-	-	-	-	31,2 ^L	-	-	-	-	-	-	-	68,8	-	-	-	-	-	-	-	-		
44	R4k	-	-	-	-	-	93,4 ^L	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6,6 ^K	-	-		
45	R5k	-	-	-	-	-	-	3,9 ^F	2,8 ^F	2,6 ^F	22,8	8,5	1,2	35,8	-	-	-	-	-	-	13,8	-	8,6		
46	R6k	-	-	21,9 ^M	-	-	-	-	-	-	-	-	-	78,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
47	R7k	-	-	-	-	-	-	3,8 ^F	2,8 ^F	2,6 ^F	22,7	8,3	1,2	35,9	-	-	-	-	-	-	14,0	-	8,7		
48	R8k	-	-	21,9 ^M	-	-	-	-	-	-	-	-	-	78,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
49	R1l	-	-	41,6 ^N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	58,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
50	R1m	-	-	41,6 ^N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	58,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
51	R2m	-	-	39,7 ^N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	55,6	-	-	-	-	-	-	-	4,7 ^O	-		
52	R3m	-	-	40,9 ^N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	57,4	-	-	-	-	-	-	-	1,7 ^P	-		
53	R4m	-	-	39,7 ^N	-	-	-	-	-	-	-	-	-	55,6	-	-	-	-	-	-	-	4,7 ^O	-		
A	7 d als Mischung gelagert	F					Komponenten wurden geshreddet					K					Schaumpolystyrolkörper					P		Harnstoff	
B	16 d als Mischung gelagert	G					Hühnermist A, gelagert					L					Karotten					Q		Grünabfälle,	
C	Nitratdünger	H					PVC-Gitterhohlkugeln					M					Klärschlamm A, frisch					Q		KA Finkenwerder	
D	Bioabfälle, KA Bützberg	I					Weizenmehl					N					Klärschlamm B, getrocknet und pulverisiert								
E	Komponenten mit Messer in große Partikel zerteilt	J					Hühnermist B, gelagert					O					Ammoniumnitrat								

Anlage II d: Charakteristik des Inputmaterials der Versuche hinsichtlich wesentlich chemisch-physikalischer Eigenschaften ($w_{H_2O;0}$ - Wassergehalt, $pH_{FE;0}$ - pH-Wert, ρ_0 - Schüttdichten, $c_{ash-FE;0}$ - Aschegehalt, $c_{org-FE;0}$ - Organikgehalte, C/N_0 - C/N-Verhältnis) einschließlich der Gesamt-N-Gehalte ($c_{N-total,substrate;0}$), der Gehalte der verschiedenen N-Verbindungen ($c_{N-org,substrate;0}$, $c_{NH_4-N,substrate;0}$, $c_{NO_3-N,substrate;0}$) und der N-Anteile an der N-Bilanz ($N_{N-org,substrate;0}$, $N_{N-inorg,substrate;0}$).

Bezeichnung		chemisch-physikalische Eigenschaften						N-Gehalte und N-Bilanz-Anteile							
Lfd.	Expe- riment	w _{H2O;0}	pH _{FE;0}	ρ ₀	Mg/m ³	% dm		C/N ₀	CL _{sub}	C _{N-total,sub;0}	C _{N-org,sub;0}	C _{NH4-N,sub;0}	C _{NO3-N,sub;0}	N _{N-org,sub;0}	N _{N-inorg,sub;0}
Nr.		%				% dm					% dm			% N _{total}	-0
1	R4a	50	6,5	0,8	0,7	18	82	25	4	1,8	1,8	0,01	0	100	0
2	R5a	53	4,9	0,7	0,7	3	97	20	4	2,3	2,3	0,03	0,008	98	2
3	R6a	52	5,0	0,7	0,7	3	97	19	4	2,3	2,3	0,06	0,007	97	3
4	R7a	50	4,3	0,7	0,7	3	97	20	4	2,3	2,3	0,03	0,004	99	1
5	R8a	50	4,6	0,7	0,7	3	97	20	4	2,3	2,3	0,02	0,002	99	1
6	R9a	49	6,1	0,8	0,7	15	85	20	4	1,9	1,9	0,01	0	100	0
7	R10a	62	4,3	0,7	0,7	7 ^A	93 ^A	17	1	2,8	2,5	0,05	0,305	87	13
8	R2b	61	4,3	0,7	0,7	6 ^A	94 ^A	17	1	2,7	2,7	0,03	0	99	1
9	R3b	49	6,1	0,8	0,7	16	84	20	4	1,8	1,8	0,01	0	100	0
10	R4b	52	9,4	0,6	0,6	23	77	23	2	1,6	1,6	0,01	0	99	1
11	R5b	54	6,3	0,7	0,7	24	76	24	2	1,4	1,4	0,04	0	97	3
12	R6b	53	6,0	0,2	0,2	34	66	21	0	1,5	1,4	0,06	0,007	96	4
13	R7b	55	6,4	0,3	0,3	23	77	30	0	1,2	1,1	0,07	0	94	6
14	R8b	54	5,6	0,6	0,6	61	39	15	-	1,3	1,1	0,17	0	87	13
15	R9b	55	6,5	1,0	1,0	24	76	19	2	1,8	1,8	0,02	0	99	1
16	R10b	55	4,4	0,5	0,5	8 ^A	92 ^A	9 ^B	1	2,2 ^B	2,1 ^B	0,10	0,33	94	7
17	R2c	54	4,3 ^B	0,5	0,5	6 ^A	94 ^A	10 ^B	1	1,8 ^B	1,8 ^B	0,00	0	100	0
18	R3c	54	10,9	0,6	0,6	25	75	10	2	1,4	1,4	0,01	0	99	1
19	R4c	44	11,3	0,7	0,7	43	57	9	4	1,3	1,3	0,03	0	98	2
20	R5c	48	11,8	0,7	0,7	43	57	10	4	1,2	1,2	0,02	0	98	2
21	R6c	63	8,0	0,7	0,7	51	49	8	-	1,4	1,2	0,17	0	87	13
22	R7c	60	8,0	0,5	0,5	61	39	8	-	1,2	1,0	0,17	0	86	14
23	R8c	43	10,8	0,2	0,2	36	64	12	0	0,6	0,6	0,02	0	97	3
24	R9c	51	11,6	0,2	0,2	43	57	10	0	1,0	1,0	0,03	0	97	3
25	R2d	49	11,5	0,6	0,6	43	57	25	2	1,4	1,4	0,01	0	99	1
26	R4d	55	5,8	0,7	0,7	35	65	25	2	1,2	1,2	0,06	0	95	5
27	R5d	50	5,7	0,5	0,5	35	65	25	2	1,2	1,1	0,05	0	96	4
A berechnet mit Hilfe der Messwerte der Einzelkomponenten															
B Werte vom 4. bzw. 7. Tag															

Anlage II d: Charakteristik des Inputmaterials der Versuche hinsichtlich wesentlich chemisch-physikalischer Eigenschaften ($w_{H_2O;0}$ - Wassergehalt, $pH_{FE;0}$ - pH-Wert, ρ_0 - Schüttdichten, $c_{ash;FF;0}$ - Aschegehalt, $c_{org;FF;0}$ - Organikgehalte, C/N_0 - C/N-Verhältnis) einschließlich der Gesamt-N-Gehalte ($c_{N-total,substrate;0}$), der Gehalte der verschiedenen N-Verbindungen ($c_{N-org,substrate;0}$, $c_{NH_4-N,substrate;0}$, $c_{NO_3-N,substrate;0}$) und der N-Anteile an der N-Bilanz ($N_{N-org,substrate;0}$, $N_{N-inorg,substrate;0}$).

Bezeichnung		chemisch-physikalische Eigenschaften						N-Gehalte und N-Bilanz-Anteile							
Lfd. Nr.	Expe- riment	w H ₂ O:0 %	pH FE:0	ρ ₀ Mg/m ³	c ash:FF:0 %	c org:FF:0 %	C/N ₀	CL _{sub}	c N-total,sub.:0	c N-org,sub.:0	c NH ₄ -N,sub.:0	c NO ₃ -N,sub.:0	N _{N-org,sub.:0}	N _{N-inorg,sub.:0}	
														% dm	% N _{total} -0
28	R8e	52	5,7	0,70	28	72	30	2	1,2	1,1	0,07	0	94	6	
29	R9e	57	4,7	0,64	18	82	27	4	1,4	1,4	0,07	0	95	5	
30	R6g	48	5,5	0,57	30	70	27	2	1,4	1,4	0,05	0	96	4	
31	R7g	66	4,7	0,65	45	55	15	-	2,0	1,8	0,19	0	91	9	
32	R1i	49	6,4	0,93	50	50	19	-	1,2	1,1	0,10	0	92	8	
33	R3i	46	5,9	0,61	37	63	20	-	1,3	1,2	0,07	0	94	6	
34	R4i	49	5,8	0,50	46	54	21	-	1,1	1,0	0,10	0	91	9	
35	R7i	49	6,4	0,87	48	52	19	-	1,2	1,1	0,10	0	92	8	
36	R8i	46	5,9	0,56	59	41	20	-	1,3	1,2	0,07	0	94	6	
37	R9i	45	5,8	0,48	40	60	22	-	1,1	1,0	0,06	0	94	6	
38	R1j	53	-	0,60	-	-	10	-	2,7	1,8	0,87	0,016	67	33	
39	R2j	53	-	0,56	-	-	10	-	2,7	1,8	0,87	0,016	67	33	
40	R3j	53	-	0,43	-	-	10	-	2,7	1,8	0,87	0,016	67	33	
41	R1k	55	7,7	0,64	38	62	11	-	2,5	1,5	1,03	0,1 ^B	59	41	
42	R2k	57	8,0	0,71	35	65	8	-	4,1	2,6	1,45	0	63	37	
43	R3k	76	4,2	0,40	9	91	37	0	1,1	1,1	0,03	0	97	3	
44	R4k	90	4,6	0,31	24	76	10	>4 ^C	3,3	3,3	0,00	0	100	0	
45	R5k	45	7,1 ^B	0,43	44	56	13 ^B	1	1,1 ^B	1,1	0,02	0	98	2	
46	R6k	77	7,1 ^B	0,71	3	97	33 ^B	-	0,4	0,4	0,03	0	92	8	
47	R7k	45	7,2 ^B	0,39	33	67	22 ^B	1	1,2 ^B	1,2	0,02	0	98	2	
48	R8k	77	7,3 ^B	0,68	6	94	31 ^B	-	0,4	0,4	0,03	0	92	8	
49	R1l	64	6,2	0,72	3 ^A	97 ^A	-	-	1,2 ^B	1,2	0,02	0	99	1	
50	R1m	58	6,4	0,53	2 ^A	98 ^A	-	-	1,5 ^B	1,6	0,02	0	99	1	
51	R2m	57	6,4	0,51	3 ^A	97 ^A	-	-	2,3 ^B	1,6	0,03	0,592	69	31	
52	R3m	58	7,1	0,47	11 ^A	89 ^A	-	-	2,4 ^B	1,6	0,79	0	67	33	
53	R4m	58	6,3	0,48	9 ^A	91 ^A	-	-	2,3 ^B	1,4	0,07	0,719	61	39	

A

berechnet mit Hilfe der Messwerte der Einzelkomponenten

B

Werte vom 4. bzw. 7. Tag

C

genauer Wert : 23

A berechnet mit Hilfe der Messwerte der Einzelkomponenten B Werte vom 4. bzw. 7. Tag C genauer Wert : 23

Anlage IIIa

Online-Messung von Temperaturen

Methode:

Temperaturen (T ; in °C) wurden an mehreren Stellen der in Kap. 3.2.1, Abb. 3-1 gezeigten Versuchsanlage erfasst und im 4-h-Rhythmus gespeichert. Für die weitere Auswertung wurden Tagesmittelwerte gebildet. Die Kalibrierung der Temperatursensoren erfolgte vor jeder Versuchsreihe mit Kapillarthermometern. Folgende Temperaturen wurden gemessen:

- im Substratinneren etwa auf halber Substratfüllhöhe (T_I)
- am Substratrand etwa auf halber Substratfüllhöhe (T_A)
- im Luftraum oberhalb der Substratoberfläche (T_L)
- im Doppelmantel des Reaktors (T_D)
- im Raum an einem zentralen Punkt der Versuchsanlage (T_{room})
- in der Zuluftleitung (T_{in})
- in der Abluftleitung (T_{out})

Für die Auswertung wurde nur die Temperatur (T_I) berücksichtigt. Die anderen Temperaturen dienten zu Steuerungs- und Kontrollzwecken.

Messgeräte:

Pt100 Temperaturmesssonden (COWIE AG / Schweiz); Länge: 10-80 cm

Fehlerbetrachtung (T_I):

Messbereich der Messgeräte (lt. Herstellerangabe): -200 bis +300 °C

Relevanter Messwertebereich: 20-75 °C

Messunsicherheit (u) der Messgeräte (lt. Herstellerangabe): ±1,5 °C

Variationskoeffizient (v_y) einer Messung: ± 2,0-7,5 %

Gründe für zufällige Messabweichungen:

Ausfall der Messwerteaufzeichnung; weitere Messunsicherheiten durch horizontale und vertikale Gradienten im Reaktor (u.a. abhängig von der Belüftungsrate, dem Substrat und der Kompostierungsphase); Bildung von Tagesmittelwerten.

Anlage IIIb

Messung von Volumenströmen

Methode:

Volumenströme wurden an der Versuchsanlage für die Zuluft ($\dot{V}_{in}$; in L/h) sowie die Abluft ($\dot{V}_{out}$; in L/h) erfasst. In der Zuluftleitung eines Reaktors war jeweils ein, in Ausnahmefällen zwei parallel geschaltete Messgeräte installiert. Für den Volumenstrom der Abluft war in der Messleitung der Versuchsanlage nur ein Messgerät vorhanden, das über eine Intervallsteuerung für die Abluft aller Reaktoren genutzt wurde. Alle Messwerte wurden im 4-h-Rhythmus abgespeichert. Für weiterführende Berechnungen wurden die Tagesmittelwerte gebildet. Die Kalibrierung der Messgeräte erfolgte vor jeder Versuchsserie mit Raumluft und einem Gaszähler (RITTER, Bochum).

Für die Auswertung wurden nur die Volumenströme der Zuluft ($\dot{V}_{in}$) berücksichtigt. Die Volumenströme der Abluft ($\dot{V}_{out}$) wurden nur zu Kontrollzwecken herangezogen, da sie eine höhere Messungenauigkeit als die Zuluftvolumenströme aufwiesen. Dies war auf die variable Gaszusammensetzung sowie geringste Ablagerungen von Abluftbestandteilen im Messgerät zurückzuführen.

Messgeräte:

Elektronischer Massendurchflussmesser (BRONKHORST, Reinach, Schweiz)

Fehlerbetrachtung ($\dot{V}_{in}$):

Messbereich der Messgeräte (lt. Herstellerangabe):	20 bis 350 L/h
Relevanter Messwertebereich:	20 bis 350 L/h
Messunsicherheit (u) der Messgeräte:	1-10 L/h
Variationskoeffizient (v_y) (lt. Herstellerangabe):	$\pm 6-13,5$ %
Gründe für zufällige Messabweichungen:	

Ausfall der Messwerteaufzeichnung; Bildung von Tagesmittelwerten.

Anlage IIIcMessung des CO₂-Gehaltes*Methode:*

Für die CO₂-Messung ($c_{\text{CO}_2\text{-GAS}}$; in Vol. %) in der Abluft stand für alle Reaktoren ein gemeinsames, am Ende der Messleitung installiertes Messgerät zur Verfügung. Die Abluft eines Reaktors durchströmte das Messgerät während seines ca. 20-minütigen Messintervalls im By-Pass, bevor eine Intervallschaltung dem Messgerät die Abluft des nächsten Reaktors zuführte. Die on-line-CO₂-Messung konnte somit nur in den belüfteten Phasen erfolgen. Die am Ende eines Messintervalls registrierten Messwerte wurden im 4-h-Rhythmus gespeichert. Anschließend wurden Tagesmittelwerte gebildet. Die 2-Punkt-Kalibrierung des Messgerätes erfolgte vor und teilweise auch während einer Versuchsserie (CO₂-Gehalt der Kalibriergase: 0,03 Vol. % und 6 bzw. 30 Vol. %).

Messgeräte:

IR-Gasanalysatoren 7000 SB (ADC; Herts, Großbritannien); Finor (MAIHAK; Reute)

Fehlerbetrachtung:

Messbereich der Messgeräte: 0-20 Vol. %¹ / 0-60 Vol. %²

Relevanter Messwertebereich: 0-25 Vol. %

Anzeigegenauigkeit der Messgeräte: ±0,01 Vol. %

Messunsicherheit (u) des Messgerätes (lt. Herstellerangaben): < 5 %³

Gründe für zufällige Messabweichungen:

Vernachlässigung der Lösung von geringen Anteilen an CO₂ in den Säurelösungen der Waschflaschen und im Kondenswasser; Ausfall der Messwertaufzeichnung.

¹ IR-Gasanalysator 7000 SB

² IR-Gasanalysator Finor

³ auf den Messwert bezogen

Anlage IVa

Bestimmung der Substratfeuchtmasse und ihrer Verluste

Methode:

Zur Bestimmung der Substratfeuchtmasse im Reaktor ($m_{\text{wet-substrate,reactor}}$) nach Gl. A-1 wurde der Reaktor jeweils mit Deckel im leeren Zustand vor einem Versuch (m_{reactor} ; in kg) und im gefüllten Zustand nach dem Einbau des Substrates bzw. vor dem Umsetzen oder Entleeren des Reaktors ($m_{\text{before-turning}}$; in kg) gewogen. Der Reaktor wurde zum Wiegen von der Versuchsanlage abgekoppelt und über eine Rampe auf die Waage gerollt. Die Substratausträge durch Probennahmen bzw. Umsetzverluste ($m_{\text{wet-substrate,sample}}$) konnten nach Gl. A-2 über die Differenz der Massen des gefüllten Reaktors vor ($m_{\text{before-turning}}$) und nach ($m_{\text{after-turning}}$; in kg) dem Umsetzen bestimmt werden. Teilweise erfolgten Additivzugaben, welche nach Gl. A-2 ebenfalls berücksichtigt wurden (m_{additive} ; in g bzw. kg). Die Kalibrierung der Waage erfolgte durch den Hersteller bei Bedarf.

$$m_{\text{wet-substrate,reactor}} = m_{\text{before-turning}} - m_{\text{reactor}} \quad \text{Gl. A-1}$$

$$m_{\text{wet-substrate,sample}} = m_{\text{before-turning}} - m_{\text{after-turning}} + (m_{\text{additive}}) \quad \text{Gl. A-2}$$

Messgeräte:

Elektronische Plattformwaage S10-2710 (SOEHNLE, Murrhardt); Wägeindikator EV 22 (PFISTER, Augsburg)

Fehlerbetrachtung:

Messbereich des Messgerätes:	0-250 kg
Relevanter Messwertebereich ¹ :	85-250 kg
Messunsicherheit (u) des Messgerätes (lt. Herstellerangabe):	±0,02-0,05 kg
Messunsicherheit (u) des Messgerätes (bestimmt) ² :	<±0,4 kg
Variationskoeffizient für $m_{\text{wet-substrate,reactor}}$ (v_y) ² :	0,3-2,1 %
Variationskoeffizient für $m_{\text{wet-substrate,sample}}$ (v_y) ² :	5,7 %
Gründe für zufällige Messabweichungen:	
durch Verluste von Wasser im Wassermantel sowie von Kleinteilen am Reaktor.	

¹ Umfasst den möglichen Bereich für die Massen von leeren und gefüllten Reaktoren.

² Über einen längeren Zeitraum wurde von unterschiedlichen Personen die Masse des gleichen ungefüllten Reaktors (ca. 95 kg) bestimmt. An 4 Terminen wurde mit Hilfe von jeweils 10-11 Wiegunen die Standardabweichung (s) und der Variationskoeffizient (v_y) eines Messtages bestimmt: s= 0,01, 0,02, 0,17 und 0,29 kg; v_y = 0,01, 0,02, 0,19 und 0,31 %. Die besonders hohen Abweichungen wurden erhalten, wenn der Reaktor gezielt nicht zentral auf der Waage platziert wurde. An 5 über einen Zeitraum von 3 Monaten verteilten Messtagen wurde zudem die Zeitabhängigkeit bestimmt: s=0,22 kg; v_y =0,23 %. Die Bestimmung der Variationskoeffizienten für $m_{\text{wet-substrate,reactor}}$ und $m_{\text{wet-substrate,sample}}$ erfolgte mit Hilfe einer Fehlerrechnung gemäß Gl. 3-19 a (Kap. 3.5.3.). Für die Bestimmung von $m_{\text{wet-substrate,reactor}}$ wurden folgende Annahmen zu Grunde gelegt: $m_{\text{before turning}} = 100-250$ kg, $m_{\text{reactor}} = 85-160$ kg; $v_y = 0,23$ %. Für $m_{\text{wet-substrate,sample}}$ wurde eine durchschnittliche Probenmasse von 0,5 kg und ein $v_y = 0,02$ % angenommen.

Anlage IVb

Bestimmung des Füllstandes im Reaktor

Methode:

Der Füllstand des Substrates ($h_{\text{substrate,reactor}}$) im Reaktor wurde nach Gl. A-3 jeweils nach dem Befüllen, vor und nach dem Umsetzen sowie vor dem Entleeren aus der gemessenen Höhe des freien Raumes über der Substratoberfläche ($h_{\text{air,reactor}}$; in m) und der vor einem Versuch ermittelten maximal möglichen Gesamtfüllhöhe des Reaktors (h_{reactor} ; in m) bestimmt.

$$h_{\text{substrate,reactor}} = h_{\text{reactor}} - h_{\text{air,reactor}} \quad \text{Gl. A-3}$$

Messgeräte: Zollstock (BLOCK, Hamburg)

Fehlerbetrachtung:

Messbereich des Messgerätes:	0-2 m
Relevanter Messwertebereich ¹ :	0,2-1 m
Messunsicherheit (u) des Messgerätes:	±0,001 m
Messunsicherheit (u) durch unebene Substratoberflächen:	±0,005 m
Variationskoeffizient (v_y) ² :	1-7 %
Gründe für zufällige Messabweichungen:	
besonders große Substratpartikel in der Oberfläche.	

