

TEXTE

32/2012

Optimierung der Verwertung organischer Abfälle

Materialband "Wirkungsanalyse Boden"

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungskennzahl 3709 33 340
UBA-FB 001592/MAT

Optimierung der Verwertung organischer Abfälle Materialband „Wirkungsanalyse Boden“

von

Dr. Silvia Lazar, Dr. Silke Höke
ahu AG Wasser - Boden - Geomatik, Aachen

Florian Knappe, Regine Vogt
Ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH,
Heidelberg

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4311.html>
verfügbar. Hier finden Sie auch den Endbericht.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Durchführung der Studie:	ifeu – Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH Wilckensstraße 3 69120 Heidelberg ahu AG Wasser – Boden – Geomatik Kirberichshofer Weg 6 52066 Aachen
Abschlussdatum:	Januar 2012
Herausgeber:	Umweltbundesamt Wörlitzer Platz 1 06844 Dessau-Roßlau Tel.: 0340/2103-0 Telefax: 0340/2103 2285 E-Mail: info@umweltbundesamt.de Internet: http://www.umweltbundesamt.de http://fuer-mensch-und-umwelt.de/
Redaktion:	Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik, Abfalltechniktransfer Tim Hermann Dessau-Roßlau, Juli 2012

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG – HINTERGRÜNDE UND AUFGABEN	1
1.1	Hintergrund und Ziele des Gesamtprojektes	1
1.2	Aufgabenbeschreibung: Wirkungen im Boden	1
2	RAHMENBEDINGUNGEN FÜR DIE ÖKOBILANZ	3
2.1	Allgemeine Rahmenbedingungen	3
2.2	Annahmen zu Standorteigenschaften	5
2.3	Aufbringungsszenarien und -mengen	7
2.4	Methodik	9
3	WIRKUNGSANALYSE	11
3.1	Kohlenstoff – Organische Substanz	13
3.2	Wasserhaushalt	29
3.2.1	Wasserspeichervermögen (Feldkapazität)	30
3.2.2	Wasserspeichervermögen (nutzbare Feldkapazität)	33
3.2.3	Luftkapazität	35
3.2.4	Wasserleitfähigkeiten / Infiltrationsleistung	37
3.3	Nährstoffhaushalt	38
3.3.1	Stickstoff	38
3.3.2	Phosphat	47
3.3.3	Kalium	49
3.3.4	Magnesium	50
3.3.5	Calcium	51
3.4	Chemische Bodeneigenschaften	53
3.4.1	pH-Pufferung	53
3.4.2	Kationenaustauschkapazität	54
3.4.3	Redoxpotenzial	55
3.5	Filter- und Pufferfunktion – Stoffhaushalt Schadstoffe	56
3.5.1	Anorganische Schadstoffe	57
3.5.2	Organische Schadstoffe	62
3.6	Bodenstruktur/physikalische Bodeneigenschaften	67
3.6.1	Bodentemperatur	67
3.6.2	Porenvolumen	68
3.6.3	Stabilität des Bodengefüges	69
3.6.4	Trockenrohdichte / Verdichtung	71
3.6.5	Durchwurzelungsintensität / Durchwurzelbarkeit	72
3.6.6	Textur und Körnung	73

3.7	Bodenorganismen / Bodenbiologie / Pflanzenwachstum	74
3.7.1	Aktivität Bodenorganismen	74
3.7.2	Phytohygienische Wirkungen	78
3.7.3	Pflanzenwachstum und -produktion	81
3.8	Erosionsgefährdung	82
4	FOLGEWIRKUNGEN	88
4.1	Pflanzenwachstum	88
4.2	Einsatz von Düngemitteln	89
4.3	Einsatz von Pflanzenschutzmitteln	89
4.4	Anpassung an den Klimawandel	89
4.5	Wasserhaushalt	90
4.6	Bewässerung	90
4.7	Wasserqualität	91
4.8	Biodiversität	91
4.9	Bodenfunktionen	91
5	LITERATURVERZEICHNIS	93