¹ für h_{reactor} und $h_{\text{air,reactor}}$

² für $h_{\text{substrate,reactor}}$

Anlage IVc Bestimmung der Volumina von Sickerwasser, Kondenswasser und Säurelösung

Methode:

Die Gewinnung der Sickerwässer (SI), der Kondenswässer (K) sowie der Säurelösungen (W) wurde in Anlage Vc beschrieben. Die Bestimmung ihrer Volumina (V_{SI} , V_K , V_W ; in mL) erfolgte zumeist mit einem Messzylinder. Bei den Sickerwässern und Kondenswässern traten teilweise größere Probenvolumina auf, so dass in diesen Fällen Messbecher zum Einsatz kamen.

Messgeräte: 1-L-Messzylinder; 5-L-Messbecher (BRAND, Wertheim; SCHOTT DURAN, Mainz)

Fehlerbetrachtung:

Messbereich der Messgeräte:		0-1 L ¹ / 0-5 L ²
Relevanter Messwertebereich:	V_{SI}	10-18000 mL
	V_K	100-5000 mL
	V_W	150-300 mL
Messunsicherheit (u):		$\pm 7,5^1$ / ± 50 mL ²
Variationskoeffizient (v_y):	V_{SI}	0,75-7,5 %
	V_K	0,75-7,5 %
	V_W	3-5 %

Gründe für zufällige Messabweichungen:

Verluste durch Überlaufen der Sammelgefäße bei starker Kondenswasserbildung bzw. bei starker Schaumbildung (in die Messleitung bzw. die Gassammelstellen); Verluste beim Umfüllen der Sammelgefäße in die Messgeräte; Rückstände von Sickerwasser im Reaktor.

¹ Anzeigegenauigkeit des 1-L-Messzylinders

² Anzeigegenauigkeit des 5-L-Messzylinders

Anlage Va

Entnahme, Trocknung und Pulverisierung der Substratproben

Entnahme:

Die Entnahme von Substratproben aus dem Reaktor erfolgte jeweils vor dem Einbau, beim Umsetzen, bzw. beim Ausbau des Substrates, wobei es zwei Alternativen gab:

- Typ a) Entnahme von Mischproben: Meistens erfolgte die Probenahme nachdem der Reaktorinhalt jeweils in eine Wanne entleert und mit einer Schaufel gemischt wurde.
- Typ b) Entnahme mehrerer Einzelproben: In einigen Fällen wurden die Proben schichtweise aus dem Reaktor entnommen. Die Anzahl der Schichten variierte zwischen 3 und 5. Die Probennahme erfolgte nach dem Mischen einer Schicht.

Der Probenumfang war ein Kompromiss zwischen minimaler, für die Analytik benötigter Menge und ausreichender Homogenität der Probe auf der einen und der Reduzierung der Masse im Reaktor durch die Probenahme auf der anderen Seite. Die Bestimmung der entnommenen Probenmasse einschließlich der Umsetzverluste ($m_{\text{wet-substrate, sample}}$) wurde bereits in Anlage IVa beschrieben. Die entnommenen Substratproben wurden in Proben zur Extraktion (Anlage Vb) und Proben zur Trocknung und Pulverisierung aufgeteilt:

- Proben zur Trocknung und Pulverisierung: ca. 3 Proben pro Reaktor á ~125 mL
- Proben zur Extraktion: 1-3 Proben pro Reaktor á ~ 40 g
- Rückstellproben (Tiefkühlung): optional bis zu ~ 0,75 L

Trocknung und Pulverisierung:

Die Trocknung der Probe diente der Bestimmung ihres H₂O-Gehaltes (Anlage VIa), ihrer Haltbarmachung, als Vorbehandlung für die Pulverisierung sowie der vollständigen Austreibung von NH₄⁺/NH₃ in Form von NH₃. Sie erfolgte bei 105 °C bis zur Massekonstanz für mindestens 2 Tage in einem Trockenschrank (HERAEUS, Hanau; WTW, Weilheim bzw. MEMMERT, Schwabach). Nach dem Trocknen wurden die drei Mischproben (Typ a) zumeist zu einer Gesamtprobe vereinigt. Teilweise wurden sie jedoch auch separat weiter aufbereitet. Einzelproben (Typ b) wurden in jedem Fall separat aufbereitet.

Die Pulverisierung diente der Homogenisierung und der Erhöhung des Aufschlussgrades, was für die weitere Analytik der Feststoffproben vorausgesetzt wird. Die Pulverisierung der getrockneten Proben erfolgte in einer Schneidmühle (SM 100; RETSCH, Haan) auf eine Korngröße <0,25 mm. Getrocknete und pulverisierte Proben (FF) wurden hinsichtlich des Gesamt-N ($c_{\text{TN-FF}}$; Anlage VIc) bzw. des Kjeldahl-N ($c_{\text{TKN-FF}}$; Anlage VIId) sowie des Organikgehaltes ($c_{\text{Org-FF}}$; Anlage VIb) analysiert.

Anlage Vb Herstellung der Feststoffextrakte*Entnahme:*

Die Entnahme der frischen Substratproben wurde in Anlage Va beschrieben.

Extraktion:

Die Extraktion der frischen Substratproben erfolgte zumeist in Anlehnung an die Methode der BGK (1998). Ca. 40 g der Probe ($m_{\text{wet-substrate,FE}}$) wurden gewogen und mit einem Extraktionsmittelvolumen (V_{FE}) von 400 mL einer 0,0125 M CaCl_2 -Lösung versetzt und für ca. 2 h geschüttelt (Drehschüttler Eigenbau, TUHH, Hamburg bzw. Überkopfschüttler Reax 20, HEIDOLPH, Kelheim). Anschließend wurde der Extrakt (FE) durch Filtration (Faltenfilter 598 ½, SCHLEICHER & SCHÜLL, Dassel bzw. Filter mit ca. 1 mm Siebmaschenweite, Eigenbau, TUHH Hamburg) abgetrennt. Folgende weitere Modifikationen wurden verwendet:

- Einsatz von H_2O als Extraktionsmittel
- Variation der Extraktionszeit zwischen 2 und 24 h
- Kopplung der Filtration mit einer Zentrifugation (Varifuge F, HERAEUS, Hanau)

Durch die Extraktion wurden die anorganischen Verbindungen NO_3^- , NO_2^- und $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ aus dem Substrat entfernt und in Lösung gebracht. Die nach der Fest-Flüssig-Trennung erhaltenen Extrakte (FE) wurden zur Bestimmung des NO_3^- -N, des NO_2^- -N ($c_{\text{NO}_3\text{-N-FE}}$; $c_{\text{NO}_2\text{-N-FE}}$; Anlage VIh) und des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -N ($c_{\text{NH}_3\text{-N-FE}}$; Anlage VIg) sowie des pH-Wertes (pH ; Anlage VII) genutzt.

Messgeräte:

Oberschalenwaage L22005-DS (SARTORIUS, Göttingen); Dispensette Optifix-Fortuna (POULTEN & GRAF, Wertheim)

Fehlerbetrachtung ($m_{\text{wet-substrate,FE}}$):

Messbereich der Waage:	0-2200 g
Relevanter Messwertebereich:	35-45 g
Messunsicherheit (u) der Waage:	$\pm 0,01^1 / \pm 0,01 \text{ g}^2$
Variationskoeffizient (v_y):	0,03 %
Gründe für zufällige Messabweichungen:	Aufstellungsfehler der Waage

Fehlerbetrachtung (V_{FE}):

Messbereich der Dispensette:	0-200 mL
Relevanter Messwertebereich:	400 mL
Messunsicherheit (u) der Dispensette:	$\pm 5^1 / \pm 2 \text{ mL}^2$
Variationskoeffizient (v_y):	2 %
Gründe für zufällige Messabweichungen:	Verluste beim Befüllen.

¹ Anzeigungenaugigkeit der Waage bzw. der Dispensette

² bestimmt

Anlage Vc Gewinnung von Sickerwasser-, Kondenswasser- und Säurelösungproben*Sickerwasserproben:*

Die Sickerwasserproben (SI) wurden aus der in Kap. 3.2.1, Abb. 3-1 dargestellten Probenahmestelle (13) je nach Anfall entnommen. Zur vollständigen Entnahme des Sickerwassers aus dem Reaktor musste dieser leicht gekippt werden. Geringe Reste verblieben dennoch im Depot. Die Sickerwasservolumen (V_{SI}) wurde nach Anlage IVc bestimmt. Im Sickerwasser wurden sowohl der Gesamt-N (c_{TN-SI} ; Anlage VI f), der NO_3^- -N, der NO_2^- -N und der NH_4^+/NH_3 -N (c_{NO_3-N-SI} ; c_{NO_2-N-SI} ; c_{NH_3-N-SI} ; Anlagen VI g und VI h) sowie der pH-Wert (pH; Anlage VII i) bestimmt.

Kondenswasserproben:

Die Kondenswasserproben wurden aus den in Kap. 3.2.1, Abb. 3-1 dargestellten Probenahmestellen (14a, 14b) entnommen. Die erste Kondenswasserflasche (KI, Fassungsvermögen - 5 L) erfasste den Teil des Kondenswassers, der nach Verlassen des Reaktors in einer ca. 1-m-langen Steigleitung entstand. Die nachfolgenden zwei Kondenswasserflaschen (KIIa und KIIb, Fassungsvermögen - jeweils 0,5 L) sammelten das nach Abkühlung unter Raumtemperatur gebildete Kondenswasser. Alle Kondenswasserfraktionen (KI, KIIa, KIIb) wurden nach der Entnahme quantitativ zu einer Probe (K) vereinigt und durch Schütteln homogenisiert. Die Beprobung an der Versuchsanlage erfolgte meistens je nach Kondenswasseranfall ab Gesamtvolumina (V_K) von ca. 200 mL. Von allen Kondenswasserfraktionen wurden die Volumina (V_{KI} ; V_{KIIa} ; V_{KIIb} ; Anlage IVc) separat erfasst. Die Konzentration an NH_4^+/NH_3 -N (c_{NH_3-N-K} ; Anlage VI g) wurden in der gemischten Probe bestimmt. Zu Kontrollzwecken wurden zudem der pH-Wert (pH; Anlage VII i) und teilweise die Konzentration des Gesamt-N (c_{TN-K} ; Anlage VI f) in der gemischten Probe gemessen. Es war keine weitere Probeaufbereitung nötig.

Waschlösungsproben:

Nur Teile des in der Abluft enthaltenen NH_3 gingen im Kondenswasser in Lösung. In der Gasphase verbliebenes NH_3 konnte ausgewaschen werden, indem der Abluftstrom durch eine Säurelösung geleitet wurde, welche eine vollständige NH_3 -Absorption ermöglichte. Hierzu wurden mehrere in Reihe geschaltete Säurewaschflaschen (WI, WII, bei Versuchen mit besonders starker NH_3 -Produktion auch WI II I; Fassungsvermögen - jeweils 0,5 L; mit integrierter Glasfritte P1; SCHOTT, Mainz) jeweils mit 300 mL 0,5 M H_2SO_4 befüllt. Wenn Schaumbildungen zu befürchten waren, wurde Octanol als

Antischaummittel zugegeben. Die jeweils letzte Flasche diente der Kontrolle einer vollständigen NH_3 -Entfernung aus der Abluft. Die Waschlösungsproben wurden den in Kap. 3.2.1., Abb. 3-1 dargestellten Probenahmestellen (16a, 16b) entnommen. Bei der Beprobung wurden die Waschflaschen vollständig entleert. Die Säurevolumina (V_{WI} ; V_{WII} ; Anlage IVc) mussten bestimmt werden, da sich die anfangs eingefüllten 300 mL während der Kompostierung aufgrund des Wasseraustrags durch die Belüftung verringerten. In den ersten Wochen der Kompostierung erfolgte die Beprobung zumeist 3x pro Woche. In den späteren Phasen und bei den Kontrollwaschflaschen erfolgte die Beprobung in Abhängigkeit vom Sättigungsgrad der Säure, welcher mittels pH-Indikatorpapier (Panpeha 0-14; RIEDEL DE HAEN, Seelze; Austausch spätestens ab $\text{pH} > 7$) oder einem in der Säure befindlichen Indikator (Tashiro; RIEDEL DE HAEN, Seelze; Austausch spätestens bei dunkelgrüner Verfärbung) geprüft wurde. Von den Waschlösungsproben wurden die Konzentration an $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ ($c_{\text{NH}_3\text{-N-WI}}$; $c_{\text{NH}_3\text{-N-WII}}$; Anlage VIg) und zu Kontrollzwecken der pH-Wert (pH ; Anlage VIIi) und teilweise die Konzentration des Gesamt-N ($c_{\text{TN-WI}}$; Anlage VIi) bestimmt. Es erfolgte keine weitere Probenaufbereitung.

Mischung von Kondenswasser- und Waschlösungsproben:

Zur Einschränkung der Anzahl der zu analysierenden Proben und teilweise auch zur Gewinnung eines ausreichenden Probenvolumens für die Analytik wurden in einigen Fällen Kondenswasser- und Waschlösungsproben quantitativ vereinigt (K mit WI und WII zu K+W). Vor der Vereinigung erfolgte jeweils eine pH-Wert-Bestimmung mit Indikatorpapier. Es wurden immer die Lösungen mit einem höheren pH-Wert zu den Lösungen mit niedrigerem pH-Wert gegeben, um eine Ausgasung von NH_3 zu vermeiden. Bei sehr starken pH-Wert-Unterschieden wurde auf eine Vereinigung verzichtet. Die Homogenisierung erfolgte entweder mit einem Rührer oder durch Schütteln. Von den gemischten Proben wurde die Konzentration an $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ ($c_{\text{NH}_3\text{-N-K+W}}$; Anlage VIg) bestimmt.

Anlage VIa

Bestimmung des Wassergehaltes und der Trockenmasse

Verfahrensgrundlage:

Der Wassergehalt (w_{H_2O} ; in %) wurde nach Gl. A-4 a bestimmt, die Trockenmasse (w_{dm} ; in %) nach Gl. A-4 b. Hierfür wurde das Probengefäß zunächst ohne ($m_{vessel-H_2O}$; in g), danach mit der feuchten Proben ($m_{wet-substrate-H_2O}$; in g) gewogen. Das Wasser wurde vollständig durch eine Trocknung ausgetrieben. Nach Abkühlung auf Raumtemperatur erfolgte eine erneute Wiegung der getrockneten Probe einschließlich der Probengefäße ($m_{dry-substrate-H_2O}$; in g).

$$w_{H_2O} \text{ bzw. } w_{H_2O-FF} = \frac{m_{wet-substrate-H_2O} - m_{dry-substrate-H_2O}}{m_{wet-substrate-H_2O} - m_{vessel-H_2O}} \cdot 100\% \quad \text{Gl. A-4 a}$$

$$w_{dm} = 100\% - w_{H_2O} \text{ bzw. } w_{H_2O-FF} \quad \text{Gl. A-5 b}$$

Analysenmethode:

Die Trocknung erfolgte bei 105 °C bis zur Massekonstanz in einem Trockenschrank (HERAEUS, Hanau; WTW, Weilheim; MEMMERT, Schwabach) für mindestens 2 Tage in Anlehnung an die Methode der BGK (1998). Von folgenden Probentypen wurden die Wassergehalte bestimmt:

Typ a) Frische, dem Reaktor entnommene Proben (Anlage Va)

Typ b) Stichproben von getrockneten und pulverisierten Proben (w_{H_2O-FF} ; Anlage Va)

Analysengeräte:

Oberschalenwaage L22005-DS (SARTORIUS, Göttingen)

Fehlerbetrachtung (w_{H_2O}):

Nachweisgrenze ¹ :	Typ a)	> 98 %
	Typ b)	> 99,9 %
Variationskoeffizient (v_y):	Typ a) ²	± 0,1-0,2 %
	Typ b) ³	< ± 0,1 %

Gründe für zufällige Messabweichungen: Fehler bei der Aufstellung der Waage.

¹ angegeben wurden die ermittelten Minimalwerte

² bestimmt mit Hilfe einer Fehlerrechnung für Gl. A-4 a unter Berücksichtigung der relevanten Messwertebereiche ($m_{wet-substrate-H_2O}$ = 30-200 g; $m_{dry-substrate-H_2O}$ = 20-150 g, m_{vessel} : 3-4 g; Variationskoeffizient einer Wiegung: 0,02-0,03 %); siehe Kap. 3.5.2. und 4.1.4.2

³ bestimmt über die mittlere Standardabweichung mit Hilfe von 11 Messungen á 2-7 Mehrfachbestimmungen (relevanter Messwertebereich $c_{dry-substrate}$: 93-100 %)

Anlage VIb

Bestimmung des Organikgehaltes der Feststoffe

Verfahrensgrundlage:

Beim Verglühen einer Feststoffprobe bei Temperaturen um 550 °C werden die organischen Verbindungen in gasförmige Substanzen überführt. Der Glühverlust gibt den Organikgehalt (c_{org-FF} ; in % dm) der Probe an. Die Bestimmung erfolgte nach Gl. A-5, wobei die Masse des Probengefäßes (m_{vessel} ; in g), die Masse der ungeglühten Probe ($m_{substrate-FF}$; in g) und der geglühten Probe (m_{ash-FF} ; in g) sowie der Wassersubstanzgehalt der Probe (w_{H_2O-FF}) berücksichtigt wurden.

$$c_{org-FF} = \frac{(m_{substrate-FF} + m_{vessel}) \cdot (100\% - w_{H_2O-FF}) \cdot 0,01 - m_{ash-FF}}{m_{substrate-FF} \cdot (100\% - w_{H_2O-FF}) \cdot 0,01 - m_{vessel}} \cdot 100\% \quad \text{Gl. A-6}$$

Analysenmethode:

Die Bestimmung wurde nach DIN 38409 - H1 unter Verwendung der getrockneten und pulverisierten Proben (FF) durchgeführt. Das Verglühen erfolgte in einem Muffelofen MR 170E (HERAEUS, Hanau) in drei Stufen: 20 min bei 200 °C; 30 min bei 300 °C; 5 h bei 550 °C. Anfangs wurden Dreifach-, später aufgrund der ausreichenden Genauigkeit nur noch Einfachbestimmungen ausgeführt. Der Wassergehalt (w_{H_2O-FF}) der Proben wurde teilweise bestimmt, teilweise wurde auch der Mittelwert ($2,0 \pm 0,9 \text{ \%}^1$) verwendet.

Analysengeräte:

Analysenwaage Analytic A 120 S (SARTORIUS, Göttingen)

Fehlerbetrachtung:

Nachweisgrenze²: < 1 %

Variationskoeffizient (v_y)³: < 1 %

Gründe für zufällige Messabweichungen:

Erschütterungen bzw. Wasseraufnahme beim Wiegen.

¹ Standardabweichung aus 562 Messungen

² angegeben wurden der gemessenen Minimalwert

³ bestimmt über mittlere Standardabweichung aus 82 Messungen mit 2-3 Mehrfachbestimmungen

Anlage VIc Bestimmung des Gesamt-N (TN) in getrockneten Feststoffen*Verfahrensgrundlage:*

Bei der Verbrennung einer Feststoffprobe bei Temperaturen von 1100 °C in einem Sauerstoffgasstrom entstehen Verbrennungsgase. Diese werden nach ihrer Oxidation gesammelt und nacheinander mit einem Infrarot (IR)-Detektor auf CO₂ und einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor (WLD) auf N₂ analysiert. Unter Berücksichtigung des Wassergehaltes der getrockneten Proben (w_{H_2O-FF}) erhält man als Ergebnis die Konzentrationen des Gesamt-N der Feststoffprobe (c_{TN-FF} ; in % dm). Der Gesamt-N der Feststoffprobe (c_{TN-FF}) entspricht nicht dem Gesamt-N des Substrates ($c_{N-substrate}$), da NH₄⁺/NH₃ während der Substrattrocknung bei 105 °C (Anlage Va) ausgetrieben wurde.

Analysenmethode:

Die Analyse erfolgte unter Verwendung der getrockneten und gemahlenen Feststoffproben (FF) gemäß den Angaben des Herstellers des Analysegerätes. Zudem wurde der Wassergehalt (w_{H_2O-FF}) der Proben berücksichtigt. Dieser wurde teilweise separat bestimmt, teilweise wurde der Mittelwert ($2,0 \pm 0,9$ %¹) verwendet.

Analysengeräte:

CNS 2000 (LECO, St. Joseph, USA)

Fehlerbetrachtung (c_{TN}):

Nachweisgrenze (x_{NG}): 0,5 % dm

Variationskoeffizient (v_x): $\pm 3,7$ %²/ $\pm 3,8$ %³

Gründe für zufällige Messabweichungen: durch Entmischungen beim Mahlen.

¹ Standardabweichung aus 562 Messungen

² bezogen auf die Einwaage einer luftgetrockneten Probe

³ unter Berücksichtigung des Wassergehaltes der Probe

Anlage VIId

Bestimmung des Kjeldahl-N (TKN) in Feststoffen

Verfahrensgrundlage:

Organisch gebundener Stickstoff wird katalytisch aufgeschlossen und in NH_4^+ -Salze überführt. Durch Erhöhung des pH-Wertes wird NH_3 vollständig aus der Reaktionsmischung ausgetrieben. Dieses NH_3 wird durch eine Destillation in einer Borsäurelösung wieder aufgefangen. Die maßanalytische Bestimmung der Konzentration in der Borsäurelösung erfolgt über eine potentiometrische Titration mit Salzsäure. Unter Berücksichtigung des Wassergehaltes der getrockneten Proben ($w_{\text{H}_2\text{O-FF}}$) erhält man die Konzentration des Kjeldahl-N der Probe ($c_{\text{TKN-FF}}$; in % dm), welcher der Konzentration des organischen N entspricht.

Analysenmethode:

Die Bestimmung erfolgte in Anlehnung an (VDLUFA, 1991) als Doppelbestimmung. Der Aufschluss der Feststoffprobe erfolgte mit konzentrierter H_2SO_4 , Kjeldahl-Katalysator-Tabletten und H_2O_2 zunächst 20 min bei 200 °C, dann 60-90 min bei 360 °C bis die Farbe der Aufschlusslösung farblos bis hellgrün wurde. Anschließend erfolgte die Strippung des NH_3 mit 32 %iger Natriumhydroxid-Lösung, die Destillation des NH_3 in 2 %ige Borsäurelösung sowie die Titration des in der Borsäurevorlage aufgefangenen NH_3 mit 0,02 M Salzsäure. Diese Vorgehensweise erfolgte für eine Probe sowie eine Blindprobe. Der Trockensubstanzgehalt ($w_{\text{H}_2\text{O-FF}}$) der Proben wurde teilweise bestimmt, teilweise wurde auch der Mittelwert ($2,0 \pm 0,9 \text{ \%}^1$) verwendet.

Analysengeräte:

Kjeldalift KTL 20 mit Aufschlussblock KTL 20S und Wasserdampfdestillationsapparatur Vapodest 20 (GERHARDT, Königswinter); automatische Titriereinheit TitroLine alpha; Software Titrisoft 2.01 (SCHOTT, Mainz)

Fehlerbetrachtung:

Nachweisgrenze (x_{NG}):	0,02 % dm
Variationskoeffizient (v_x):	$\pm 2,5 \text{ \%}^2 / \pm 2,7 \text{ \%}^3$
Gründe für zufällige Messabweichungen:	Entmischungen bei Mahlen der Proben.

¹ Standardabweichung aus 562 Messungen

² bezogen auf die Einwaage einer luftgetrockneten Probe

³ unter Berücksichtigung des Wassergehaltes der Probe

AnlageVIe

Bestimmung des Gesamt-C (TC) in Feststoffen

Verfahrensgrundlage:

Das durch die Verbrennung einer Feststoffprobe bei Temperaturen von ca. 900 °C aus den C-Verbindungen der Probe gebildete CO₂ wird IR-spektroskopisch erfasst. Unter Berücksichtigung des Wassergehaltes der Probe (w_{H_2O-FF}) erhält man die Konzentration des Gesamt-C der Probe (c_{TC-FF} ; in % dm).

Analysenmethode:

Die Bestimmung erfolgte unter Verwendung der getrockneten und pulverisierten Feststoffprobe (FF) nach den Angaben des Herstellers des Analysegerätes zumeist als 3fach-Bestimmung. Falls die Abweichung der Messwerte > 5% betrug, erfolgte eine vierte Messung. Der Wassergehalt (w_{H_2O-FF}) der Proben wurde teilweise bestimmt, teilweise wurde der Mittelwert ($2,0 \pm 0,9 \text{ \%}^1$) verwendet.

Analysengeräte:

Verbrennungseinrichtung bestehend aus den Öfen I-04/RP zur Oxydation, D-02/GTE zur Nachoxidation (mit Kupferoxid befüllt), D-02/GTE zur Chemosorption mit Silberwolle befüllt (STRÖHLEIN, Koarst); Gasanalysator Finor (MAIHAK, Reute)

Fehlerbetrachtung:

Die TC-Gehalte wurden nicht zum Zwecke der Bilanzierung herangezogen, so dass auf die Fehlerbetrachtung verzichtet wurde.

¹ Standardabweichung aus 562 Messungen

Anlage VI f

Bestimmung des Gesamt-N (TN) in Flüssigkeiten

Verfahrensgrundlage:

In Feststoffproben enthaltener oxidierter N (NO_3^- , NO_2^-) wird in saurer Lösung durch Devardsche Legierung zu NH_3 bzw. Aminen reduziert. Organisch gebundener N wird katalytisch mit konzentrierter H_2SO_4 aufgeschlossen und in NH_4^+ -Salze überführt. Durch Zugabe von Natronlauge wird NH_3 dann aus der Reaktionsmischung ausgetrieben und kann maßanalytisch bestimmt werden (VDLUFA, 1991). Die Methode wurde zur Bestimmung der Konzentration des Gesamt-N in Sickerwässern ($c_{\text{TN-SI}}$; in mg/L) und teilweise auch in Extrakten, Kondenswässern sowie Säureproben ($c_{\text{TN-K}}$, $c_{\text{TN-W}}$; in mg/L) eingesetzt.

Analysenmethode:

Die Analyse erfolgte unter Verwendung getrockneter und pulverisierter Feststoffproben (FF) nach DIN 38409-H28 als Doppelbestimmung nach einer Homogenisierung mittels Ultraturrax. Reduktion und Aufschluss wurden in mehreren Schritten durchgeführt (ca. 1 h bei Zimmertemperatur; 0,5 h bei 200 °C; 1 h bei 360 °C; ggf. bei schwach brauner Färbung der Aufschlusslösung 1 h bei 360 °C). Nach Abkühlung erfolgte die NH_3 -Bestimmung mit Hilfe der in Anlage VI g beschriebenen Destillation und Titration.

Analysengeräte:

Aufschlussblock und Wasserdampfdestillationsapparatur Vapodest 20 (GERHARDT, Königswinter); automatische Titriereinheit TitroLine alpha; Software Titrisoft 2.01 (SCHOTT, Mainz)

Fehlerbetrachtung:

Nachweisgrenze (x_{NG}): 10 mg/L

Variationskoeffizient (v_x): $\pm 2,5 \%$

Gründe für zufällige Messabweichungen:

Entmischungen, insbesondere bei Sickerwässern.

Anlage VIgBestimmung des $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ Gehaltes in Flüssigkeiten

Option 1: Bestimmung mit gas-sensitiver Elektrode

Verfahrensgrundlage:

Das in Lösungen enthaltene $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ kann über die gasdurchlässige Membran einer gassensitiven Elektrode bestimmt werden, nachdem es mittels Natronlauge vollständig in NH_3 überführt und aus der Messlösung ausgetrieben wird. Ausgetriebenes NH_3 diffundiert anschließend in den Außenelektrolyten (NH_4^+ -Lösung) der Elektrode bis der Partialdruck auf beiden Seiten der Membran gleich groß ist. Das durch die Membran diffundierte NH_3 verändert den pH-Wert des Außenelektrolyten. Die gemessene pH-Änderung ist direkt proportional zur $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Konzentration in der Messlösung. Die Angabe der Messwerte erfolgte als $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ ($C_{\text{NH}_3\text{-N-FE}}$, $C_{\text{NH}_3\text{-N-SI}}$, $C_{\text{NH}_3\text{-N-K}}$, $C_{\text{NH}_3\text{-N-W}}$, $C_{\text{NH}_3\text{-N-K+W}}$; in mg/L).

Analysenmethode:

Die Analysen erfolgten für Sickerwässer, Extrakte, Kondenswässer und Säurelösungen entsprechend den Angaben des Herstellers der Analysegeräte als Doppelbestimmung. Die Kalibrierung wurde entsprechend dem zu erwartenden Messbereich mit Standardlösungen von 5, 50 bzw. 500 mg $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ / L für jede Messreihe durchgeführt. Eine Verdünnung der Messlösung erfolgte im Falle höherer Konzentrationen.

Analysengeräte:

NH_3 -Elektrode (METTLER-TOLEDO, Gießen); pH/Ionenmeter pX-2000 (WTW, Weilheim)

Fehlerbetrachtung:

Nachweisgrenze (x_{NG}): mg/L

Variationskoeffizient (v_x): $\pm 2 \%$

Gründe für zufällige Messabweichungen:

Ausgasung bei Mischung von Kondenswässern mit Säureproben; Verluste an NH_3 -haltiger Abluft durch Undichtigkeiten der Versuchsanlage sowie Auskristallisation in den Kühlschläuchen; Verluste an NH_3 durch Ausgasung beim Umsetzen bzw. bei der Lagerung der Proben; Einflüsse unterschiedlicher Extraktionsmittel und -zeiten sowie einer Verdünnung.

Option 2: Bestimmung über Destillation und Titration

Verfahrensgrundlage:

Das in Lösungen enthaltene gelöste NH_4^+ kann durch Zugabe einer Natriumhydroxid-Lösung in NH_3 umgesetzt werden, welches daraufhin ausgetrieben wird-. Die Bestimmung des vollständig ausgetriebenen NH_3 erfolgte über Destillation und Titration analog zur Verfahrensweise in Anlage VI f. Die Methode wurde zur Bestimmung der $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ -Konzentrationen in Extrakten, Sickerwässern, Kondenswässern und Waschlösungen eingesetzt. Die Angabe der Messwerte erfolgte als $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3\text{-N}$ ($C_{\text{NH}_3\text{-N-FE}}$, $C_{\text{NH}_3\text{-N-SI}}$, $C_{\text{NH}_3\text{-N-K}}$, $C_{\text{NH}_3\text{-N-W}}$, $C_{\text{NH}_3\text{-N-k+W}}$; in mg/L).

Analysenmethode:

Die Analyse erfolgte analog zu den in Anlage VI f beschriebenen Schritten für Stripung, Destillation und Titration.

Analysengeräte:

Wasserdampfdestillationsapparatur Vapodest 20 (GERHARDT, Königswinter); automatische Titriereinheit TitroLine alpha; Software Titrisoft 2.01 (SCHOTT; Mainz)

Fehlerbetrachtung:

Nachweisgrenze (x_{NG}): 10 mg/g

Verfahrensvariationskoeffizient (v_{NG}): $\pm 2,5 \%$

Gründe für zufällige Messabweichungen:

Ausgasung bei Mischung von Kondenswässern mit Säureproben; Verluste an NH_3 -haltiger Abluft durch Undichtigkeiten der Versuchsanlage sowie Auskristallisation in den Kühlschläuchen; Verluste an NH_3 durch Ausgasung beim Umsetzen bzw. bei der Lagerung der Proben; Einflüsse unterschiedlicher Extraktionsmittel und -zeiten sowie einer Verdünnung.

Anlage VIh Bestimmung des NO_3^- - und NO_2^- -N-Gehaltes
in Flüssigkeiten*Verfahrensgrundlage:*

Die in Lösungen enthaltenen NO_3^- - und NO_2^- -Ionen können mittels Ionenchromatographie (IC) bestimmt werden. Dabei kommen eine Säule zur Trennung der Ionen sowie ein Leitfähigkeitsdetektor zum Einsatz. Die getrennten Ionen können mit großer Empfindlichkeit als vollständig protolysierte Säuren erfasst werden. Die Analyse der jeweiligen N-Verbindung wurde für Sickerwässer und Extrakte durchgeführt. Die Angabe der Messergebnisse erfolgte als N-Konzentration ($c_{\text{NO}_3\text{-N-FE}}$; $c_{\text{NO}_3\text{-N-SI}}$; $c_{\text{NO}_2\text{-N-FE}}$; $c_{\text{NO}_2\text{-N-SI}}$; in mg/L).

Analysenmethode:

Die Analyse erfolgte nach DIN EN ISO 10 304-2 nach einer 6-Punkt-Kalibrierung des Messgerätes. Die Proben wurden vor der Analyse filtriert (0,45 μm) und bei NO_3^- - bzw. Konzentrationen über 4 mg/L verdünnt. Da die CaCl_2 -Extrakte sehr hohe Cl^- -Gehalte aufwiesen und zwischen NO_2^- und Cl^- keine Basislinientrennung vorlag, wurde Cl^- durch AgCl -Kartuschen abgetrennt.

Analysengeräte:

Ionenchromatograph DX-100 (DIONEX, Idstein); Trennsäule: IonPac AS 4A-SC, Eluent: 0,0024 mol/L Na_2CO_3 + 0,003 mol/L NaHCO_3 , Regenerent: 0,025 mol/L, Suppressor ASRS, Fluss Eluent: 2 mL/min, Fluss Regenerent: 3-4 mL/min, Probenvolumen 10 μL , Detektor: Leitfähigkeitsdetektor TS-2 (DIONEX, Idstein)

Fehlerbetrachtung:

Nachweisgrenze (x_{NG}):	NO_3^- -N	0,05 mg/L
	NO_2^- -N	0,05 mg/L
Variationskoeffizient (v_x):	NO_3^- -N	$\pm 2 \%$
	NO_2^- -N	$\pm 1 \%$
Gründe für zufällige Messabweichungen:	durch Verdünnung.	

Anlage VIi Bestimmung des pH-Wertes*Verfahrensgrundlage:*

Der pH-Wert kennzeichnet die Aktivität von H^+ -Ionen. Er wurde für Extrakte (pH_{FE}) und zu Kontrollzwecken auch für Kondens- und Sickerwässer sowie Waschlösungen mit Hilfe einer H^+ -Elektrode ermittelt. Die von H^+ -Ionen hervorgerufene elektrische Ladung erzeugt eine Zellspannung zwischen der Glasmembran der Elektrode und der Lösung. Die Zellspannung ist zum pH-Wert direkt proportional.

Analysenmethode

Die Bestimmung erfolgte gemäß den Herstellerangaben der Elektrode. Die Kalibrierung wurde mit Standard-Pufferlösungen (pH 7; pH 4 bzw. 10) durchgeführt. Temperaturschwankungen wurden durch das Messgerät automatisch kompensiert.

Analysengeräte:

pH-Messgerät pH 91 mit Glaselektrode SenTix 50 (WTW, Weilheim)

Fehlerbetrachtung:

Der pH-Wert wurde nicht zum Zwecke der Bilanzierung herangezogen, so dass auf die Fehlerbetrachtung verzichtet wurde.

Anlage VIj Bestimmung der Konzentrationen von O₂, CO₂, H₂, CH₄, N₂, N₂O in gasförmigen Proben

Verfahrensgrundlage:

Die Bestimmung der Konzentrationen der in einer Gasprobe enthaltenen Gaskomponenten O₂, CO₂, H₂, CH₄, N₂ und N₂O kann mit Hilfe eines Gaschromatographen (GC) erfolgen. Im GC wird die Gasprobe mit Hilfe von Trennsäulen in ihre Einzelkomponenten aufgetrennt. Diese werden im Anschluss mit einem Wärmeleitfähigkeitdetektor (WLD) quantifiziert. Die Bestimmung der Konzentrationen der genannten Gaskomponenten erfolgte für die Abluftproben. Für die Auswertung wurden nur die Konzentrationen von O₂, CO₂, N₂ und N₂O (*c*_{CO₂-GAS}, *c*_{CO₂-GAS}, *c*_{N₂-GAS}, *c*_{N₂O-GAS}; in Vol.-%) herangezogen.

Analysenmethode:

Die Gasprobe wurde entweder aus den im Abluftstrom installierten Probenahmestellen (Kap. 3.1.1.; Abb. 3-1) oder aber teilweise auch aus am Reaktor installierten Gasbeuteln mit einer Spritze entnommen. Jeweils 1 mL der Probe wurde daraufhin sofort in den GC eingespritzt. Die GC-Analyse erfolgte entsprechend den Angaben des Herstellers. Als Trägergas wurde Helium 4.6 verwendet. Die Kalibrierung erfolgte mit einem Prüfgas (a - 34 Vol.-% CO₂, 10 Vol.-% N₂ und 50 Vol.-% CH₄; b - Luft; c - 2,61 Vol.-% N₂O). Die Auswertung erfolgte mit dem Programm HP ChemStation (AGILENT, Waldbronn).

Analysengeräte:

Gaschromatograph HP 5890 - Injektor, Injektionsvolumen: Probenschleife 250 µL, Injektortemperatur 120°C, Trennsäulen: HayeSep N (2m x 1/8“; 80-100 mesh) für CO₂; Molekular Sieb 5A (13x, 2m x 1/8“; 60-80 mesh) für die anderen Komponenten, Trägergas: Helium 4.6, 70 mL/min, Detektor: WLD, 200 °C, Vordruck: 300 kPa, Ofentemperatur: 60 °C (AGILENT, Waldbronn)

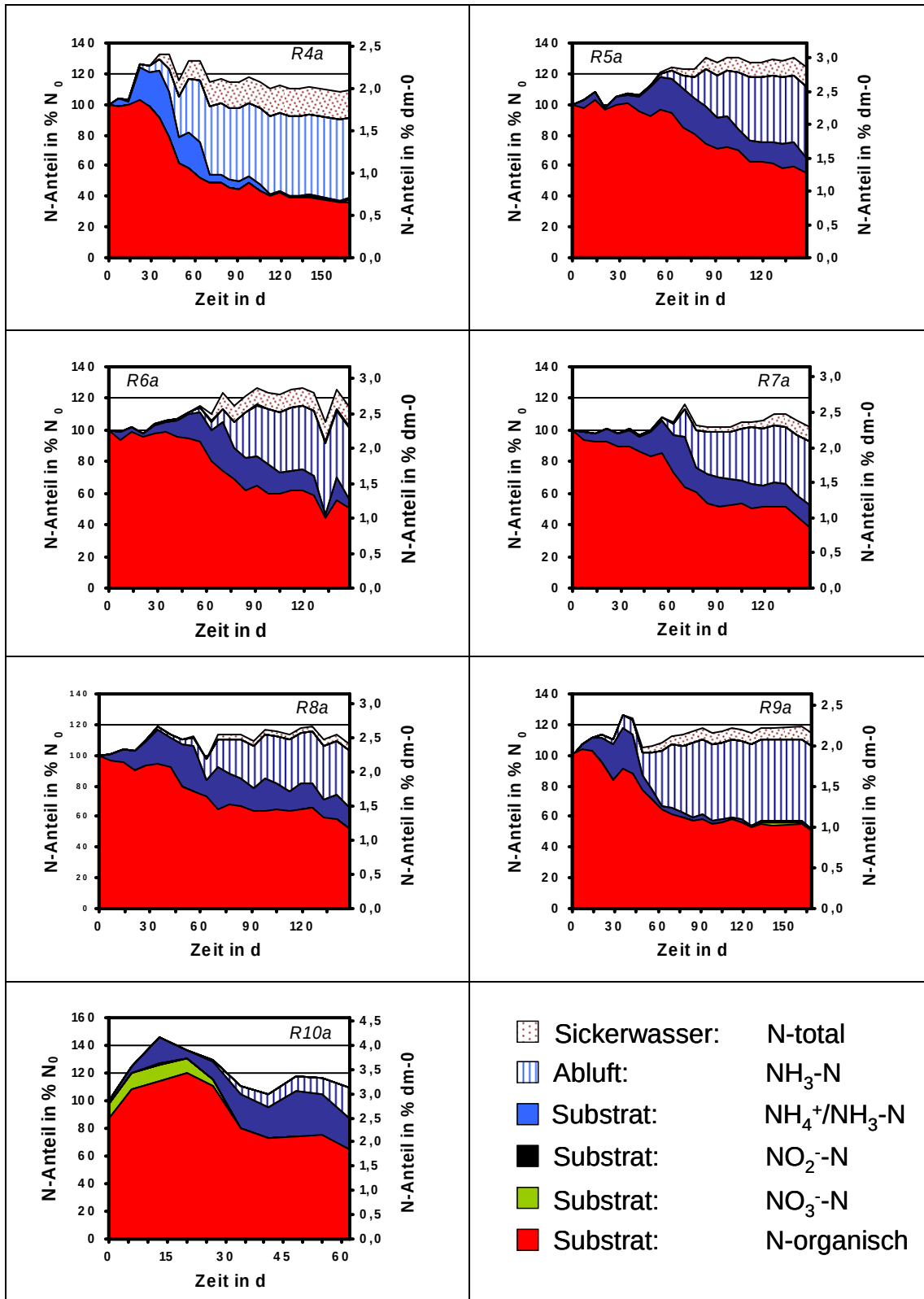
Fehlerbetrachtung:

Nachweisgrenze (<i>x</i> _{NG}):	H ₂ , CH ₄	0,2 Vol. %
	CO ₂ , N ₂ O, O ₂ , N ₂	0,06 Vol. %
Variationskoeffizient (<i>v</i> _x):	H ₂ , CH ₄ , CO ₂ , N ₂ O, O ₂ , N ₂	0,6 %

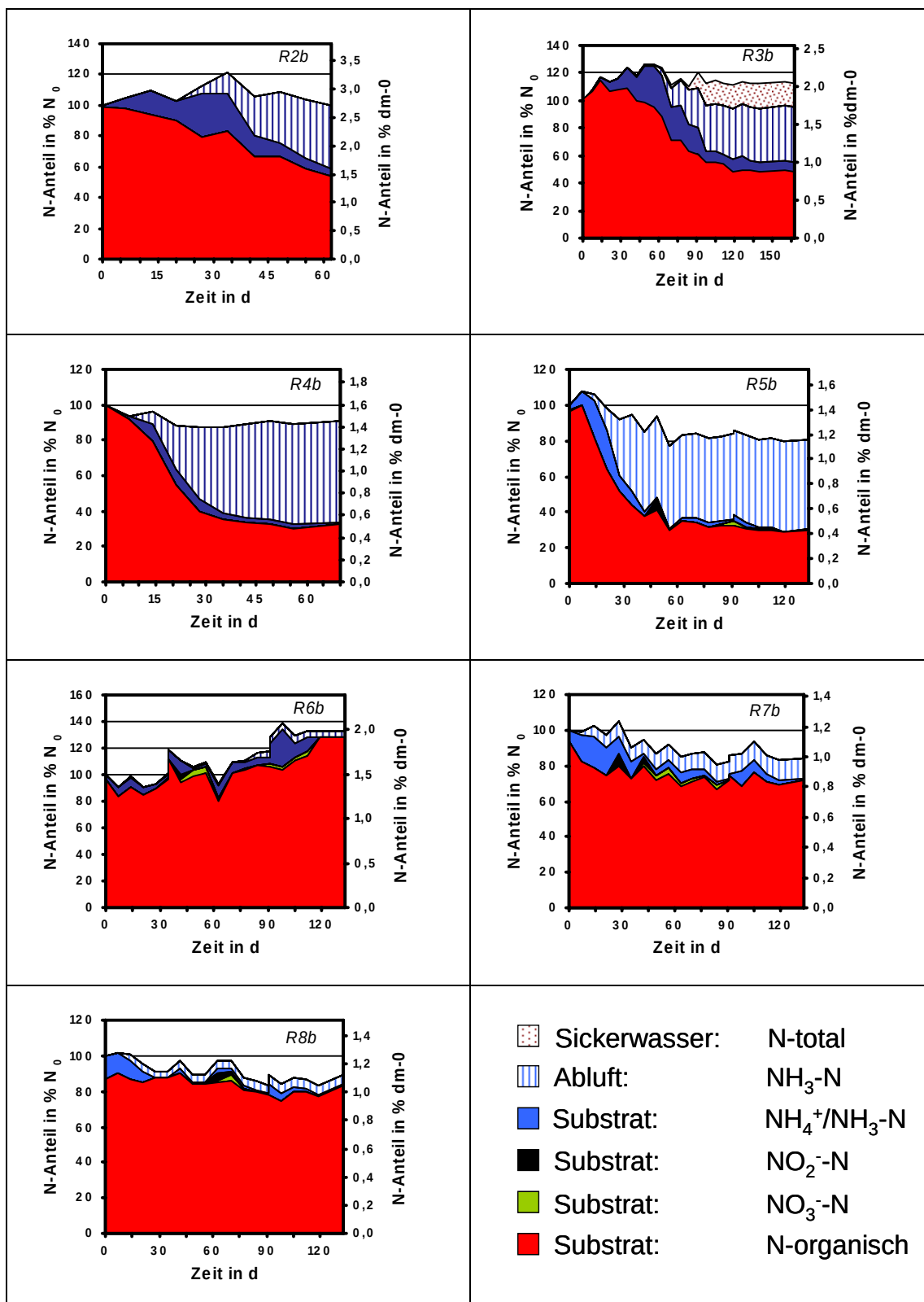
Gründe für zufällige Messabweichungen:

Undichtigkeiten in der Gasentnahmestelle; Störungen in der Ventilsteuerung der Versuchsanlage.