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1:	Übersicht potenzielle Wirkungen der Kompostaufbringung auf Böden	11
Tabelle 2:	Mittlere C_{org} - und Humusgehalte von Ackerböden in Deutschland (Quelle: Utermann et al. 2008)	14
Tabelle 3:	Fraktionen der organischen Bodensubstanz (Quelle: Scheffer & Schachtschabel 2002, McGill 1996, Kögel-Knabner & von Lützwow 2008, Lechner 2005)	19
Tabelle 4:	Ermittlung der Aufwandmengen an Kompost für eine ausgeglichene Humusbilanz	25
Tabelle 5:	Anreicherung von Humus im Oberboden – Szenario 2	26
Tabelle 6:	Literaturdaten-Auswertung – Durchschnittliche Zunahme der Speicherkapazität von Böden für Bodenwasser (FK) als Folge der Zufuhr organischer Substanzen (Quelle: Kaupenjohann 2010)	31
Tabelle 7:	Literaturdaten-Auswertung – Durchschnittliche Zunahme der Speicherkapazität von Böden für pflanzenverfügbares Bodenwasser (nFK) als Folge der Zufuhr von Kompost (Quelle: Kaupenjohann 2010)	33
Tabelle 8:	Stickstoff-, Nitrat- und Ammonium-Gehalte sowie C/N-Verhältnisse von Komposten und Gärresten	42
Tabelle 9:	Zufuhr von Phosphat bei der Kompostaufbringung (Quelle BGK 2010)	48
Tabelle 10:	Zufuhr von Kalium bei der Kompostaufbringung (Quelle BGK 2010)	49
Tabelle 11:	Zufuhr von Magnesium bei der Kompostaufbringung (Quelle BGK 2010)	50
Tabelle 12:	Zufuhr von Calcium bei der Kompostaufbringung (Quelle: BGK 2010)	52
Tabelle 13:	Ziel-pH-Werte zur Erhaltungskalkung für Ackerland (Quelle: Landwirtschaftskammer NRW 2010)	52
Tabelle 14:	Grenz-pH-Werte für ausgewählte anorganische Schadstoffe (Quelle: Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5); Blume et al., 1988)	57
Tabelle 15:	Beispielhafte Einträge in und Austräge aus dem Boden für den Anbautyp XI für die Düngestrategie „Kompost mit 10 t TM pro Jahr und ergänzend Mineraldünger“ (Quelle: Knappe, Lazar et al. 2008)	60
Tabelle 16:	Zufuhr ausgewählter anorganischer Schadstoffe je 1 Tonne Kompost TM (Angabe in g/(ha*a)) (Quelle BGK 2010)	61
Tabelle 17:	K_{OC} -Werte für ausgewählte organische Schadstoffe (Quelle: Scheffer & Schachtschabel 2002)	63
Tabelle 18:	Zufuhr ausgewählter anorganischer Schadstoffe je 1 Tonne Kompost TM (Angabe der Mediane aus 12 Proben in g/(ha*a)) (Quelle: LfU Bayern 2007)	65
Tabelle 19:	Beispielhafte Einträge in und Austräge aus dem Boden für den Anbautyp XI für die Düngestrategie „Kompost mit 10 t TM pro Jahr und ergänzend Mineraldünger“ für organische Schadstoffe (Quelle: Knappe, Lazar et al. 2008)	66
Tabelle 20:	Zufuhr mineralischer Bestandteile durch die Kompostanwendung je Tonne Kompost TM pro ha und Jahr (Quelle: BGK 2010)	73
Tabelle 21:	K-Faktoren in Abhängigkeit ausgewählter Bodenarten	84
Tabelle 22:	Erosionsgefährdung – Bodenabträge [t/(ha*a)] in Abhängigkeit von Bodenart und Humusstufe (Referenzboden gelb markiert)	84

Tabelle 23:	Erosionsgefährdung – Bodenabträge $[t/(ha \cdot a)]$ in Abhängigkeit von Bodenart und Humusstufe unter Einbeziehung eines C-Faktors für die Fruchtfolge Mais / Mais / Weizen (Referenzboden gelb markiert)	85
-------------	--	----