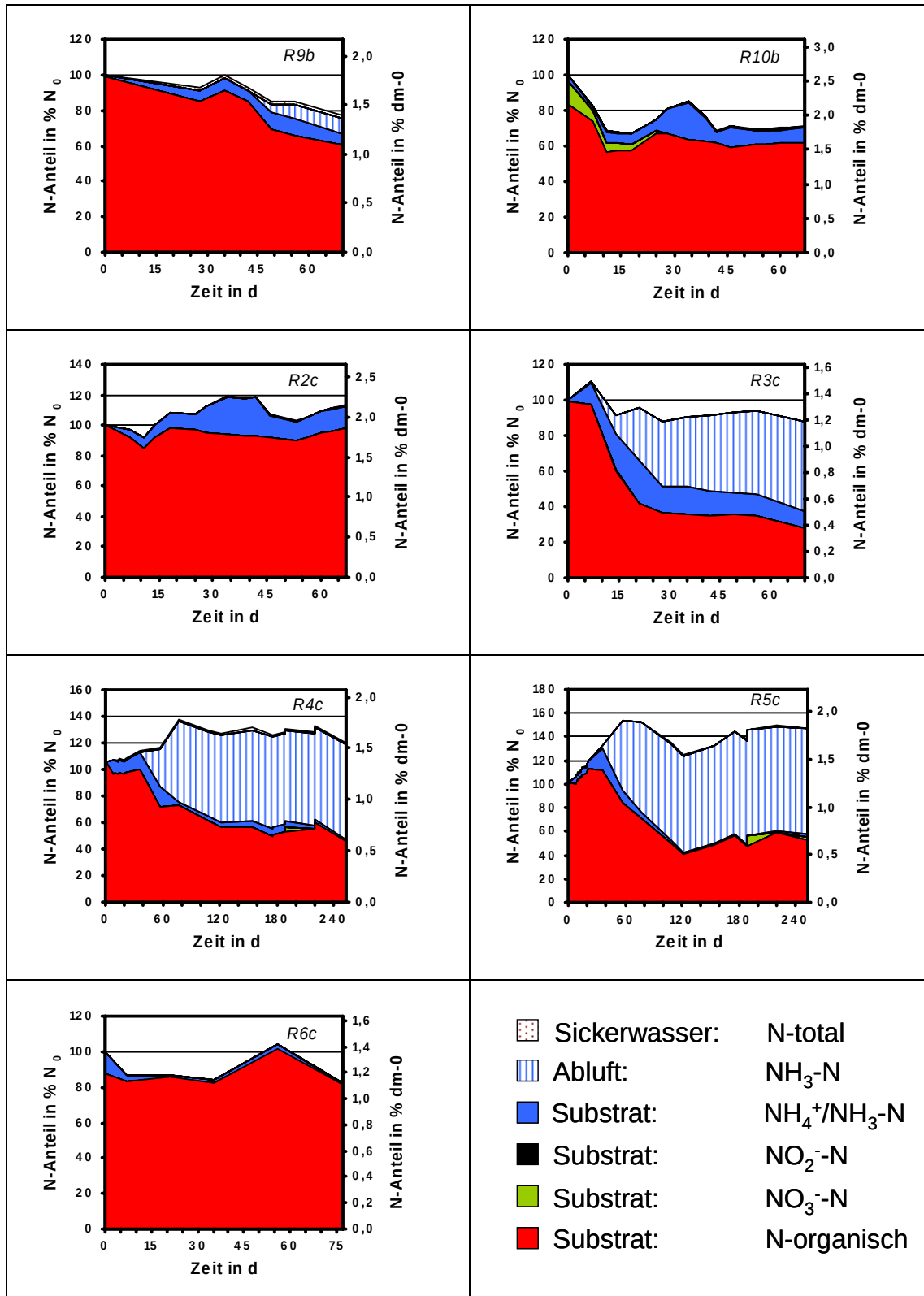
Anlage VIIa: N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse
R4a, R5a, R6a, R7a, R8a, R9a und R10a ($\% N_0 = \% N_{\text{total}-0}$)



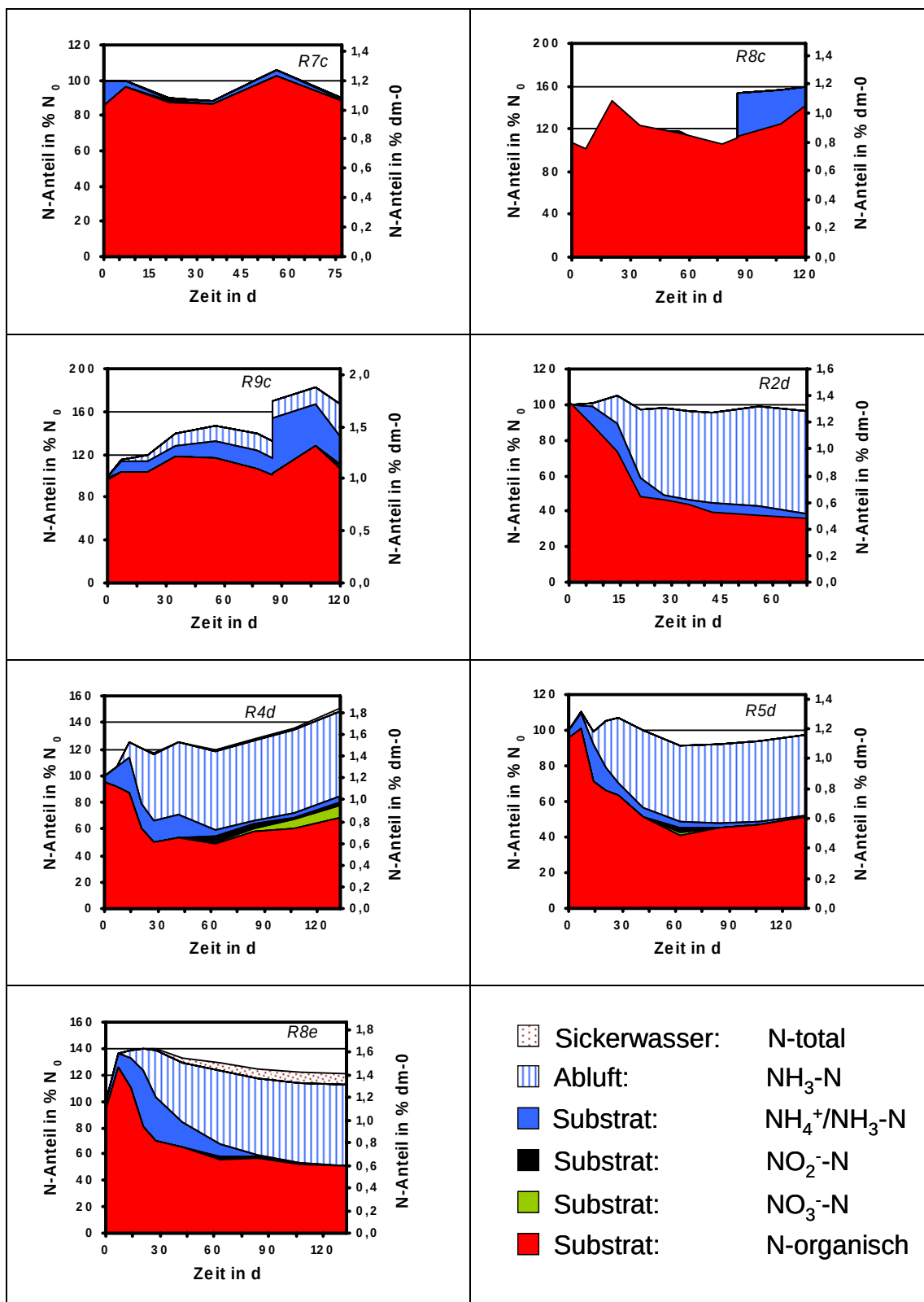
Anlage VIIb: N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse
R2b, R3b, R4b, R5b, R6b, R7b und R8b (% N_0 = % $N_{\text{total}-0}$)



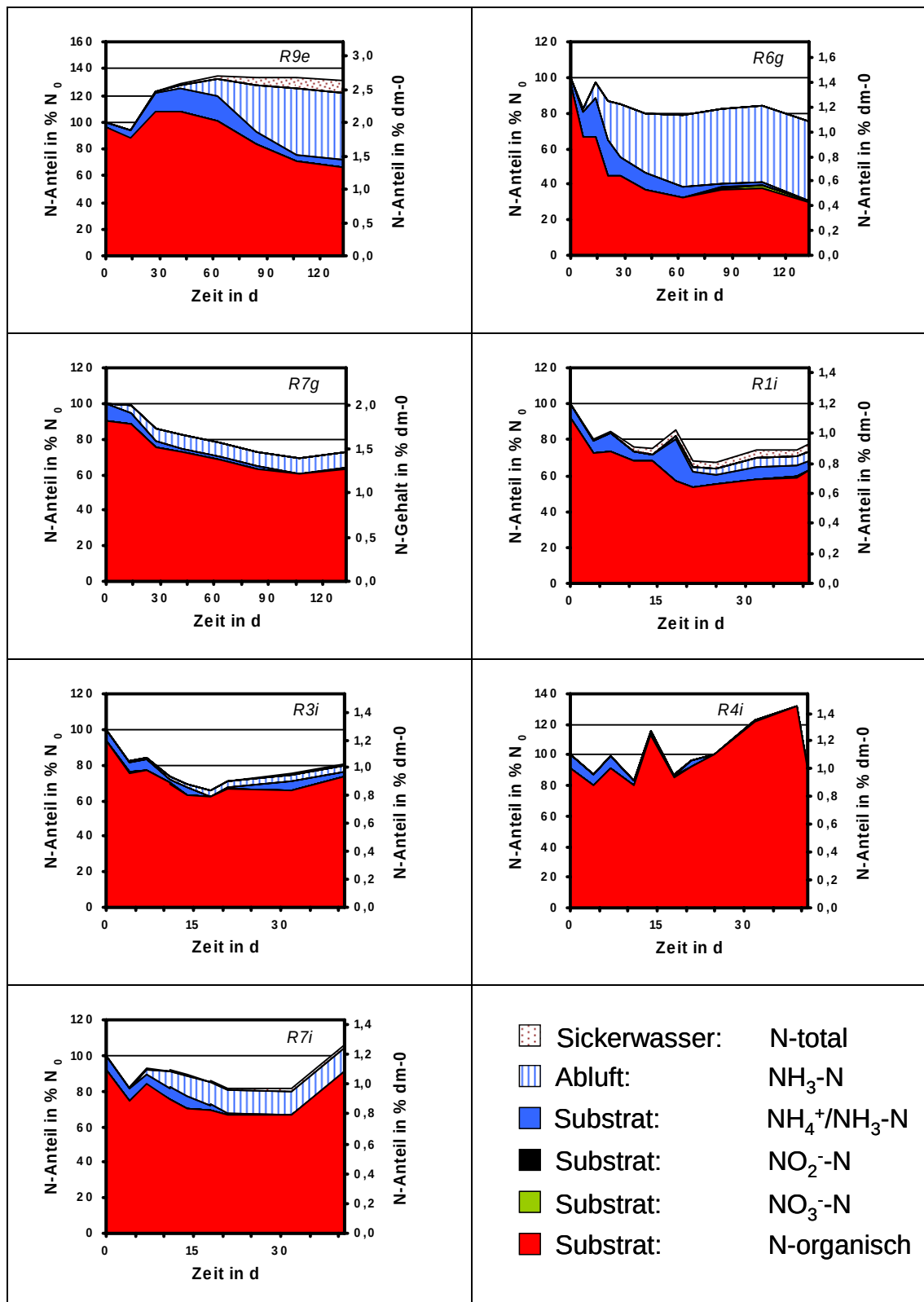
Anlage VIIc: N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse
R9b, R10b, R2c, R3c, R4c, R5c und R6c (% N_0 = % $N_{\text{total}}-0$)



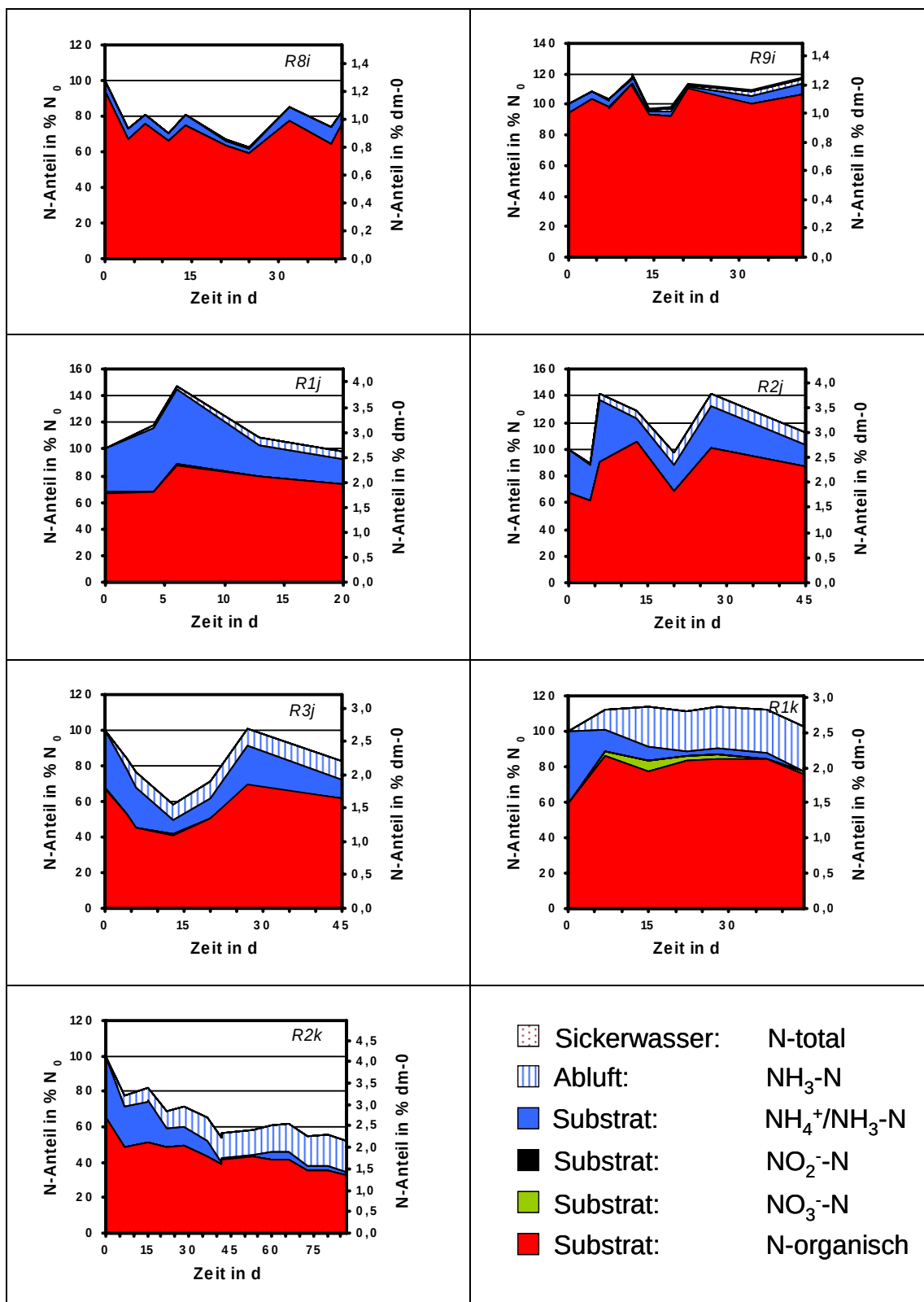
Anlage VIId: N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse
R7c, R8c, R9c, R2d, R4d, R5d und R8e ($\% N_0 = \% N_{\text{total}-0}$)



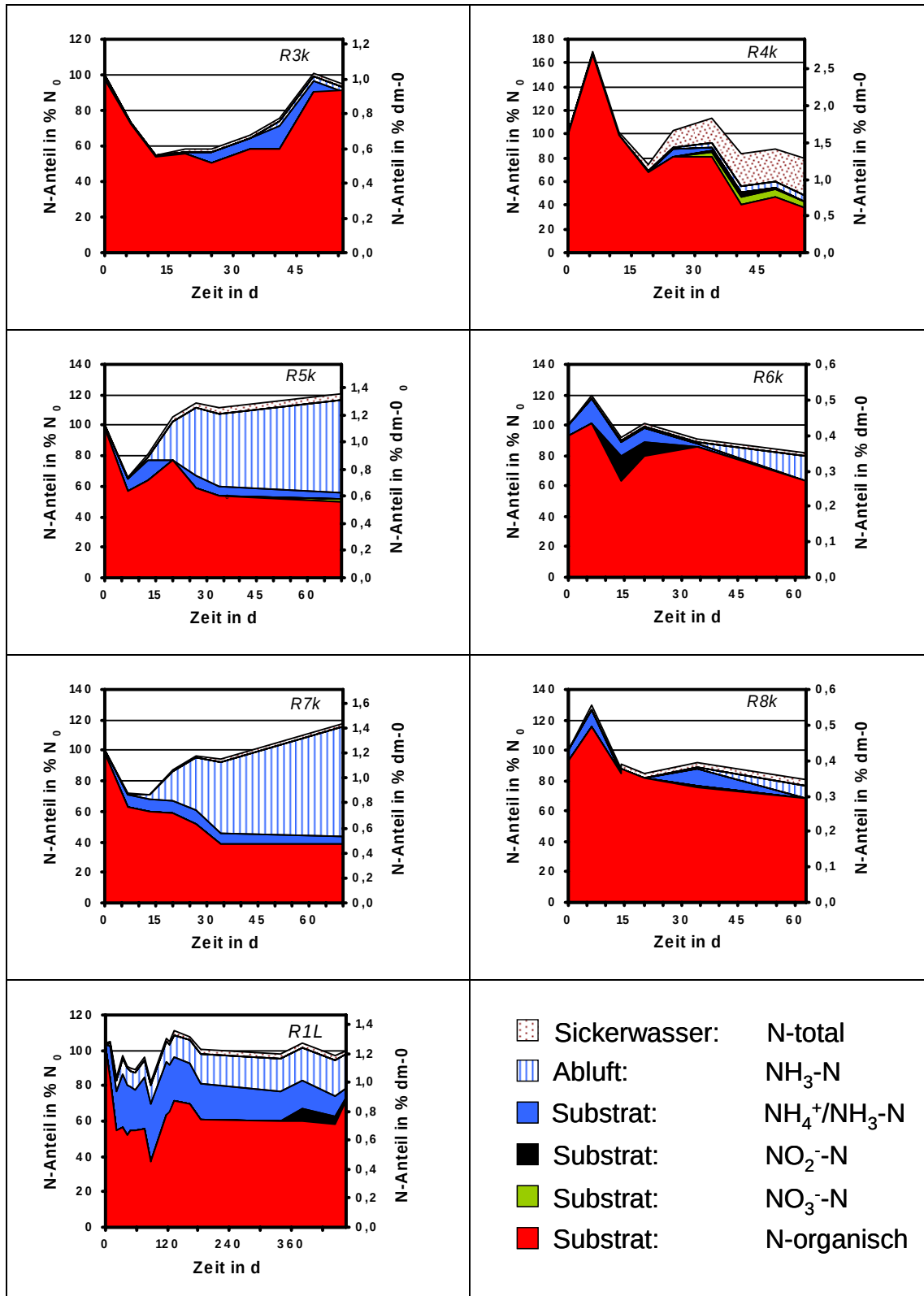
Anlage VIIe: N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse
R9e, R6g, R7g, R1i, R3i, R4i und R7i (% N_0 = % $N_{\text{total-0}}$)



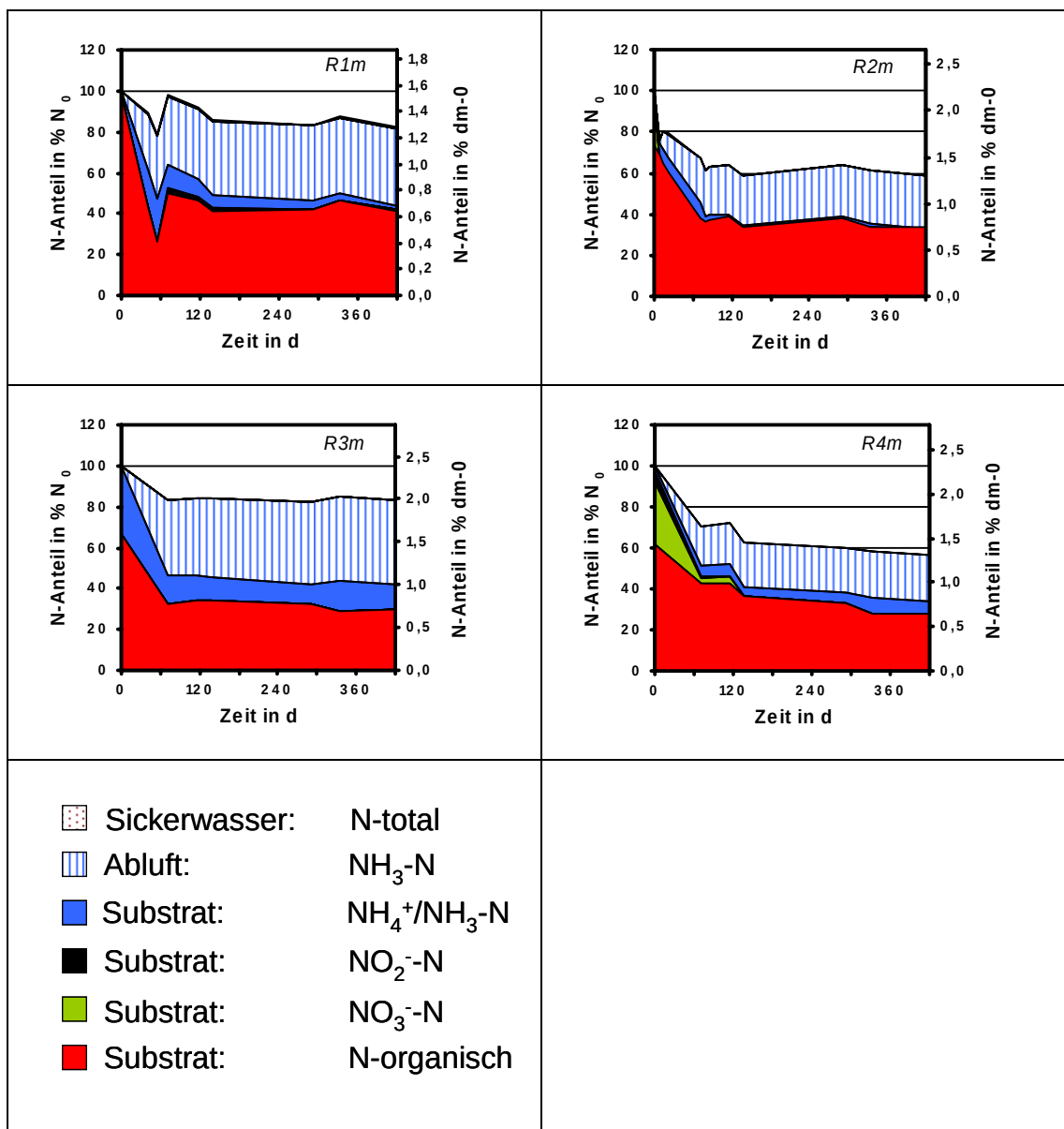
Anlage VIIIf: N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse
R8i, R9i, R1j, R2j, R3j, R1k und R2k ($\% N_0 = \% N_{\text{total}} - 0$)



Anlage VIIg: N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse
R3k, R4k, R5k, R6k, R7k, R8k und R1l ($\% N_0 = \% N_{\text{total}-0}$)



Anlage VIIh: N-Bilanzen der Kompostierungsprozesse
R1m, R2m, R3m und R4m (% N_0 = % $N_{\text{total}-0}$)



Nr.		Erhöhte N ₂ -Konzentration				N ₂ O-Konzentration				Generiertes N ₂				
		Phasen		CL _{N2O-GAS}	Phasen		CL _{N2-exhaust-air}	N _{N2-exhaust-air}	ΣC _{N2-exhaust-air-e}	C _{N2-exhaust-air}	t _{N2-exhaust-air}			
		CL _{N2-GAS}	belüftet		unbelüftet	0, 1, 2 ¹						belüftet	unbelüftet	0, 1, 2 ¹
1	R4a	2	-	+	0	-	-	1	4,0	0,07	0,001	35-168		
2	R5a	1	+	+	0	-	-	0	0	0	0	-		
3	R6a	1	-	+	0	-	-	0	0	0	0	-		
4	R7a	1	-	+	0	-	-	0	0	0	0	-		
5	R8a	1	+	+	0	-	-	0	0	0	0	-		
6	R9a	2	-	+	0	-	-	1	2,0	0,04	0,003	35-49		
7	R10a	1	+	-	-	-	-	2	20,3	0,58	0,012	13-62		
8	R2b	0	-	-	-	-	-	1	1,4	0,04	0,001	34-62		
9	R3b	1	+	-	0	-	-	0	0	0	0	-		
10	R4b	0	-	-	0	-	-	0	0	0	0	-		
11	R5b	2	-	+	1	+	+	1	10,5	0,15	0,003	14-56		
12	R6b	2	-	+	1	+	+	1	6,1	0,09	0,003	35-63		
13	R7b	2	-	-	1	-	+	1	4,1	0,05	0,001	28-84		
14	R8b	2	-	+	2	-	+	0	0	0	0	-		
15	R9b	0	-	-	0	-	-	1	2,9	0,05	0,002	35-70		
16	R10b	1	+	-	-	-	-	1	12,6	0,28	0,015	0-18		
17	R2c	2	+	-	-	-	-	0	0	0	0	-		
18	R3c	0	-	-	0	-	-	1	2,3	0,03	0,002	7-28		
19	R4c	2	-	+	2	-	+	1	1,5	0,02	0,000	78-253		
20	R5c	2	+	+	0	-	-	1	9,6	0,12	0,002	57-121		
21	R6c	1	-	+	0	-	-	-	-	-	-	-		
22	R7c	2	-	+	0	-	-	-	-	-	-	-		
23	R8c	2	-	+	0	-	-	1	14,2	0,09	0,001	21-85		
24	R9c	2	+	+	0	-	-	0	0	0	0	-		
25	R2d	1	+	-	0	-	-	0	0	0	0	-		
26	R4d	2	+	-	2	+	+	0	0	0	0	-		
27	R5d	2	-	+	2	-	+	0	0	0	0	-		
1	0-nicht gezeigt; 1-nicht signifikant; 2-signifikant													
keine Daten vorhanden / nicht beurteilbar														

Generiertes N₂

[illegible]

$(n_{NH_3-N,exhaust-air} ; n_{N-total,leachate})$, Größenordnungs- und Verlaufskategorien ($CL_{quantity,NH_3-N,exhaust-air} ; CL_{time,NH_3-N,exhaust-air} ; CL_{quantity,N-total,leachate}$), kumulative Gesamt-N-Austräge ($\Sigma C_{NH_3-N,exhaust-air} ; \Sigma C_{N-total,leachate-e}$), Maximum der durchschnittlichen Austragsraten ($\dot{C}_{NH_3-N,exhaust-air,max} ; \dot{C}_{N-total,leachate,max}$), Zeitpunkt des Auftretens ($t_{NH_3-N,exhaust-air,max} ; t_{N-total,leachate,max}$), sowie Sickerwasserbildung ($\Sigma V_{sl/m wet-substrate,reactor,0}$)

Abluft - NH ₃ -N														Sickerwasser - N _{total}					
Nr.	Exp.	n	CL _{quantity} 1, 2, 3 ²	CL _{time} 0, 3 ³	Σ c	Ĉ _{max} % dm/d	t _{max} d	Ĉ _{e-aerated} % dm/d	t _{e-aerated} % dm/d	N _{N,e} % N _{total} -0	n	Σ V / m L/Mg	CL _{quantity} 0, 1, 2 ²	Σ c	Ĉ _{max} % dm/d	t _{max} d	N _{N,e} % N _{total} -0		
1	R4a	23	3	3	0,95	0,06	49	0,00009	168	52,1	8	78	2	0,337	0,0018	70	18,5		
2	R5a	23	3	0	1,09	0,07/0,05	84/105	0,009	148	46,5	10	42	2	0,278	0,0016	84	11,9		
3	R6a	23	3	3	1,05	0,10	84	0,009	148	45,3	9	57	2	0,301	0,0038	70	13,0		
4	R7a	23	3	3	0,91	0,08	70	0,010	148	39,7	7	63	2	0,227	0,0015	70	9,9		
5	R8a	23	2	3	0,56	0,06	63	0,008	148	36,9	6	17	2	0,106	0,0023	70	4,7		
6	R9a	25	3	0	1,03	0,02/0,07	35/63	0,00013	168	53,8	6	26	2	0,150	0,0013	49	7,8		
7	R10a	10	2	0	0,62	0,07	62/—	0,068	62	21,8	1	3	1	0,003	—	—	0,1		
8	R2b	10	3	3	1,12	0,08	41	0,025	62	41,2	2	3	1	0,005	—	—	0,2		
9	R3b	23	2	0	0,73	0,05/0,01	70/133	0,003	168	39,7	8	100	2	0,319	0,0038	91	17,3		
10	R4b	11	3	3	0,92	0,06	21	0,001	70	57,3	0	0	0	0	0	—	0		
11	R5b	20	2	3	0,72	0,06	28	0,00001	133	50,1	0	0	0	0	0	—	0		
12	R6b	21	2	3	0,08	0,01	84	0,00007	91	5,0	0	0	0	0	0	—	0		
13	R7b	20	2	3	0,13	0,01	14	0,00001	84	10,9	0	0	0	0	0	—	0		
14	R8b	20	2	3	0,07	0,01	14	0,00000	63	5,3	0	0	0	0	0	—	0		
15	R9b	9	2	3	0,17	0,01	49	0,002	70	9,2	1	81	2	0,031	—	—	1,7		
16	R10b	16	1	—	0,01	0,0013	46	0,00013	63	0,6	6	27	1	0,013	0,00006	18	0,6		
17	R2c	16	1	—	0,00	0,0004	34	0,00001	67	0,2	6	37	1	0,005	0,00005	25	0,3		
18	R3c	18	2	3	0,69	0,06	21	0,006	70	51,1	0	0	0	0	0	—	0		
19	R4c	27	3	0	0,93	0,04/0,001	78/154	0,001	78	71,6	6	55	1	0,017	0,00006	22	1,3		
20	R5c	27	3	3	1,12	0,05	57	0,00002	154	89,8	6	71	1	0,008	0,00002	22	0,6		
21	R6c	6	1	—	0,01	0,0004	7	0,00016	56	0,6	0	0	0	0	0	—	0		
22	R7c	6	1	—	0,00	0,0002	7	0,00013	56	0,4	0	0	0	0	0	—	0		
23	R8c	10	1	—	0,00	0,0003	120	0,00001	56	0,8	0	0	0	0	0	—	0		
24	R9c	11	2	0	0,31	0,01	120/—	0,013	120	30,0	0	0	0	0	0	—	0		
25	R2d	18	3	0	0,79	0,06/0,07	21/56	0,003	70	58,1	0	0	0	0	0	—	0		
26	R4d	10	3	3	0,77	0,06	21	0,00001	133	63,5	8	42	2	0,028	0,0002	28	2,3		
27	R5d	10	2	3	0,53	0,05	21	0,010	63	44,8	2	11	1	0,001	0,00001	133	0,1		
1	ermittelt als Durchschnittswert einer Messperiode																	3 Kategorien siehe Kap. 4.2.3.2.	
	2																	0-nicht gezeigt; 1-nicht signifikant; 2-signifikant; 3-mäßig	

Anlage VIIIb: Charakteristik der NH_3 -N-Austräge in die Abluft und der N_{total} -Austräge mit dem Sickerwasser: Anzahl der Bilanzierungstermine mit Detektionen pro Versuchsreihe ($n_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air}}; n_{\text{N-total,leachate}}$), Größenordnungs- und Verlaufskategorien ($CL_{\text{quantity,NH}_3\text{-N,exhaust-air}}; CL_{\text{quantity,NH}_3\text{-N,exhaust-air}}; CL_{\text{quantity,N-total,leachate}}$), kumulative Gesamt-N-Austräge ($\Sigma C_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air}}; \Sigma C_{\text{N-total,leachate}}$), Maximum der durchschnittlichen Austragsraten ($\dot{C}_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air,max}}; \dot{C}_{\text{N-total,leachate,max}}$), Zeitpunkte des Auftretens ($t_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air,max}}; t_{\text{N-total,leachate,max}}$), finale Austragsraten in der letzten belüfteten Phase ($\dot{C}_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air,e-aerated}}; \dot{C}_{\text{N-total,leachate,e-aerated}}$), N-Anteile in der finalen N-Bilanz ($N_{\text{NH}_3\text{-N,exhaust-air,e}}; N_{\text{N-total,leachate,e}}$) sowie Sickerwasserbildung ($\Sigma V_{\text{sl}}/m_{\text{wet-substrate,reactor,0}}$)

		Abluft - NH ₃ -N										Sickerwasser - N _{total}									
Nr.	Exp.	n	CL _{quantity} 1, 2, 3 ²	CL _{time} 0, 3 ³	Σ c % dm-0	Ĉ _{max} % dm/d	t _{max} d	Ĉ _{e-aerated} % dm/d	t _{e-aerated} % dm/d	N _{N,e} % N _{total} -0	n	Σ V _/ m L/Mg	CL _{quantity} 0, 1, 2 ²	Σ c % dm-0	Ĉ _{max} % dm/d	t _{max} d	N _{N,e} % N _{total} -0				
28	R8e	10	2	3	0,71	0,04	28	0,00016	107	60,5	7	89	2	0,098	0,0007	63	8,3				
29	R9e	8	2	3	0,71	0,03	84	0,022	107	50,3	5	113	2	0,122	0,0020	84	8,6				
30	R6g	10	2	0	0,64	0,05/0,01	21/63	0,00007	107	44,2	4	21	1	0,004	0,0002	7	0,2				
31	R7g	8	1	-	0,00	0,01	14	0,00002	107	0,2	2	7	1	0,005	0,0050	42	0,2				
32	R1i	12	2	0	0,06	0,01/0,005	18/32	0,00040	41	5,4	9	110	2	0,045	0,0019	11	3,8				
33	R3i	11	2	0	0,05	0,01/0,005	7/18	0,00000	41	3,8	2	19	1	0,005	0,0002	32	0,4				
34	R4i	15	1	-	0,00	0,0003	7	0,00000	18	0,1	3	12	1	0,0004	0,00005	4	0,04				
35	R7i	12	2	3	0,15	0,02	11	0,00000	32	13,0	4	108	1	0,020	0,0076	4	1,7				
36	R8i	11	1	-	0,01	0,0006	21	0,00046	41	0,5	5	17	1	0,004	-	-	0,3				
37	R9i	12	2	3	0,03	0,002	14	0,001	32	2,9	3	58	1	0,010	0,0007	14	0,9				
38	R1j	5	2	3	0,16	0,02	6	0,001	20	5,8	0	0	0	0	0	-	0				
39	R2j	7	2	0	0,27	0,03/0,01	6/20	0,00033	45	9,9	0	0	0	0	0	-	0				
40	R3j	7	2	3	0,28	0,05	4	0,00088	45	10,4	0	0	0	0	0	-	0				
41	R1k	8	2	3	0,63	0,05	7	0,00004	44	25,0	0	0	0	0	0	-	0				
42	R2k	15	2	3	0,75	0,04	7	0,001	87	18,2	0	0	0	0	0	-	0				
43	R3k	9	2	3	0,03	0,004	41	0,00000	49	2,2	3	152	1	0,019	0,0009	19	1,7				
44	R4k	9	2	3	0,19	0,01	34	0,00025	56	5,8	6	425	2	1,029	0,0156	25	31,2				
45	R5k	7	2	0	0,67	0,05	20	0,006	70/-	60,7	5	131	2	0,038	0,0010	13	3,5				
46	R6k	6	2	0	0,06	0,004	63	0,004	63/-	16,0	1	258	1	0,010	0,0021	6	2,4				
47	R7k	7	3	0	0,87	0,04	27	0,013	70/-	72,2	5	87	1	0,023	0,0145	34	2,0				
48	R8k	7	2	0	0,03	0,002	63	0,002	63/-	8,1	1	249	1	0,013	0,0029	6	3,2				
49	R1l	18	2	0	0,23	0,005/0,002	21/184	0,002	34	19,2	3	50	2	0,030	0,0002	21	2,5				
50	R1m	9	2	3	0,56	0,01	42	0,00003	72	37,4	1	56	2	0,026	0,0003	42	1,7				
51	R2m	12	2	3	0,59	0,02	14	0,00023	79	25,6	1	2	1	0,005	0,0005	7	0,2				
52	R3m	7	3	3	0,98	0,02	71	0,002	71	40,8	0	0	0	0	0	-	0				
53	R4m	7	2	3	0,53	0,01	71	0,002	71	23,2	0	0	0	0	0	-	0				
1	ermittelt als Durchschnittswert einer Messperiode																	3 Kategorien siehe Kap. 4.2.3.2.			
	2																	0-nicht gezeigt; 1-nicht signifikant; 2-signifikant; 3-mäßig			

Veränderung des N_{org} -Anteils während der Kompostierung beschreibt ($CL_{balance}$)

Nr.	Exp.	n _p	t _e	t _{p-0,I}	t _{min}	t _{max}	t _{linear}	d				ΔN _{N-org} % N _{N-org} -0	ΔN _{N-org,max}	N _{N-org,min}	N _{N-org}	ΔN _{N-org} % N _{N-org} -0	ΔṄ _{N-org,substrate} % N _{N-org} -0/d	CL _{balance}	pH ₀	pH _i	pH _Δ	%	
								N _{N-org;0}	N _{N-org;0}	N _{N-additive;p=0,I}	N _{N-org;max}												
1	R4a	23	168	-	161	21	21-63	100	-	-	36	102	-47	-47	-1,1	-2	6,4	7,8	21,9				
2	R5a	22	148	-	148	14	28-148	98	-	-	54	101	-27	-27	-0,2	2	4,6	5,2	13,0				
3	R6a	22	148	-	133	0	42-77	97	-	-	43	97	-34	-35	-1,0	2	4,5	6,0	33,3				
4	R7a	22	148	-	148	0	28-91	99	-	-	38	99	-41	-42	-0,7	2	4,5	6,0	33,3				
5	R8a	22	148	-	148	0	28-70	99	-	-	52	99	-28	-28	-0,7	2	5,3	6,3	18,9				
6	R10a	10	62	-	62	20	20-41	87	-	-	65	120	-36	-41	-2,0	2	4,4	6,6	50,0				
7	R9a	23	168	-	168	7	21-78	100	-	-	51	103	-33	-33	-0,7	3	6,1	7,6	24,6				
8	R2b	10	62	-	62	0	0-62	99	-	-	53	99	-26	-26	-0,4	3	5,7	7,8	36,8				
9	R3b	23	168	-	168	14	35-119	100	-	-	47	113	-46	-46	-0,5	2	6,1	7,6	24,6				
10	R4b	10	70	-	56	0	0-28	99	-	-	30	99	-49	-49	-1,8	3	8,0	8,1	1,3				
11	R5b	19	133	-	119	7	0-42	97	-	-	29	100	-51	-53	-1,2	3	6,5	8,0	23,1				
12	R6b ²	19	35/133	35,1	7/63	0/133	■ /91,1-133	96/106	35	83/103	97/128	■ /+2	■ /+2	■ /+0,05	■ /4	6,5	7,0	7,7					
13	R7b	19	133	-	84	0	7-63	94	-	-	67	94	-7	-7	-0,1	1	6,9	7,7	11,6				
14	R8b	19	133	-	98	7	-	87	-	-	74	91	0	0	0	5,5	7,8	41,8					
15	R10b	16	67	-	14	0	0-14	94	-	-	57	83	-7	-7	-0,5	1	4,3	5,3	23,3				
16	R9b	7	70	-	70	0	0-70	99	-	-	61	99	-18	-18	-0,3	1	5,5	7,0	27,3				
17	R2c	16	67	-	11	0	-	100	-	-	85	100	0	0	0	4,3	5,4	25,6					
18	R3c	10	70	-	70	0	0-21	99	-	-	28	99	-52	-52	-2,5	3	9,5	8,4	-11,6				
19	R4c	18	253	-	253	1	36-121	98	-	-	45	104	-39	-40	-0,5	2	9,2	7,1	-22,8				
20	R5c	19	253	-	121	22	36-121	98	-	-	40	114	-54	-55	-0,6	2	8,9	7,7	-13,5				
21	R6c	6	77	-	77	56	-	87	-	-	81	101	0	0	0	8,0	7,3	-8,8					
22	R7c	6	77	-	0	56	-	86	-	-	86	102	0	0	0	8,0	7,2	-10,0					
23	R8c ²	9	85/120	85,1	7/85,1	21/120	21-70/85,1-120	97/102	15	91/102	132/127	-17/+5	-18/5	-0,4/+0,1	1/4	10,8	6,6	-38,9					
24	R9c ²	9	85/121	85,1	0/85,1	35/107	85,1-107	97/103	28	97/103	118/128	0/+5	0/5	0/+0,2	0/4	11,6	7,0	-39,7					
25	R2d	10	70	-	70	0	0-21	99	-	-	35	100	-44	-44	-2,1	3	9,7	8,8	-9,3				
26	R4d ^{2,3}	10	84/133	4,1-13	63/84	0/133	14-28/84-133	95/45	12	39/45	95/50	-33/(+)	-35/(+)	-2,4/(+)	3/(4)	5,6	6,4	14,3					
27	R5d	10	133	-	63	7	0-63	96	-	-	37	98	-42	-44	-0,7	3	5,7	6,6	15,8				
1	N _{total} -0 berücksichtigt							2	Versuchsreihe wurde in zwei Bilanzierungsperioden - vor und nach einer N-Zugabe- unterteilt														
								3	während der zweiten Bilanzierungsperiode erfolgte eine kontinuierliche N-Zugabe														