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1:	Häufigkeitsverteilung der nach Hauptlandnutzungen unterschiedenen Humusklassen (nach KA5) in den Oberböden Deutschlands (Quelle: Utermann 2010)	15
Abbildung 2:	Erreichen des Fließgleichgewichts im Boden	17
Abbildung 3:	Anteile an OBS, Corg und Humus-C für das Beispiel Frischkompost	22
Abbildung 4:	Substratspezifischer Faktor für die Reproduktionswirksamkeit (Anteil Humus-C) für verschiedene organische Dünger (Quelle: Reinhold 2008a)	23
Abbildung 5:	Stickstofffraktionen in organischen Düngern (Quelle: BGK 2006 von Reinhold 2005)	38
Abbildung 6:	Stickstoffbilanz für Fertigkompost aus Bioabfall	43
Abbildung 7:	Stickstoffbilanz für Frischkompost aus Bioabfall	44
Abbildung 8:	Wirkungen der Kompostgaben auf die mikrobielle Biomasse an drei Standorten in Baden-Württemberg (Quelle: Kluge et al. 2008)	76

GLOSSAR – BEGRIFFE UND ABKÜRZUNGEN

AG Boden	Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BioAbfV	Bioabfallverordnung (Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden)
C _{org}	<p>Organischer Kohlenstoff im Boden oder Kompost, C_{org} umfasst den gesamten organisch gebundenen Kohlenstoff in einer Matrix wie z.B. Boden oder Kompost (siehe auch TOC).</p> <p>Entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 5, AG Boden 2005) ergibt sich aus dem Gehalt an C_{org} im Boden multipliziert mit dem Faktor 1,72 der Humusgehalt (Kehrwert 0,58).</p> <p>Die gleiche Beziehung wird nach BGK (2010) oder Kluge et al. (2008) für den Zusammenhang zwischen C_{org} und organischer Substanz (oTS) in Komposten verwendet (C_{org} = 58% oTS)</p>
DirektZahlVerpflV	Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung - DirektZahlVerpflV)
Faktor für Reproduktionswirksamkeit (substratspezifisch)	<p>auch „humusreproduktionswirksame Fraktion“ und „reproduktionswirksamer Faktor“</p> <p>Bestimmt für unterschiedliche organische Materialien (z.B. Stroh, Gülle, Kompost etc.) den Anteil an der organischen Substanz, der längerfristig humusreproduktionswirksam ist.</p> <p>Der reproduktionswirksame Faktor stellt den Anteil an Humus-C dar (vgl. Abb. 4) und wird in der Einheit „x kg Humus-C je 100 kg Kompost-C_{org} oder in „%“ angegeben.</p>
Grunddüngung	Unter Grunddüngung wird in der Regel die Versorgung mit Phosphat, Kali und Magnesium verstanden (vgl. Landwirtschaftskammer NRW): „Der bei der Bodenuntersuchung ermittelte Nährstoffgehalt wird angegeben in der Dimension mg / 100 g Boden. Die Bewertung des Nährstoffgehaltes hinsichtlich des Düngedarfes erfolgt durch Einstufung in die Versorgungsstufen A bis E. Angestrebt werden Nährstoffgehalte im mittleren Bereich (Stufe C), die sich in einer Vielzahl von Feldversuchen als ökonomisch optimal erwiesen haben.
Humifizierung	Umwandlung der organischen Substanz in Huminstoffe, nach deren Abbau bzw. der Zersetzung.
Huminstoffe	Stark umgewandelte organische Substanzen, die weitgehend gegen Mineralisierung stabilisiert sind und in Fulvosäuren, Huminsäuren und Humine unterschieden werden (Quelle: Scheffer / Schachtschabel 2002)

Humus	<p>= OBS (Organische Substanz im Boden)</p> <p>Humus entspricht nach bodenkundlicher Fachliteratur (AG Boden 2005, Scheffer/Schachtschabel 2002) und VDLUFA-Standpunkt (VDLUFA 2004) der organischen Bodensubstanz (OBS)</p> <p>Zur organischen Substanz im Boden gehören alle in und auf dem Mineralboden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe und deren organische Umwandlungsprodukte. Die lebenden Organismen sowie lebende Wurzeln gehören nicht zur organischen Substanz der Böden (Quelle: Scheffer / Schachtschabel 2002). Nach Scheffer / Schachtschabel wird die OBS in drei unterschiedlich stabile Fraktionen unterschieden (vgl. Tab. 3).</p> <p>Manche Autoren bezeichnen nur die stabilen Anteile der organischen Substanz als Humus. In diesem Bericht wird jedoch der gängigen bodenkundlichen Begriffsdefinition (s.o.) gefolgt. Wo zum Verständnis nötig wird im Bericht zwischen OBS mit unterschiedlicher Abbaubarkeit (Umsatzzeiten) unterschieden.</p>
Humusäquivalente (Häq)	<p>Humusäquivalente (→ Humus-C) sind eine Einheit (angegeben in kg Humus-C / (ha*a) zur Bewertung des Humusreproduktionsbedarfs (→ Humusbedarf) von Fruchtarten und der Humusreproduktionsleistung organischer Primärsubstanzen. Sie geben nach VDLUFA (2004) die Humusmengen an, die im Boden nutzungsbedingt durch Mineralisierung verloren gehen und durch organische Düngung ersetzt werden sollten</p> <p>Die Ableitung von Humusäquivalenten aus der humusreproduktionswirksamen organischen Substanz erfolgt über einen mittleren C_{org}-Gehalt in der organischen Substanz und eine mittlere temporäre Humifizierung der humusreproduktions-wirksamen organischen Substanz im Boden ($C_{org}\%$).</p>
Humusbedarf / auch: Humus-C-Bedarf bzw. Humusreproduktionsbedarf	<p>Nach VDLUFA (2004) „Humusmengen (ausgedrückt als kg Humus-C / ha), die im Boden nutzungsbedingt verloren gehen und durch organische Düngung ersetzt werden sollten (anbauspezifischer Humusbedarf)“, um einen gleichbleibenden Humusgehalt im Boden zu erhalten.</p> <p>Der Humusbedarf nach VDLUFA wird anbauspezifisch unterschieden, da die Verringerung Humusvorrats im Boden durch Bewirtschaftung, Fruchtfolge und Bodenbearbeitung bedingt ist und die organischen Materialien unterschiedlich reproduktionswirksam sind.</p> <p>Zu beachten: in der Literatur wird der Begriff „Humusbedarf“ teilweise gleichbedeutend für „Humus-C-Bedarf“ verwendet.</p>
Humusbilanzierung	<p>Methode nach VDLUFA zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland (vgl. VDLUFA 2004). Im Rahmen der Cross Compliance ist eine Humusbilanz optional als Nachweis für den Erhalt organischer Substanz im Boden vorgesehen. Dazu soll der Humusbilanzsaldo (Humussaldo) im Bereich zwischen -75 kg C/(ha*a) und +125 kg C/(ha*a) liegen und darf den Wert von -75 kg C/(ha*a) nicht unterschreiten (DirektZahlVerpflV).</p>