Anlage VIIIc: Kenngrößen zur Charakteristik der N-Bilanzen: Anzahl der N-Einzelbilanzen pro Versuchsreihe (n_p), Gesamtkompostierungszeit (t_e), initialer N_{org} -Anteil ($N_{N-org,substrate;0}$), Anteil von N-Zugaben¹ ($N_{N-additive;p-0,l}$) zum Zugabezeitpunkt ($t_{p+0,l}$), minimaler und maximaler N_{org} -Anteil ($N_{N-org,substrate;min}$; $N_{N-org,substrate;max}$) mit entsprechenden Zeitpunkten (t_{min} ; t_{max}), Gesamtveränderung des N_{org} bis zum Ende der Kompostierung ($\Delta N_{N-org,substrate,e}$), N_{org} -Abbau- bzw. -Immobilisationsrate im linearen Bereich ($\dot{N}_{N-org,substrate;linear}$) mit den entsprechenden Zeitspannen (t_{linear}), Bilanzgrundtyp (Kap. 4.1.5.3.), der die Veränderung des N_{org} -Anteils während der Kompostierung beschreibt ($CL_{balance}$)

Nr.	Exp.	n_p	t_e	$t_{p+0,l}$	t_{min}	t_{max}	t_{linear}	$N_{N-org;0}$	$N_{N-additive;p-0,l}$	$N_{N-org;min}$	$N_{N-org;max}$	$\Delta N_{N-org,e}$	$\frac{\Delta N_{N-org,e}}{\% N_{org}-0}$	$\frac{\Delta \dot{N}_{N-org,substrate}}{\% N_{org}-0/d}$	$CL_{balance}$	pH ₀	pH _i	pH _A
d																		
%																		
28	R8e	10	133	-	133	7	7-28	94	-	31	108	-57	-61	-2,9	3	5,6	6,2	10,7
29	R9e	8	133	-	133	28	42-107	95	-	47	102	-35	-37	-0,6	2	4,6	5,9	28,3
30	R6g	10	133	-	133	0	0-42	96	-	22	96	-54	-56	-1,3	3	6,1	6,9	13,1
31	R7g	8	133	-	107	0	0-133	91	-	42	90	-28	-31	-0,2	3	4,7	7,0	48,9
32	R1i	11	41	-	21	0	0-21	92	-	49	92	-23	-25	-1,2	1	7,3	7,9	8,2
33	R3i	9	41	-	14	0	0-14	94	-	60	94	-15	-16	-1,1	1	5,9	7,1	20,3
34	R4i	11	41	-	41	39	-	91	-	79	121	-	-	-	-	5,9	6,9	16,9
35	R7i	9	41	-	32	0	0-14	92	-	58	92	-14	-15	-1,1	1	6,4	6,9	7,8
36	R8i	10	41	-	25	0	0-11	94	-	51	94	-23	-24	-2,2	1	6,8	6,7	-1,5
37	R9i	9	41	-	18	11	-	94	-	77	102	-5	-5	-	1	5,8	6,8	17,2
38	R1j	5	20	-	0	6	-	67	-	67	87	-	-	-	-	-	-	-
39	R2j	7	45	-	4	13	-	67	-	61	105	-	-	-	-	-	-	-
40	R3j	7	45	-	13	0	-	67	-	40	67	-	-	-	-	-	-	-
41	R1k	7	44	-	0	7	0-7	59	-	844	84	0	0	0	0	7,7	7,1	-7,8
42	R2k	11	87	-	87	0	0-42	63	-	25	65	-20	-32	-0,8	3	8	8,2	2,5
43	R3k	9	56	-	25	0	-	97	-	47	97	-	-	-	-	4,2	-	-
44	R4k	9	56	-	56	6	0-41	100	-	16	164	-64	-64	-1,6	3	4,3	6,3	46,5
45	R5k	7	70	-	70	0	0-27	98	-	48	98	-30	-31	-1,1	3	7,6	7,2	-5,3
46	R6k	6	63	-	63	0	0-63	92	-	50	93	-43	-47	-0,7	3	-	6,6	-
47	R7k	7	70	-	34	0	0-34	98	-	36	98	-42	-43	-1,3	3	7,2	7,3	1,4
48	R8k	6	63	-	63	6	0-20	92	-	62	114	-32	-35	-1,7	3	7,3	6,2	-15,1
49	R1l	18	466	-	89	0	0-118	99	-	28	99	-51	-52	-0,4	3	6,2	7,8	25,8
50	R1m	9	420	-	54	0	0-54	99	-	23	98	-55	-56	-1,0	3	6,4	7,6	18,8
51	R2m	12	420	-	420	0	0-72	69	-	24	70	-26	-38	-0,5	3	6,4	7,9	23,4
52	R3m	7	420	-	334	0	0-71	67	-	25	67	-21	-32	-0,4	3	7,1	8,4	18,3
53	R4m	7	420	-	420	0	0-115	61	-	23	62	-19	-31	-0,6	3	6,2	8,2	32,3

¹ $N_{total}-0$ berücksichtigt

2 Versuchsreihe wurde in zwei Bilanzierungsperioden - vor und nach einer N-Zugabe- unterteilt

3 während der zweiten Bilanzierungsperiode erfolgte eine kontinuierliche N-Zugabe

4 Die Bilanz wurde wegen erhöhter Inhomogenitäten ab dem zweiten Bilanzierungstermin berücksichtigt

Bezeichnung		Substrat - N _{org}										Substrat - NH ₃ /NH ₄ ⁺ -N									
		Lfd.	Expe- riment	n	CL _{quantity} 3,4,5 ¹	CL _{time} 0,1,2,3 ²	c _{max} % dm	t _{max} d	c _{min} % dm	t _{min} d	c _e % dm	n	CL _{quantity} 2,3,4 ¹	CL _{time} 0,2,3 ²	c _{max} % dm	t _{max} d	c _{min} % dm	t _{min} d	c _{plateau} % dm	t _{plateau} d	c _e % dm
Nr.		1	R4a	23	4	3	2,80	42	1,81	0	2	23	4	3	1,05	42	0,01	140	0,20	63	0,06
2	R5a	22	5	3	3,78	70	2,30	0	3,2	0	3,2	23	4	0	1,24/0,97	70/140	0,03	0	-	-	0,67
3	R6a	21	5	0	3,94	70	2,26	0	3	0	3	23	4	3	1,79	70	0,06	0	0,70	98	0,44
4	R7a	22	5	0	3,45	63	2,25	0	2,5	0	2,5	23	4	3	1,78	70	0,03	0	1,00	77	0,97
5	R8a	22	5	0	3,93	63	2,25	0	3	0	3	23	4	3	1,70	70	0,02	0	0,90	77	0,81
6	R9a	23	4	0	3,06	161	1,89	0	2,8	0	2,8	24	3	3	0,85	35	0,01	0	0,13	56	0,03
7	R10a	7	5	3	3,15	55	2,50	0	3,1	0	3,1	10	4	3	1,37	48	0,05	0	-	-	1,07
8	R2b	9	5	3	3,84	34	2,69	0	3,1	0	3,1	10	4	3	1,16	27	0,03	0	-	48	0,30
9	R3b	23	4	3	3,14	56	1,84	0	2,6	0	2,6	23	4	0	1,17/0,56	1	0,01	0	0,43	105	0,45
10	R4b	10	4	2	1,59	0	0,92	56	1,1	0	1,1	11	2	3	0,21	21	0,01	0	0,07	49	0,03
11	R5b	19	4	3	1,48	14	0,75	56	0,8	0	0,8	20	3	3	0,43	21	0,02	119	0,04	42	0,02
12	R6b	20	4	0	2,63	35	1,44	0	2,3	0	2,3	21	3	0	0,35/0,63	14/98	0,04	49	-	21	0,19
13	R7b	19	4	1	1,18	28	1,01	84	1,1	0	1,1	20	2	0	0,24/0,13	14/98	0,01	91	-	28	0,01
14	R8b	19	4	3	1,33	42	1,93	98	1,2	0	1,2	18	2	0	0,17/0,09	0/91	0,00	13	-	-	0,01
15	R9b	7	4	0	1,79	0	1,23	49	1,3	0	1,3	9	2	3	0,18	56	0,02	0	-	-	0,12
16	R10b	5	5	-	2,15	7	1,62	53	1,8	0	1,8	10	3	3	0,36	39	0,07	7	-	-	0,25
17	R2c	6	4	0	2,02	67	1,80	7/42	2,0	0	2,0	11	3	3	0,48	42	0,00	0	0,20	46	0,30
18	R3c	10	4	3	1,47	7	0,71	70	0,7	0	0,7	18	3	3	0,56	21	0,01	0	0,30	49	0,24
19	R4c	12	4	3	1,77	78	1,11	253	1,1	0	1,1	13	2	0	0,29/0,16	57/176	0,02	0	-	-	0,04
20	R5c	12	4	0	1,61	36	0,86	121	1,2	0	1,2	13	2	3	0,26	36	0,02	176	0,03	78	0,04
21	R6c	6	4	3	1,36	56	1,04	7/35	1	0	1	5	2	2	0,17	0	0,01	35	0,03	7	0,04
22	R7c	6	4	3	1,19	56	0,93	21/35	1	0	1	6	2	2	0,17	0	0,01	35	0,02	7	0,01
23	R8c	9	3	0	1,18	120	0,59	0	1,2	0											

Bezeichnung		Substrat - N _{org}						Substrat - NH ₃ /NH ₄ ⁺ -N										
Lfd.	Expe- riment	n	CL _{quantity} 3,4,5 ¹	CL _{time} 0,1,2,3 ²	c _{max} % dm	t _{max} d	c _{min} % dm	t _{min} d	c _e % dm	n	CL _{quantity} 2,3,4 ¹	CL _{time} 0,2,3 ²	c _{max} % dm	t _{max} d	c _{min} % dm	t _{min} d	c _e % dm	
Nr.																		
28	R8e	10	4	3	1,36	14	0,89	63	1	10	3	3	0,60	21	0,02	133	0,05	63
29	R9e	8	4	0	2,95	63	1,35	0	2,9	8	3	3	0,56	63	0,07	0	-	84
30	R6g	10	4	0	1,50	14	0,88	133	0,9	10	3	3	0,53	21	0,02	133	0,07	63
31	R7g	8	4	3	1,91	14	1,49	107	1,5	8	2	2	0,19	0	0,01	107	0,03	42
32	R1i	9	4	1	1,10	-	0,80	21	1,1	9	3	3	0,37	18	0,06	14	0,11	21
33	R3i	9	4	0	1,30	21	0,90	14	1,2	8	2	0	0,09	32	0,01	18	-	0,04
34	R4i	11	4	3	1,40	39	0,90	4 / 11	1,1	10	2	2	0,10	0	0,01	18	-	0,00
35	R7i	9	4	1	1,20	41	0,80	14	1,2	9	2	2	0,10	0	0,01	41	-	21
36	R8i	10	4	1	1,20	-	0,90	-	1,2	8	2	0	0,12	32	0,05	21	-	0,11
37	R9i	9	4	1	1,30	21 / 41	0,90	-	1,3	10	2	0	0,09	41	0,01	21	-	0,09
38	R1j	4	4	-	2,19	6	1,78	0	1,9	5	4	3	1,40	6	0,47	20	-	13
39	R2j	6	4	3	2,30	27	1,70	20	2,1	7	4	0	1,00/0,73	6/27	0,33	13	-	0,40
40	R3j	6	4	0	2,30	27	1,68	13	2,3	7	4	3	0,95	6	0,25	45	0,40	13
41	R1k	7	4	3	2,64	22	1,49	0	2,3	8	4	2	1,03	0	0,02	44	0,11	15
42	R2k	10	5	2	2,70	0	1,80	80	1,8	14	4	2	1,44	0	0,04	42	-	0,07
43	R3k	9	4	0	1,10	6 / 49	0,70	19/41	1,1	3	-	-	-	-	-	-	-	-
44	R4k	8	5	0	3,96	34	2,02	41	3,9	3	-	-	-	-	-	-	-	-
45	R5k	7	4	0	1,20	0 / 20	0,70	7	0,9	5	2	3	0,17	13	0,07	70	-	0,07
46	R6k	5	3	0	0,60	6 / 34	0,39	14	0,5	5	2	2	0,10	0	0,00	63	-	0,00
47	R7k	6	4	3	0,90	20/27	0,70	-	0,7	6	2	3	0,16	27	0,08	70	-	0,08
48	R8k	5	3	-	0,70	6	0,50	-	0,5	2	-	-	-	-	-	-	-	-
49	R1l	12	4	0	1,21	0	0,47	89	1,1	16	3	0	0,41/0,46	42/118	0,02	0	-	0,07
50	R1m	8	4	2	1,53	0	0,42	54	0,8	8	3	3	0,33	54	0,02	0	0,08	138
51	R2m	9	4	2	1,52	0	0,86	138	1	11	2	3	0,23	21	0,01	420	0,05	79
52	R3m	7	4	2	3,05	0	0,93	137	1,1	6	3	0	0,79/0,52	0/334	0,29	291	-	0,45
53	R4m	7	4	2	2,40	0	0,92	291	1	6	2	0	0,14/0,25	115/334	0,07	0	-	0,21

beschreibt die zeitliche Veränderung während der Kompostierung (Kap. 4.2.2.1., 4.2.3.1.)

2-signifikant; 3-mäßig, 4-viel, 5-sehr viel

Anlage VIIIe: Kenngrößen zu Charakteristik der Budgets von NO_3^- -N und NO_2^- -N im Substrat: Anzahl der Detektionen ($n_{\text{NO}_3\text{-N,substrate}}$, $n_{\text{NO}_2\text{-N,substrate}}$); Kategorien für die Größenordnung ($CL_{\text{quantity,NO}_3\text{-N,substrate}}$, $CL_{\text{quantity,NO}_2\text{-N,substrate}}$), maximale ($C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate,max}}$, $C_{\text{NO}_2\text{-N,substrate,max}}$) und minimale Budgets ($C_{\text{NO}_3\text{-N,substrate,min}}$, $C_{\text{NO}_2\text{-N,substrate,min}}$) einschließlich der Zeitpunkte ihres Auftretens ($t_{\text{NO}_3\text{-N,substrate,max}}$, $t_{\text{NO}_2\text{-N,substrate,max}}$, $t_{\text{NO}_3\text{-N,substrate,min}}$, $t_{\text{NO}_2\text{-N,substrate,min}}$)

Bezeichnung		Substrat - NO ₃ ⁻ - N							Substrat - NO ₂ ⁻ - N						
Lfd. Nr.	Experiment	n	CL _{quantity} 0, 1, 2 ¹	Zugabe +/-	C _{max} % dm	t _{max} d	C _{min} % dm	t _{min} d	n	CL _{quantity} 0, 1, 2 ¹	C _{max} % dm	t _{max} d			
1	R4a	6	2	-	0,102	168	0,006	119	0	0	0	-			
2	R5a	2	1	-	0,001	98	-	-	0	0	0	-			
3	R6a	4	1	-	0,001	84	-	-	0	0	0	-			
4	R7a	4	1	-	0,004	91	-	-	0	0	0	-			
5	R8a	4	1	-	0,002	0	-	-	0	0	0	-			
6	R9a	6	2	-	0,147	140	0,004	119	1	2	0,030	119			
7	R10a	6	2	+ ²	0,330	13	0,006	34	1	1	0,020	13			
8	R2b	1	1	-	<0,001	13	-	-	1	1	0,020	13			
9	R3b	1	1	-	0,007	98	-	-	0	0	0	-			
10	R4b	1	1	-	0,001	56	-	-	1	1	0,001	73			
11	R5b	8	2	-	0,058	91	0,002	42	1	2	0,149	49			
12	R6b	15	2	-	0,117	56	0,002	70	4	2	0,091	42			
13	R7b	10	2	-	0,053	56	0,006	28	2	2	0,105	28			
14	R8b	4	2	+ ⁴	0,055	70	0,001	42	3	2	0,066	63			
15	R9b	0	0	-	0	-	-	-	0	0	0	-			
16	R10b	5	2	+ ³	0,330	0	0,034	25	2	1	0,001	46			
17	R2c	0	0	-	0	-	-	-	0	0	0	-			
18	R3c	0	0	-	0	-	-	-	0	0	0	-			
19	R4c	1	2	+ ³	0,100	189	0,100	189	0	0	0	-			
20	R5c	2	2	+ ³	0,190	189	0,055	253	0	0	0	-			
21	R6c	0	0	-	0	-	-	-	0	0	0	-			
22	R7c	2	1	-	0,004	21	-	-	0	0	0	-			
23	R8c	4	2	-	0,084	56	0,001	21	2	2	0,087	120			
24	R9c	1	2	-	0,050	120	0,050	120	1	1	0,004	120			
25	R2d	0	0	-	0	-	-	-	0	0	0	-			
26	R4d	4	2	+ ⁴	0,211	133	0,011	63	4	2	0,110	63			
27	R5d	3	2	-	0,031	63	0,001	107	1	2	0,077	63			
1 0-nicht gezeigt; 1-nicht signifikant; 2-signifikant		3			Zugaben wurden während der Kompostierung zugegeben										
2 Zugaben wurden beim Ausgangssubstrat zugegeben		4			NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N-Zugabe die in NO ₃ ⁻ - Bildung resultierte										

1 0-nicht gezeigt; 1-nicht signifikant; 2-signifikant

2 Zugaben wurden beim Ausgangssubstrat zugegeben

3 Zugaben wurden während der Kompostierung zugegeben

4 NH_4^+ / NH_3 -N-Zugabe die in NO_3^- - Bildung resultierte

Bezeichnung			Substrat - NO ₃ ⁻ - N					Substrat - NO ₂ ⁻ - N				
Lfd.	Experiment	n	CL _{quantity} 0, 1, 2 ¹	Zugabe +/-	C _{max} % dm	t _{max} d	C _{min} % dm	t _{min} d	n	CL _{quantity} 0, 1, 2 ¹	C _{max} % dm	t _{max} d
Nr.	Experiment	n	CL _{quantity} 0, 1, 2 ¹	Zugabe +/-	C _{max} % dm	t _{max} d	C _{min} % dm	t _{min} d	n	CL _{quantity} 0, 1, 2 ¹	C _{max} % dm	t _{max} d
28	R8e	3	2	-	0,028	84,0	0,004	63	1	2,0	0,032	63
29	R9e	0	0	-	0	-	-	-	0	0,0	0	-
30	R6g	4	2	-	0,076	107,0	0,003	133	1	2,0	0,036	84
31	R7g	0	0	-	0	-	-	-	0	0,0	0	-
32	R1i	1	1	+ ³	0,001	4,0	-	-	0	0,0	0	-
33	R3i	2	1	+ ³	0,005	4,0	-	-	0	0,0	0	-
34	R4i	3	1	+ ³	0,006	18,0	-	-	0	0,0	0	-
35	R7i	3	1	+ ³	0,009	18,0	-	-	0	0,0	0	-
36	R8i	1	1	+ ³	0,002	4,0	-	-	0	0,0	0	-
37	R9i	3	1	+ ³	0,015	11,0	-	-	0	0,0	0	-
38	R1j	2	1	-	0,016	0,0	-	-	0	0,0	0	-
39	R2j	2	1	-	0,016	0,0	-	-	0	0,0	0	-
40	R3j	2	1	-	0,017	13,0	-	-	0	0,0	0	-
41	R1k	4	2	-	0,100	7,0	0,052	44	0	0,0	0	-
42	R2k	0	0	-	0	-	-	-	0	0,0	0	-
43	R3k	1	1	-	0,001	56,0	-	-	0	0,0	0	-
44	R4k	4	2	-	0,490	56,0	0,152	34	1	2,0	0,174	41
45	R5k	1	1	-	0,024	70,0	-	-	1	2,0	0,011	70
46	R6k	0	0	-	0	-	-	-	2	2,0	0,101	14
47	R7k	0	0	-	0	-	-	-	0	0,0	0	-
48	R8k	1	1	-	0,004	34,0	-	-	0	0,0	0	-
49	R1l	5	1	-	0,008	380,0	-	-	2	2,0	0,104	380
50	R1m	6	1	-	0,013	72,0	-	-	2	1,0	0,022	72
51	R2m	4	2	+ ²	0,592	0,0	0,0001	7	4	2,0	0,070	0
52	R3m	0	0	-	0	-	-	-	0	0,0	0	-
53	R4m	2	2	+ ²	0,719	0,0	0,075	71	2	2,0	0,103	0
1 0-nicht gezeigt; 1-nicht signifikant; 2-signifikant												
2 Zugaben wurden beim Ausgangssubstrat zugegeben												
3 Zugaben wurden während der Kompostierung zugegeben												
4 NH ₄ ⁺ /NH ₃ -N-Zugabe die in NO ₃ ⁻ -Bildung resultierte												

Anlage VIII f: Kenngrößen zur Charakteristik der N-Dynamik: Anteile der N-Verbindungen im Substrat und der ausgetragenen N-Verbindungen in der letzten Bilanz einer Versuchsreihe ($N_{N\text{-org,substrate},e}$, $N_{NH3\text{-N,substrate},e}$, $N_{NO2\text{-N,e}}$, $N_{N2,e}$, $N_{N\text{-org,substrate},e}$, $N_{NH3\text{-N,substrate},e}$, $N_{NO2\text{-N,org,substrate},e}$, $N_{NH3\text{-N,exhaust-air},e}$, $N_{N2\text{-exhaust-air},e}$, $N_{N\text{-total,leachate},e}$, $N_{NH3\text{-N,leachate},e}$) sowie Anteil der verschiedenen N-Umsetzungsprozesse (Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation, Immobilisierung) am Gesamtumsatz während der Kompostierung ($N_{ammon,min-direct,e}$, $N_{ammon,min-indirect,e}$, $N_{ammon,max,e}$, $N_{nitrif,direct,e}$, $N_{nitrif,indirect,e}$, $N_{denitrif,e}$, $N_{immob,max,e}$)