Humus-C	<p>Anteil der reproduktionswirksamen Kohlenstofffraktionen in organischen Materialien</p> <p>Nach BGK (2011) ist Humus-C „der für die Humusreproduktion im Boden anrechenbare Kohlenstoff. In organischen Düngern wird Humus-C in der Regel aus dem Glühverlust (organische Substanz) multipliziert mit 0,58 und Multiplikation des Ergebnisses mit dem substratspezifischen Faktor für die Reproduktionswirksamkeit (Anteil Humus-C) ermittelt.“ (vgl. → Faktor für Reproduktionswirksamkeit)</p>
Humusreproduktion	<p>Humusreproduktion ist „die Zufuhr von organischen Primärsubstanzen zur Aufrechterhaltung einer nutzungstypischen Mineralisierung umsetzbarer organischer Bodensubstanz bei Erhaltung des standort- und nutzungstypischen Humusgehaltes im Boden. Je höher das Niveau der Humusreproduktion ist, desto mehr organische Primärsubstanz wird im Boden humifiziert und später wieder mineralisiert. Die notwendige Höhe der Humusreproduktion auf Ackerflächen hängt vom Nutzungstyp (integrierter bzw. ökologischer Landbau) sowie der Humusversorgung in der Vergangenheit ab und wird in 3 Stufen differenziert“ (vgl. Reinhold 2011).</p>
Humussaldo	<p>Nach VDLUFA (2004) Humuszufuhr (Reproduktionsleistung organischer Materialien) minus Humusbedarf (anbauspezifisch)</p>
Humusstufen	<p>Nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005) wird der Gehalt an OBS in Masse- % in 8 Humusstufen eingeteilt:</p> <p>h0 = humusfrei, h1 = < 1 % (sehr schwach humos), h2 = 1 – 2 % (schwach humos), h3 = 2 – 4 % (mittel humos), h4 = 4 – 8 % (stark humos), h5 = 8 – 15 % (sehr stark humos), h6 = 15 – 30 % (anmoorig), h7 = > 30 % (organische Horizonte)</p>
Humusversorgung	<p>Nach VDLUFA (2011) „wird die Humusversorgung aus der Differenz zwischen dem nutzungs- und fruchtartenspezifischen Bedarf an Humusäquivalenten und der Zufuhr von Humusäquivalenten über organische Primärsubstanzen abgeleitet. Der Zustand der Humusversorgung wird in 3 Versorgungsklassen eingeteilt.“</p>
Humuszufuhr	<p>Zufuhr organischer Materialien, z.B. Ernterückstände, Wirtschaftsdünger, Kompost, etc. auf den Boden</p>
KA5	<p>Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Ausgabe (AG Boden 2005)</p>
Mineralisation	<p>Vollständiger mikrobieller Abbau der organischen Substanz im Boden (OBS) zu einfachen anorganischen Verbindungen wie CO₂, NO₂, etc., bei dem auch die in den organischen Stoffen enthaltenen Pflanzennährelemente freigesetzt werden (z.B. Mg, Fe, N, S). (Quelle: Scheffer / Schachtschabel 2002)</p>
OBS	<p>Organische Bodensubstanz (vgl. → Humus)</p>

Organische Primärsubstanz (OPS)	Organische Substanzen wie Ernterückstände (z.B. Stroh), Pflanzenwurzeln, Gülle, Kompost, etc., die im Boden verbleiben oder diesem zugeführt werden – z.B. um einen nutzungsbedingten Humusabbau auszugleichen – und sowohl in die umsetzbare OBS eingehen als auch anteilig humifiziert werden.
oTS	Organische Trockensubstanz: beschreibt den Anteil organischen Substanz im Kompost bezogen auf die Trockenmasse; messtechnisch bestimmt wird die oTS durch den Glühverlust in %
Reproduktionswirksamer Faktor	Vgl. → Faktor für Reproduktionswirksamkeit (Anteil Humus-C)
TOC	Engl. Total Organic Carbon. Der Gesamtgehalt an organischem Kohlenstoff (TOC) wird z.B. als Differenz zwischen Gesamtkohlenstoff (TC) und anorganischem (Carbonat-) Kohlenstoff (z.B. nach DIN ISO 10694) bestimmt.
TS	Trockensubstanz, entspricht TM = Trockenmasse
Wiederfindungsrate	Anteil des mit organischen Materialien zugeführten C_{org} der im Boden nach mehreren Jahren noch vorhanden ist (nach Kluge et al. 2008: hier nach 12 Jahren)

1 EINLEITUNG – HINTERGRÜNDE UND AUFGABEN

1.1 Hintergrund und Ziele des Gesamtprojektes

Die Bewertung des ökologischen Nutzens einer Kompostausbringung auf (landwirtschaftlichen) Böden ist im Rahmen von Ökobilanzen bislang nur im Ansatz möglich. Berücksichtigt wird nur der Nutzen durch die Primärprodukte wie beispielsweise die Substitution von Mineraldünger.