Nr.	Exp.	Substrat			Abfuhr		Sickerwasser			Ammonifikation ¹			Nitrifikation ¹			Denitr./ Immo.	
		$N_{N\text{-org},e}$	$N_{NH_3\text{-N},e}$	$N_{NO_3\text{-N},e}$	$N_{NO_2\text{-N},e}$	$N_{NH_3\text{-N},e}$	$N_{N_2,e}$	$N_{N\text{-total},e}$	$N_{NH_3\text{-N},e}$	$N_{N\text{-total},e}$	$N_{min\text{-direct},e}$	$N_{min\text{-indirect},e}$	$N_{max,e}$	$N_{direct,e}$	$N_{indirect,e}$	$N_{denitrif,e}$	$N_{immob,e}$
% $N_{\text{Total}}=0$																	
1	R4a	35,9	1,1	1,8	0,0	52,1	4,0	18,5	5,0	59	64	100	6	-8	4	36	
2	R5a	53,7	11,3	0,0	0,0	46,5	0,0	11,9	3,2	57	45	98	0	-24	0	54	
3	R6a	48,9	7,2	0,0	0,0	45,3	0,0	13,0	3,5	51	48	97	0	-14	0	49	
4	R7a	37,6	14,8	0,0	0,0	39,7	0,0	9,9	2,7	52	61	99	0	-2	0	38	
5	R8a	51,6	14,0	0,0	0,0	36,9	0,0	4,7	1,3	49	48	99	0	-7	0	52	
6	R9a	50,4	0,6	0,8	0,5	53,8	2,0	7,8	2,1	57	49	100	3	-13	2	50	
7	R10a	64,7	22,7	0,0	0,0	21,8	20,3	0,1	0,0	64	23	87	20	-9	20	65	
8	R2b	53,4	5,1	0,0	0,0	41,2	1,4	0,2	0,1	35	46	99	1	0	1	53	
9	R3b	46,6	8,0	0,0	0,0	39,7	0,0	17,3	4,7	47	53	100	0	-12	0	47	
10	R4b	32,2	0,9	0,4	0,0	57,3	0,0	0	0,0	58	67	99	0	10	0	32	
11	R5b	29,9	0,6	0,0	0,0	50,1	10,5	0	0,0	61	67	97	11	19	11	30	
12	R6b	126,3	0,0	0,0	0,0	5,0	6,1	0	0,0	8	-31	96	6	-31	6	126	
13	R7b	71,6	0,8	0,0	0,0	10,9	4,1	0	0,0	12	23	94	4	17	4	72	
14	R8b	82,8	0,8	0,0	0,0	5,3	0,0	0	0,0	0	4	87	0	11	0	83	
15	R9b	60,8	5,5	0,0	0,0	9,2	2,9	1,7	0,5	4	38	99	3	23	3	61	
16	R10b	61,8	8,4	0,0	0,0	0,6	12,6	0,6	0,2	21	32	94	13	29	13	62	
17	R2c	98,0	14,4	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1	8	2	100	0	-13	0	98	
18	R3c	27,6	9,3	0,0	0,0	51,1	2,3	0	0,0	63	72	99	2	12	2	28	
19	R4c	44,9	1,7	0,0	0,0	71,6	1,5	1,3	0,4	74	53	98	2	-20	2	45	
20	R5c	52,8	1,8	2,5	0,0	89,8	9,6	0,6	0,2	102	45	98	12	-45	10	53	
21	R6c	80,9	0,9	0,0	0,0	0,6	-	0	0,0	-	6	87	-	18	-	81	
22	R7c	87,7	1,2	0,0	0,0	0,4	-	0	0,0	-	-2	86	-	11	-	88	
23	R8c	124,8	17,7	4,5	9,2	0,8	14,2	0	0,0	32	-28	97	28	-43	14	125	
24	R9c	105,7	26,7	3,8	0,3	30,0	0,0	0	0,0	58	-8	97	4	-62	0	106	
25	R2d	35,5	2,6	0,0	0,0	58,1	0,0	0	0,0	58	64	99	0	4	0	35	
26	R4d	67,7	4,3	9,8	2,1	63,5	0,0	2,3	0,6	79	27	95	12	-38	0	68	
27	R5d	51,4	1,0	0,0	0,0	44,8	0,0	0,1	0,0	41	44	96	0	3	0	51	

1 bestimmt mit Hilfe direkter bzw. indirekter Methoden

Anlage VIII f: Kenngrößen zur Charakteristik der N-Dynamik: Anteile der N-Verbindungen im Substrat und der ausgetragenen N-Verbindungen in der letzten Bilanz einer Versuchsreihe ($N_{N-org,substrate,e}$, $N_{NH3-N,substrate,e}$, $N_{NO3-N,substrate,e}$, $N_{NO2-N,substrate,e}$, $N_{NH3-N,exhaust-air,e}$, $N_{N2,exhaust-air,e}$, $N_{N-total,leachate,e}$, $N_{NH3-N,leachate,e}$) sowie Anteil der verschiedenen N-Umsatzprozesse (Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation, Immobilisierung) am Gesamtumsatz während der Kompostierung ($N_{ammon,min-indirect,e}$, $N_{ammon,min-indirect,e}$, $N_{ammon,max,e}$, $N_{nitr,direct,e}$, $N_{nitr,indirect,e}$, $N_{denitr,e}$, $N_{immob,max,e}$)

Nr.	Exp.	Substrat				Abluft		Sickerwasser		Ammonifikation ¹			Nitrifikation ¹			Denitr./ Immo.	
		$N_{N-org,e}$	$N_{NH3-N,e}$	$N_{NO3-N,e}$	$N_{NO2-N,e}$	$N_{NH3-N,e}$	$N_{N2,e}$	$N_{N-total,e}$	$N_{NH3-N,e}$	$N_{min-direct,e}$	$N_{min-indirect,e}$	$N_{max,e}$	$N_{direct,e}$	$N_{indirect,e}$	$N_{denitr,e}$	$N_{immob,e}$	
		% $N_{total}-0$															
28	R8e	50,3	0,8	0,0	0,0	50,3	0,0	8,3	2,3	51	44	94	0	-10	0	50	
29	R9e	66,4	5,2	0,0	0,0	44,2	0,0	8,6	2,3	43	29	95	0	-24	0	66	
30	R6g	30,1	0,8	0,1	0,0	0,2	1,8	0,2	0,1	-2	66	96	2	69	2	30	
31	R7g	62,9	0,8	0,0	0,0	5,4	10,4	0,2	0,1	13	28	91	10	31	10	63	
32	R1i	62,1	4,9	0,0	0,0	3,8	12,5	3,8	1,0	12	30	92	13	25	13	62	
33	R3i	73,6	2,6	0,0	0,0	0,1	15,0	0,4	0,1	10	21	94	15	23	15	74	
34	R4i	90,4	0,0	0,0	0,0	13,0	-	0,04	0,0	-	1	91	-	-3	-	90	
35	R7i	90,5	0,5	0,0	0,0	0,5	0,0	1,7	0,4	-8	2	92	0	7	0	91	
36	R8i	75,0	6,7	0,0	0,0	2,9	17,7	0,3	0,1	19	19	94	18	15	18	75	
37	R9i	106,5	7,0	0,0	0,0	5,8	3,5	0,9	0,2	11	-12	94	3	-20	3	106	
38	R1j	73,7	18,2	0,0	0,0	9,9	-	0	0,0	-	-7	67	-	-2	-	74	
39	R2j	86,3	16,4	0,0	0,0	10,4	-	0	0,0	-	-19	67	-	-13	-	86	
40	R3j	61,6	11,0	0,0	0,0	25,0	-	0	0,0	-	5	67	-	2	-	62	
41	R1k	75,4	0,6	1,7	0,0	18,2	0,0	0	0,0	-13	-16	59	2	6	0	75	
42	R2k	32,8	1,3	0,0	0,0	2,2	30,7	0	0,0	-6	31	63	31	64	31	33	
43	R3k	90,8	0,0	0,1	0,0	5,8	-	1,7	0,5	-	7	97	-	2	-	91	
44	R4k	38,0	0,0	4,8	0,0	60,7	3,5	31,2	8,4	66	62	100	8	-30	4	38	
45	R5k	50,1	4,0	1,4	0,6	16,0	0,0	3,5	0,9	22	48	98	2	26	0	50	
46	R6k	63,1	0,2	0,0	0,0	72,2	-	2,4	0,7	-	29	92	-	-38	-	63	
47	R7k	38,5	4,7	0,0	0,0	8,1	-	2,0	0,5	-	60	98	-	47	-	38	
48	R8k	68,9	0,0	0,0	0,0	19,2	39,5	3,2	0,9	57	23	92	40	9	40	69	
49	R1l	69,0	4,6	0,3	1,6	37,4	0,0	2,5	0,7	36	30	99	2	-14	0	69	
50	R1m	41,4	1,4	0,6	0,0	25,6	0,0	1,7	0,5	27	58	99	1	30	0	41	
51	R2m	32,2	0,2	0,0	0,2	40,8	21,1	0,2	0,1	61	37	69	21	27	21	32	
52	R3m	30,1	12,1	0,0	0,0	23,2	-	0	0,0	-	37	67	-	35	-	30	
53	R4m	27,4	6,0	0,0	0,0	16,4	-	0	0,0	-	33	61	-	67	-	27	

1 bestimmt mit Hilfe direkter bzw. indirekter Methoden

Anlage IXa: Zusammenstellung ausgewählter Literatur zur Ammonifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Ammonifikation relevant sind.

Versuchsbedingungen	Analyse	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Siedlungsabfall / Papier; Laborreaktoren	NH ₃ -Emission	Austräge bei unterschiedlichen Belüftungsraten; Berücksichtigung des pH-Einflusses	Knuth, 1970
Reisstroh mit Soja und Amidin; 1 Miete, unbelüftet, abgedeckt, mit Umsetzung; 6 Monate	NH ₄ ⁺ /NH ₃ - Gehalt	Zeitliche Veränderung unter Berücksichtigung unterschiedlicher Probenahmestellen und einer Lufttrocknung der Proben	Suzuki und Kumada, 1977
Baumwolle sowie Müll; 10 Versuche in thermostatisierten Gefäßen (Ø 28 cm, h 33 cm) bei 30, 40, 50, 60, 70 °C, belüftet, 2 Monate	NH ₄ ⁺ /NH ₃ - Gehalt	Zeitliche Veränderung unter Berücksichtigung der Temperaturen und der unterschiedlichen Substrate	Bhoyar et al., 1979
Klärschlamm / Holzschnitzel; Saug- bzw. druckbelüftete Mieten	NH ₃ -Emission	Austräge unter Berücksichtigung der Holzanteile und der Belüftungsraten	Bishop und Godfrey, 1983
Klärschlamm / Kalk / Holzschnitzel; Beheiz- und belüftbare Reaktoren	NH ₃ -Emission	Angaben zu den Gesamtverlusten und zum zeitlichen Verlauf in Abhängigkeit von der CO ₂ -Produktion	Sikora et al., 1983
Klärschlamm / Stroh; Mieten	NH ₃ -Emission	Angaben zu den Gesamtverlusten und zum zeitlichen Verlauf	Witter und Lopez-Real, 1988
Klärschlamm / Reishülsen; Beheiz- und belüftbare Reaktoren	NH ₃ -Emission	Austräge unter Berücksichtigung der Feuchte und der Anteile an Reishülsen	Morisaki et al., 1989
Geflügelmist mit Ca- und Mg-Zugaben; 5 Varianten, Schläuche (Ø 1 cm), belüftet, 7 Wochen	NH ₃ -Emission	Zeitabhängige Austräge für verschiedene Salzzugaben	Witter und Kirchmann, 1989
Geflügelmist mit Basalt, Zeolit oder Torfzugaben; Schläuche (Ø 1 cm) Belüftet, 50 Tage	NH ₃ -Emission NH ₄ ⁺ /NH ₃ - Gehalt	Zeitabhängige Austräge für die verschiedenen Zugaben Zeitliche Veränderung der Gehalte unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Zuschlagstoffe	Witter und Kirchmann, 1989
3 Gemische aus Reis, Küchenabfall und Kompost; Laborreaktor (Ø 30 cm, 40 cm), belüftet mit Temperaturregung, 8 Tage	NH ₃ -Emission	Zeitabhängiger Austrag unter Berücksichtigung der 3 Gemische und in Bezug zu pH, Temperatur und CO ₂	Kubota und Nakasaki, 1991

Anlage IXa: Zusammenstellung ausgewählter Literatur zur Ammonifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Ammonifikation relevant sind.

Substrate	Analyse	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Bioabfälle / Gartenabfälle; Laborreaktoren	NH ₃ -Emission	Austräge unter Berücksichtigung der pH-Werte	Mütke et al. 1993
Grünabfälle; 1 Miete (41x6x2m) 12 Tage statisch und belüftet; 15 Monate unbelüftet mit Umsetzung	NH ₄ ⁺ /NH ₃ - Gehalt	Zeitliche Veränderung unter Berücksichtigung unterschiedlicher Messpunkte	Grebus et al., 1994
Holzschnitzel / Klärschlamm / Blätter; Druckbelüftete Mieten, unbelüftet während der Nachrotte	NH ₃ -Emission	Austräge unter Berücksichtigung der Temperatur und der Blätteranteile	Elwell et al., 1994
Klärschlamm / Sägespäne / Mulch; Druckbelüftete Zeilenkompostierung	NH ₃ -Emission	Austräge unter Berücksichtigung der Zugabe von Sägespänen bzw. Mulch	Switzenbaum et al., 1994
Flotat / Panseninhalt bzw. Flotat / Stroh; 0,25 -m ³ - Behälter offen und unbelüftet	NH ₃ -Emission	Angaben zu den Gesamtverlusten und zum zeitlichen Verlauf in Abhängigkeit von der Substratart und der Umsetzung	Schuchardt und Ebermaier, 1994
Hausmüllkompost; Zylinderförmiger Reaktor für 40 kg, belüftet mit 25, 64, 71 L/h; 14-18 Tage	NH ₃ -Emission	Zeitabhängiger Austrag unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Belüftungsvarianten und in Bezug zum CO ₂ -Austrag	Von Rheinbaben, 1994
Schweine / Rindergülle; Belüftete 0,8-m ³ - Reaktoren	NH ₃ -Emission	Austräge in Abhängigkeit vom Luftdurchsatz, Angaben zu den Gesamtverlusten	Hahne et al., 1996
Grünabfälle u.a. gemischt mit Blättern, Gras in unterschiedlichen Verhältnissen; 15 Mieten, 5x bzw. 35x umgesetzt, 20 Wochen Olivenblätter, extrahierte Olivenrückstände, Abwasser einer Olivenmühle; 1 Container (0,62 m ³) kontrolliert belüftet mit Umsetzung 9 Wochen	NH ₄ ⁺ /NH ₃ - Gehalt	Gehalte am Ende der Kompostierung unter Berücksichtigung der einzelnen Varianten und unterschiedlicher Probenahmestellen	Michel et al., 1996
	NH ₄ ⁺ /NH ₃ - Gehalt	Zeitliche Veränderungen unter Berücksichtigung der sonstigen N- Komponenten und des pH-Wertes	Papadimitriou et al., 1997

Anlage IXa: Zusammenstellung ausgewählter Literatur zur Ammonifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Ammonifikation relevant sind.

Substrate	Analyse	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Schweinemist; 3 Mieten (Ø 2 m, h 1,5 m), belüftet, statisch, 25 Monate	NH ₄ ⁺ /NH ₃ -Gehalt	Zeitlicher Verlauf unter Berücksichtigung unterschiedlicher Probenahmestellen und der analytischen Schwankungsbreite	Tam und Tiquia, 1999
Exkrementen von Kühen Miete (3,7x1,9x1,3 m); Umsetzung: unbelüftet; 197 Tage; Nachfolgende Lagerung (komprimiert, umgesetzt oder unbehandelt)	NH ₃ -Emission	Zeitabhängiger Austrag für die verschiedenen Lagerungsarten	Sommer und Dahl, 1999
Mischungen aus Klärschlamm, MSW, Brauereischlamm, Bagasse, Baumwollabfällen und/oder, Rinde; 4 Mieten (1500-2000 kg), belüftet, unbelüftet, teilweise statisch	NH ₄ ⁺ /NH ₃ -Gehalt	Anfangs- und Endwerte unter Berücksichtigung der verschiedenen Lagerungsmethoden	Sanchez-Monedero et al., 2001
Klärschlamm mit Holz als Strukturmaterial; 1 Reaktor (12x4x2,5 m); unbelüftete Aufheizphase, 2 Tage; belüftet, mit Umsetzung, 30 Tage	NH ₃ -Emission NH ₄ ⁺ /NH ₃ -Gehalt	Zeitabhängiger Austrag im Bezug zu sonstigen N-Fractionen Zeitliche Veränderung unter Berücksichtigung der sonstigen N-haltigen Komponenten und des pH-Wertes	Druihlhe et al., 2002
Blätter- Gras-Rinden-Gemisch; 3 Mieten (h -1,5 m, l -4 m, b -0,6 m), abgedeckt, mit Umsetzung, unbelüftet, 3 Monate	NH ₄ ⁺ /NH ₃ -Gehalt	Zeitliche Veränderung unter Berücksichtigung der Schwankungsbreite in den drei identischen Mieten	Tiquia et al., 2002
Schweinemist mit Maiskolben; 2 Boxen (2x1,5x1,6 m), belüftet, Temperatur gesteuert (Führungsgrößen: 60°C, 70°C)	NH ₄ ⁺ /NH ₃ -Gehalt	Zeitliche Veränderung unter Berücksichtigung der Abnahme der organischen Fraktion und der Führungstemperaturen	Zhu, 2006

Anlage IXb: Zusammenstellung ausgewählter Literatur zur Nitrifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Nitrifikation relevant sind.

Versuchsbedingungen	Analyse	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Müll-Faulschlamm-Gemisch	NO_3^-	<i>Zeit, Temperatur:</i> Anstieg bei Nachlassen der Selbsterhitzung; Geringere Maximal-Gehalte bei längerer thermophiler Phase; <i>Inhomogenitäten / Sauerstoff:</i> Höhere Gehalte in aeroben im Vergleich zu anaeroben Zonen sowie in Außen- im Vergleich zu Innenbereichen	Farkasadi, 1961
9 Versuchsmieten, belüftet, ca. 5 Monate	Inkubation (27, 55 °C), NO_3^-	<i>Zeit, Temperatur:</i> Inkubation bei 27 °C: keine NO_3^- -Bildung bei Kulturen aus der thermophilen Phase; jedoch bei Kulturen der Abkühlungs- und Reifephase; Inkubation bei 55 °C: keine NO_3^- -Bildung bei Kulturen aus einer Phase oberhalb 75 °C; Bildung bei Kulturen aus Rohmaterial und Phasen bis 75 °C, dabei reduziert bei Kulturen, die länger Temperaturen über 65°C ausgesetzt waren	
Reisstroh mit Soja- und Amid-Zugaben	NO_3^-	<i>Zeit:</i> Teilweise detektierbar ab 3. Monat; Anstieg bis 5. Monat; <i>Inhomogenitäten:</i> Schwankungen innerhalb der Miete	Suzuki und Kumuda, 1977
1 Miete (ca. 820 kg FS), unbelüftet, abgedeckt, mit Umsetzung; 6 Monate	Inkubation (30 °C, 4 Wochen, NH_4^+ , NO_3^- -Zugaben), NO_3^-	<i>Substrat:</i> Teilweise deutlicher Anstieg nach NH_4^+ -Zugaben, jedoch nicht immer; Zumeist etwas geringerer Anstieg bei Varianten ohne Zugaben; Zumeist Abnahme nach NO_3^- -Zugaben; jedoch auch Anstieg; <i>Zeit:</i> geringfügiger Anstieg bzw. Abnahme bei 2 Monate kompostierten Proben; zumeist deutliche Zunahme bei 3-5 Monate kompostierten Proben, seltener auch Abnahmen; <i>Inhomogenitäten:</i> Schwankungen innerhalb einer Inkubation	
Lufttrocknung von Mieten-Proben	NO_3^-	<i>Sauerstoff / Feuchte:</i> Lufttrocknung wirkt einleitend bzw. führt zu Anstieg	Bhooyar et al. 1979
Baumwolle sowie Müll 10 Versuche in thermostatisierten Gefäßen (Ø 28 cm, h 33 cm) bei 30, 40, 50, 60, 70 °C, belüftet, 2 Monate	NO_3^-	<i>Substrat / Zeit / Temperatur:</i> Deutlich höher bei Baumwolle im Vergleich zu Müll; Zeit- und temperaturabhängige Schwankungen mit Zu- und Abnahmen, <u>Baumwolle:</u> Maximum bei 40°C Müll: Maximum bei 30-50°C	
	NO_2^-	<i>Substrat / Zeit / Temperatur:</i> Durchschnittlich höher bei Müll im Vergleich zu Baumwolle; <u>Baumwolle:</u> Maximum bei 40°C, Minimum bei 50-70°C; <u>Müll:</u> Maximum bei 50°C, Minimum bei 30°C	

Anlage IXb: Zusammenstellung ausgewählter Literatur zur Nitrifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Nitrifikation relevant sind.