Im Rahmen des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens 3709 33 340 „Optimierung der Verwertung organischer Abfälle“ des Umweltbundesamtes sollen diese Defizite ausgeglichen, die Möglichkeiten einer entsprechenden Weiterentwicklung der Wirkungskategorien der standardisierten Ökobilanzmethode geprüft und Vorschläge für neue zusätzliche Bewertungskriterien gemacht werden. Dazu müssen alle mit der getrennten Sammlung von Bioabfällen aus Haushalten sowie von Grünabfällen und den verschiedenen Verwertungsverfahren verbundenen positiven aber auch negativen Wirkungen erfasst und mittels Ökobilanzen integrierend bewertet werden.

In einem zweiten Schritt sollen die unterschiedlichen Verwertungsoptionen für Bioabfälle aus Haushalten und Grünabfällen mit Hilfe der neu entwickelten Kriterien bzw. Methoden vergleichend bewertet werden. Die verschiedenen Varianten der Bioabfallverwertung sind einem Verbleib in der Restmülltonne gegenüberzustellen. Es ist zu untersuchen, unter welchen Randbedingungen und mit welchen Verwertungsverfahren eine Ausweitung der Bioabfallsammlung und -verwertung aus ökologischer Sicht sinnvoll ist.

Aufgaben:

1. sämtliche bekannten Wirkungen der Komposte und Gärreste auf Böden systematisch erfassen und darstellen;
2. prüfen, inwieweit sich diese Wirkungen berücksichtigen lassen, indem sie in die bisher bekannten Wirkungskriterien integriert werden;
3. für die damit noch nicht erfassbaren Wirkungen neue Kriterien entwickeln, die die Belange des Bodenschutzes in die Ökobilanz integrieren.

1.2 Aufgabenbeschreibung: Wirkungen im Boden

Der vorliegende Bericht stellt einen Beitrag zum Ergebnisbericht des F+E-Vorhabens „Optimierung der Verwertung organischer Abfälle“ dar und beinhaltet als Teilaufgabe die Beschreibung und Quantifizierung der Wirkungen im Boden für die Ökobilanz.

In einem ersten Schritt gilt es umfassend zu beschreiben, mit welchen unmittelbaren und mittelbaren Wirkungen eine Ausbringung von Komposten und Gärresten auf Böden verbunden ist. Dazu sollen zunächst die Wirkungen auf die chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften und Funktionen der Böden unterschieden und kausalanalytisch dargestellt werden. Diese Analyse liefert die natur-

wissenschaftliche Basis für die Darstellung der Wirkungen von Kompost und Gärresten auf die im BBodSchG definierten Bodenfunktionen. Der methodische Ansatz verknüpft naturwissenschaftliches Prozesswissen mit den gesetzlich festgelegten Bodenfunktionen, so dass die Zusammenhänge – stets dem Stand der Wissenschaft entsprechend – quantitativ abgebildet werden können.

Komposte und Gärreste verändern die chemischen Eigenschaften von Böden u. a. durch Zufuhr von Nährstoffen, pH-Puffersubstanzen und organischen Stoffen. Dadurch werden die Bodenfunktionen beeinflusst. Bodenphysikalische Eigenschaften wie z. B. Bodenstruktur, Erosionsanfälligkeit, Wasserspeicherefähigkeit und Infiltrationsleistung werden u. a. durch die mit den Komposten und Gärresten zugeführten Nährstoffe, aber auch organischen Stoffe verändert. Dadurch wird nicht nur die Fruchtbarkeit der Böden, sondern z. B. auch ihre Funktion als Lebensraum beeinflusst. Die biologischen Eigenschaften der Böden werden direkt durch die Substratzugabe und indirekt u. a. durch die Beeinflussung der chemischen und physikalischen Eigenschaften verändert. Die biologischen Eigenschaften von Böden sind u. a. die Träger der Transformationsfunktion von Böden.