Versuchsbedingungen	Analyse	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Schweinemist	ΣNO_3^- , NO_2^-	<i>Zeit / Temperatur:</i> Anstieg in der thermophilen Phase; kaum weiterer Anstieg in Reifephase <i>Inhomogenitäten:</i> Schwankungen ohne eindeutige Abhängigkeiten von Lage in der Miete	Tam und Tiquia, 1999
3 Mieten ($\varnothing$ 2 m, h 1,5 m), belüftet, statisch, 25 Monate	MPN ¹	<i>Zeit / Temperatur:</i> kurzzeitige Abnahme zu Beginn der thermophilen Phase, nachfolgender Anstieg auf das Anfangsniveau; nochmaliges Absinken am Ende der thermophilen Phase, nur geringfügiger Anstieg in Reifephase <i>Inhomogenitäten:</i> Geringer auf der Mietenspitze im Vergleich zu sonstiger Oberfläche, Mitte, Boden der Miete	
Kompost-Hundefutter-Stärke- NO_3^- -Gemisch, inokuliert mit Klärschlamm; 7 Versuche im Laborreaktor ($\varnothing$ 25 cm, h 5 cm), unterschiedliche O_2 -Konzentrationen und Feuchten ³ , 72 h bzw. 270 h	NO_3^- NO_2^-	<i>Feuchte:</i> Bei allen Feuchten Abnahme, Abnahme steigt mit Feuchte <i>Sauerstoff:</i> Bei allen O_2 -Konzentrationen Abnahme, größte Abnahme bei 5 %, geringste bei 15 % O_2 <i>Feuchte:</i> Detektiert nur bei 40 und 50 % <i>Sauerstoff:</i> Bei allen O_2 -Konzentrationen Zunahme; größte Zunahme bei 10 %, geringste bei 0 % O_2	Hwang und Hanaki, 2000
Mischungen aus verschiedenen Abfällen ² 4 Mieten (1500-2000 kg), belüftet, unbelüftet ab Abkühlungsphase, statisch	NO_3^-	<i>Substrat:</i> Besonders hoch bei Harnstoffzusatz sowie beim Klärschlamm-Baumwollabfall-Gemisch; geringer bei Mischungen mit Bagasse, Rinde, Brauereischlamm, Bagasse <i>Zeit / Temperatur:</i> Anstieg ab der 3.-5. Woche mit dem Beginn der Abkühlungsphase bis zu deren Ende, in der Reifephase unterschiedliche Tendenzen	Sanchez-Montero et al., 2001

1 MPN: Most Probable Number – Keimzahlen nitrifizierender Bakterien (auto oder hetero)

2 Klärschlamm, MSW, Brauereischlamm, Bagasse, Baumwollabfällen und/oder, Rinde, Harnstoff

3 Untersuchte O_2 -Gehalte: 0,5, 10, 15 %, Untersuchte Feuchten: 40, 50, 60%

Anlage IXb: Zusammenstellung ausgewählter Literatur zur Nitrifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Nitrifikation relevant sind.

Versuchsbedingungen	Analyse	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Klärschlammkompost tw. mit Grünabfallkompost; 6 Reifungsversuche (1 m³ Boxen), belüftet, unbelüftet, unterschiedliche Umsetzrhythmen, 4 Monate	NO ₃ ⁻	<i>Substrat:</i> Grünabfallkompostzugaben beschleunigten <i>Zeit / Temperatur:</i> Detektierbar in später Abkühlungs- und Reifephase <i>Umsetzung:</i> Umsetzungen führten zu Steigerungen <i>Sauerstoff:</i> kein Einfluss der Belüftung	Bowman und Durham, 2002
Blätter- Gras-Rinden-Gemisch; 3 Mieten (h -1,5 m, l -4 m, b -0,6 m), abgedeckt, mit Umsetzung, unbelüftet, 3 Monate	Σ NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻	<i>Zeit:</i> Anstieg mit der Zeit <i>Inhomogenitäten:</i> Abweichung der Proben aus der drei identischen Mieten	Tiquia et al., 2002
	Inkubation (5 h) NO ₂ ⁻	<i>Substrat:</i> signifikante Korrelationen mit PH, EC, NH ₄ ⁺ (positiv); N _{org} , C _{org} , NO ₃ ⁻ /NO ₂ ⁻ (negativ) <i>Zeit:</i> deutlich abnehmend mit der Zeit <i>Inhomogenitäten:</i> Abweichung der Proben aus der drei identischen Mieten	
Holz und Hühnerexkrement tw. mit Zusätzen (Kompost, Aktivkohle, Asche, Harnstoff und/oder Kalkstickstoff) 17 Reaktorversuche (6 m³); 5 Monate belüftet, danach 5 Monaten unbelüftet in Säcken, in beiden Phasen statisch	NO ₃ ⁻	<i>Substrat:</i> Teilweise geringfügig erhöht durch Hühnerexkimente; <u>Aschen</u> konnten Steigerungen verursachen; Deutlich erhöht bei Harnstoff- bzw. Kalkzugaben <i>Zeit:</i> Detektierbar teilweise ab 3. Monat; zumeist aber ab Monaten 5-10; Zumeist zunächst Zu- dann Abnahmen; häufig auch nur Zunahmen, in wenigen Fällen nur Abnahmen <i>Sauerstoff:</i> Zumeist Anstieg in der unbelüfteten Phase, Teilweise verbunden mit späterer Abnahme, Teilweise nur Abnahme	
Schweinemist mit Maiskolben; 2 Boxen (2x1,5x1,6 m), belüftet, Temperatur gesteuert (Führungsgrößen: 60°C, 70°C)	NO ₃ ⁻ + NO ₂ ⁻	<i>Zeit / Temperatur:</i> Zunahme im Verlaufe der Kompostierung mit höheren Anteilen bei der höheren Führungstemperatur	Zhu, 2006

Anlage IXc: Literaturzusammenstellung zur Denitrifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Denitrifikation relevant sind.

Versuchsbedingungen	Analyse	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Reisstroh mit Soja- und Amidn 1 Miete, unbelüftet, abgedeckt, mit Umsetzung; 6 Monate	NO ₃ ⁻ -Abnahme Inkubation (30 °C, 4 Wochen, teilweise NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ -Zugaben)	Angaben zum Einfluss von NO ₃ ⁻ - und NH ₄ ⁺ -Zugaben, zum zeitlichen Verlauf der NO ₃ ⁻ -Entwicklung sowie zum Einfluss der Lage der Probe in der Miete	Suzuki und Kumada, 1977
Gemischter städtischer Abfall 1 Miete; 4 Monate	NO ₃ ⁻ -Abnahme N ₂ O-Akkumulation (N ₂ O-Bildung nach Acetylenzugabe) Inkubation (Suspension der Proben in einer NO ₃ ⁻ -Lösung; bei 28 °C für 14-21 Tage)	Angaben zum zeitlichen Verlauf des NO ₃ ⁻ -Verbrauchs und der N ₂ O-Produktion	Casella und Rutili, 1990
Klärschlamm mit Holzasche; 1 Miete (18x3x2m), Intensivrotte: statisch, belüftet, 40 Tage Nachkompostierung: unbelüftet, 30 Tage Pferde- und Rindermist; 2 Mieten (11x3,7x1,5m), umgesetzt, belüftet, 1 Jahr	N ₂ O-Produktion (Headspace; In-situ; Inkubation)	N ₂ O-Produktionsrate in Abhängigkeit von der Belüftungsweise sowie vom Kompostalter Veränderungen der N ₂ O-Konzentration unter Berücksichtigung der Einflüsse des zeitlichen Verlaufes, der Lage in der Miete, der O ₂ - und der H ₂ O-Konzentrationen sowie der Temperaturen N ₂ O-Produktionsrate in Abhängigkeit vom der Kompostierungszeit	Czepiel et al., 1996
Organischer Haushaltsabfall und Grünabfall gemischt; 1 Miete (40x2,5x1,5 m); Umsetzung, Bewässerung; 66 Tage	N ₂ O-Produktion	N ₂ O-Produktionsrate in Abhängigkeit vom zeitlichen Verlauf unter Berücksichtigung der Temperaturen und der Lage in den Mieten	Helmann et al., 1997

Anlage IXc: Literaturzusammenstellung zur Denitrifikation bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der Denitrifikation relevant sind.

Versuchsbedingungen	Analyse	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Organischer Haushaltsabfall und Grünabfall gemischt; 1 Miete (40x2,5x1,5 m); Umsetzung, Bewässerung: 66 Tage	N ₂ O-Produktion	N ₂ O-Produktionsrate in Abhängigkeit vom zeitlichen Verlauf unter Berücksichtigung der Temperaturen und der Lage in den Mieten	Hellmann et al., 1997
Schweinemist; 3 Mieten (Ø 2 m, h 1,5 m), belüftet, statisch, 25 Monate	Keimzahlen (MPN)	Denitrifikantenanzahl in Abhängigkeit von den Phasen der Kompostierung unter Berücksichtigung der Lage in de Miete und der NH ₄ ⁺ /NH ₃ - Gehalte	Tam und Tiquia, 1999
Exkrememente von Rindern ; Miete (3,7x1,9x1,3 m) ; Umsetzung; unbelüftet; 197 Tage; Nachfolgende Lagerung (komprimiert, umgesetzt oder unbehandelt)	N ₂ O-Produktion (Headspace) Kalkulation der N ₂ -Produktion	N ₂ O-Produktion zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung unter Berücksichtigung des Einflusses der Umsetzung und der Komprimierung bei der Lagerung N ₂ -Produktion bezogen auf den N des Ausgangssubstrates unter Berücksichtigung des Einflusses der Umsetzung und der Komprimierung bei der Lagerung	Sommer et al., 1999
Kompost-Hundefutter-Stärke-NO ₃ ⁻ -Gemisch, inokuliert mit Klärschlamm; 7 Versuche im Laborreaktor (Ø 25 cm, h 5 cm), unterschiedliche O ₂ -Konzentrationen und Feuchten, 72 h bzw. 270 h	N ₂ O-Produktion (Zugabe von ¹⁵ N-KNO ₃ ; Bestimmung ¹⁵ N -Anteil im N ₂ O) Kalkulation der N ₂ -Produktion	Angaben zur Quelle der N ₂ O-Produktion (Denitrifikation oder andere Prozesse); Angaben zum Einflüsse der O ₂ -Gehalte (0, 5, 10 und 15 %) und der Feuchte (40, 50, 60 %) auf die N ₂ O- und N ₂ -Produktion	Hwang und Hanaki, 2000
Modellabfälle (aus Huhn, Fisch, Apfel, Bananenschale, Weinrückstände, Kohl, Karotte, Reis, Teerückstände, Sägespäne) teilweise mit Rindermist und NO ₂ ⁻ -Zugaben; 9 Versuche in thermostatisierten Reaktoren (18 L)	N ₂ O-Produktion	N ₂ O-Konzentrationen zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Kompostierung unter Berücksichtigung der Einflüsse von Substrat und der Belüftung sowie von NO ₂ ⁻ -Zugaben	He et al., 2001
Kontinuierliche Mischung, Belüftung (Unterschiedliche Raten), 150 Tage			

Anlage IXd: Literaturzusammenstellung zur N-Immobilisierung in Huminstoffe bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, Probenaufbereitungs- und Analysemethoden, der Huminstofffraktionen sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der N-Immobilisierung relevant sind.

Versuchsbedingungen	Probenaufbereitung / Analyse	Huminstoff- fraktionen	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Stroh (mit und ohne Zugabe von N); Kompostiert in Laborreaktor, 14-32 Tage	NaOH-Extraktion, HCl-Ansäuierung auf pH 1, Nachreinigung <i>Masse;</i> <i>IR-Analyse</i>	Huminsäuren	<i>Masse:</i> Zunahme der Huminsäuren unter Berücksichtigung des Einflusses der Phase der Kompostierung und der N-Zugaben <i>IR:</i> Vergleich der Spektren der Nullvarianten mit denen der Kompostproben	Bannick und Ziechmann, 1991
Weintraubenrückstände; Kompostiert in Miete, unbelüftet, umgesetzt, 1 Jahr	NaOH-Extraktion, Nachreinigung <i>N-Analyse; FTIR-Analyse;</i> <i>¹³C-NMR</i>	Huminsäuren	<i>N-Analyse:</i> N-Gehalte der Huminsäuren zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung <i>FTIR:</i> Entwicklung der Bande bei 1240 cm ⁻¹ (evtl. C-N-Schwingungen). <i>¹³C-NMR:</i> Entwicklung der Signale im Bereich 0-100 ppm (evtl. C-N-Signale aus Aminosäuren).	Inbar et al., 1992
4 Komposte aus städtischen Abfällen; produziert in verschiedenen Kompostierungsanlagen	Schrittweise Hydrolyse (mit 1 M, 3 M, 6 M, 6 M HCl) <i>N-Analyse (verschiedene N-Komponenten)</i>	Huminstoffe; Fulvosäuren (4 Fraktionen), Huminsäuren+Humine	<i>N-Analyse:</i> Nachweis von Hexoamin-N, Aminosäure-N, Nukleinsäure-N in den verschiedenen Huminstofffraktionen; Summenparameter für nicht identifizierbaren N-Verbindungen in den verschiedenen Huminstofffraktionen	Gonzalez-Prieto et al., 1993

Anlage IXd: Literaturzusammenstellung zur N-Immobilisierung in Huminstoffe bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, Probenaufbereitungs- und Analysemethoden, der Huminstofffraktionen sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der N-Immobilisierung relevant sind.

Versuchsbedingungen	Probenaufbereitung / Analyse	Huminstofffraktionen	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Pflanzen-Lignin-Sand-Gemische, teilweise mit $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, ^{15}N markiert;	Keine Extraktion bzw. Hydrolyse	Huminstoffe	<i>N-Analyse:</i> organischer N im Feststoff repräsentiert den Huminstoff-N, NMR-Signale ¹ wurden jeweils auf diesen bezogen <i>Serien ^{15}N-Gras und ^{15}N-Weizen:</i> Veränderung der Signale bei 220-285 ppm, 325-350 ppm, 350-375, 25 ppm, 145-220 ppm, 285-330 ppm und 300-325 ppm zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung unter Berücksichtigung der Wassergehalte <i>Serien $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ + Pflanzen:</i> Veränderung der Signale bei 350-375 und bei 220-285 ppm zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung <i>Serien $(^{15}\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ + Lignine:</i> Veränderung der Signale bei 350-375, 25 ppm, 145-220 ppm, 220-285 ppm, 285-300 ppm, 300-325 ppm; Vergleich der Signale von reiner pilzlicher Biomasse und Ligninkomposten sowie von verschiedenen Lignintypen	Knicker, 1993
Verwendete Pflanzen: Gras, Weizen, Weizenstroh, Buche			<i>Probe: ^{15}N-Gras:</i> Untersuchung der Veränderung der Signale bei 220-285 ppm, 145-220 ppm, 220-285 ppm, 325-350-375 ppm, 285- 325 ppm für alle Fraktionen; Vergleich der Signale bei den unterschiedlichen Fraktionen <i>Serien ^{15}N-Gras; ^{15}N Weizen:</i> Untersuchung der Veränderung der Signale bei 220-285 ppm; 45-220 ppm und bei 325-350 ppm für NaOH-Extrakten und Extraktionsrückstände sowie für nicht extrahierten Proben	
Kompostiert in Gefäßen, 25°C, belüftet, unterschiedliche Wassergehalte, 18-21 Monate	0,5 N NaOH (Nachreinigung) HCl pH 2 (Nachreinigung)	Wasserlösliche Verbindungen; Fulvosäuren; Huminsäuren; Humine	<i>Probe: ^{15}N-Weizen:</i> Untersuchung der Signale bei 220-285 ppm (Amide), bei 325-350-375 ppm (terminale Aminogruppen und Anmonium, bei 145-220 ppm, bei 285-325 ppm für die Huminfraction von inkubierten und nicht inkubierten Proben	
	6 N HCl	Humine	<i>N-Analyse: ^{15}N-CPMAS-NMR</i>	
1	220-285 ppm (Amide), 325-350 ppm (terminale Aminogruppen), 350-375 (Ammonium), 25 ppm (u.a. Nitrat), 145-220 ppm (Ringstickstoffe)			

Anlage IXd: Literaturzusammenstellung zur N-Immobilisierung in Huminstoffe bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, Probenaufbereitungs- und Analysemethoden, der Huminstofffraktionen sowie der Ergebnisse, die für die Beschreibung der N-Immobilisierung relevant sind.

Versuchsbedingungen	Probenaufbereitung / Analyse	Huminstofffraktionen	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Erlenlaub (zwei Sorten); Nicht kompostiert	Schrittweise Hydrolyse (1 M; 3 M HCl) <i>N-Analyse</i>	Huminstoffe; Fulvosäuren (2 Fraktionen); Huminsäuren+ Humine	<i>N-Analyse:</i> Nachweis von Hexoamin-N, Aminosäure-N, Nukleinsäure-N in den verschiedenen Huminstofffraktionen; Summenparameter für nicht identifizierbaren N-Verbindungen in den verschiedenen Huminstofffraktionen	Gonzalez-Prieto et al., 1995
Bioabfall; Kompostiert in Laborreaktor (Ø 0,4 m, h 0,9 m), belüftet, statisch, 35 Tage	0,2 M NaOH-Extraktion; Ansäuerung auf pH 1; Nachreinigung <i>N-Analyse</i> , <i>Pyrolyse GC-MS</i>	Huminsäuren	<i>N-Analyse:</i> N-Gehalte der Huminsäuren zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung <i>Pyrolyse GC-MS:</i> Nachweis der Bildung von N-haltigen Heterocyclen während der Kompostierung (Indole, Methylindole, Diketodipyrrole)	Veeken et al., 2000
Klärschlamm-Holz-Gemisch; Kompostiert in Kompostierungsanlage, umgesetzt, 19 Wochen	0,5 M NaOH-Extraktion; 5 M HCl Ansäuerung; Nachbehandlung <i>N-Analyse</i>	Huminsäuren	<i>N-Analyse:</i> N-Gehalte der Huminsäuren zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung	Trubetskaya et al., 2001
2 Klärschlämme; Komposte aus Traubenmark, Pilzzuchtsubstrat, bzw. Rinde; Tee- und Tabakabfälle	Extraktion <i>N-Analyse</i>	Huminstoffe; Huminsäuren	<i>N-Analyse:</i> Vergleich der N-Gehalte von Huminstoffen mit Huminsäuren unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Ausgangssubstrate	Unsal Und Ok, 2001
Stroh mit Olivenrückständen; Kompostiert in Miete, unbelüftet, umgesetzt, 1 Jahr	0,1 M NaOH-Extraktion (mehrfach) + 3 M H ₂ SO ₄ Ansäuerung (+Nachreinigung) <i>N-Analyse</i> ; <i>FTIR</i> ; ¹³ C-NMR	Fulvosäuren	<i>N-Analyse:</i> N-Gehalte der Fulvosäuren zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung; <i>FTIR:</i> Veränderung der Banden im Bereich 3300-3500 cm ⁻¹ sowie 1510-1540 cm ⁻¹ während der Kompostierung (u.a. Schwingungen der N-H-Bindungen in Aminen bzw. Amiden) ¹³ C-NMR: Zunahme eines Peaks bei 175 ppm (Carboxyl-, Amid-, Estergruppen).	Baddi et al., 2004

Anlage IXe: Literaturzusammenstellung zur N₂-Fixierung bei der Kompostierung unter Berücksichtigung der Versuchsbedingungen, der Analysemethoden sowie der Ergebnisse, die für die Untersuchung der Möglichkeit einer N₂-Fixierung relevant sind.

Versuchsbedingungen	Analyse	Ergebnisse zu folgenden Sachverhalten	Autor, Jahr
Festmist;	N-Bilanzierung	Vergleich der initialen und finalen N-Bilanzen und Kalkulation der N-Zunahme unter Berücksichtigung unterschiedlicher Belüftungsraten	Ott, 1980 (in Gottschall, 1980)
Kompostturm, belüftet	Nitrogenase	Nitrogenaseaktivität zu verschiedenen Zeitpunkten der Kompostierung	
Pappelspäne teilweise mit Zugabe von Nährlösung, Inokulum, Schwefel, Stroh; Versuche in Laborreaktoren (Ø 10 cm, h 35 cm); belüftet, umgesetzt	N-Bilanzierung	Vergleich der N-Bilanzen zu mehreren Zeitpunkten während der Kompostierung und Kalkulation der N-Zunahme unter Berücksichtigung der verschiedenen Zugaben	Nuntagij et al., 1989
Stroh mit Abwasser einer Olivenmühle und Harnstoff; 1 Miete (7,5 x 2,5 x 1,5 m); belüftet, statisch	Nitrogenase (Kompostproben in Suspension)	Untersuchung der C ₂ H ₄ -Bildung an Proben, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Kompostierung entnommen wurden unter Berücksichtigung der NH ₄ ⁺ /NH ₃ -Gehalte	Galli et al., 1997
Pferdemist 1 Miete (20 m x 3 m x 1 m); Laub mit Papier 1 Miete (23 m x 3 m x 1 m); Jeweils unbelüftet, umgesetzt	Nitrogenase (Kompostproben sowie in-situ-Messung; C ₂ H ₄ -Messung variabel nach 0,5-4 h; Kontrollproben mit CO-Zugabe)	Untersuchung der C ₂ H ₄ -Bildung zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Kompostierung unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Ausgangssubstrate Kalkulation einer N ₂ -Fixierung mit Hilfe eines Faktors	Schwintzer et al., 2004

Abfallwirtschaft Recycling Altlastensanierung

Einige N-Verbindungen stellen als Düngemittel ein großes Ressourcenpotenzial dar. N-Verbindungen können aber auch zu Umweltbelastungen führen. Die vorliegende Arbeit beschreibt die N-Verbindungen und ihre Veränderungen während der Kompostierung. Auf Basis von Technikumsuntersuchungen wurden N-Umsetzungen und -Austräge erfasst und Bilanzen erstellt. Es wurden allgemeingültige Gesetzmäßigkeiten formuliert, die Abhängigkeit von den Einflussgrößen diskutiert und die Grundprozesse - Ammonifikation, Nitrifikation, Denitrifikation, Immobilisierung - erörtert.

Die Ergebnisse lassen eine Beurteilung der Kompostierung im Kontext des globalen N-Haushalts zu. Sie können zur Entwicklung innovativer Verfahren im Bereich der Düngemittelerzeugung sowie zur Reduzierung von N-Emissionen genutzt werden.

Verlag Abfall *aktuell*

ISBN 978-3-9812867-0-0