Die Darstellung dieser Wirkungen soll jedoch nicht auf die im BBodSchG beschriebenen Bodenfunktionen beschränkt bleiben, sondern es müssen weitere Bodeneigenschaften oder Folgewirkungen identifiziert werden, die ein Potenzial als Kriterien für die ökobilanzielle Bewertung der Verwertung von Komposten und Gärückständen auf Böden aufweisen.

Im zweiten Schritt gilt es zu überprüfen, inwieweit die mit der Ausbringung von Komposten und Gärückständen verbundenen Wirkungen sich durch die klassischen Umweltwirkungskategorien von Ökobilanzen bewerten lassen. So kann beispielsweise eine Erhöhung des Humusgehaltes und die damit verbundene Festlegung von Kohlenstoff unter dem Gesichtspunkt „Klimaschutz“ bewertet werden, sofern die C-Festlegung nachhaltig ist. Eine Erhöhung der Sorptionskapazität von Böden kann das Medium Grundwasser entlasten.

Wesentlich für die Brauchbarkeit der Kriterien ist, dass die Wirkungen quantitativ dargestellt werden können, d. h. so weit wie möglich in Abhängigkeit von Menge und Art der ausgebrachten Komposte und Gärückstände.

2 RAHMENBEDINGUNGEN FÜR DIE ÖKOBILANZ

Die Fragestellung des Teilvorhabens ist auf eine Quantifizierung von bodenbezogenen Wirkungen der Kompostaufbringung bzw. deren Folgewirkungen gerichtet. Ziel des Berichtes ist es, eindeutige Parameter für Veränderungen zu identifizieren und zu quantifizieren, indem für die Ökobilanz nutzbare Daten aus der Literatur abgeleitet werden. Hierzu ist es notwendig, sich auf quantifizierbare Prozesse zu fokussieren. Für die Auswertung und spätere Anwendbarkeit im Rahmen der Ökobilanz sind die nachfolgend beschriebenen Rahmenbedingungen vorgegeben.

2.1 Allgemeine Rahmenbedingungen

Kompostarten

Im Bericht werden unterschiedliche Kompostarten untersucht. Notwendig ist zum einen die Unterscheidung zwischen Frisch- und Fertigkompost, da diese beiden Kompostprodukte ein unterschiedliches Abbauverhalten aufweisen; zum anderen ist eine Unterscheidung sinnvoll, ob zusätzlich zu den Grünabfällen Bioabfälle aus der Biotonne mitkompostiert wurden, da diese unterschiedliche Nähr- und Schadstoffanteile aufweisen. Im Wesentlichen werden drei verschiedene Kompostarten untersucht.

- Frischkompost: Herstellung auf Basis von Bioabfällen (Biotonne) und unterschiedlichen Anteilen an Grünabfällen – Reifegrad II bis III
- Fertigkompost: Herstellung ausschließlich aus Grüngut, d.h. aus Garten- und Parkabfällen, ohne Inhaltsstoffe aus der Biotonne – Reifegrad IV und V
- Fertigkompost: Herstellung auf Basis von Bioabfällen (Biotonne) und unterschiedlichen Anteilen an Grünabfällen – Reifegrad IV und V

Des Weiteren wurde versucht, auch die beiden anaeroben Kompostprodukte Gärrest und kompostierter Gärrest separat zu betrachten. Allerdings stehen nur für kompostierte Gärreste Daten zu Inhaltsstoffen zur Verfügung, so dass die Ausdehnung der Untersuchung auf diese beschränkt bleibt:

- Kompostierter Gärrest: Herstellung auf Basis von Bioabfällen (Biotonne) und unterschiedlichen Anteilen an Grünabfällen – Reifegrad IV und V

Daten zu Inhaltsstoffen und Zusammensetzung wurden von der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK 2010) zur Verfügung gestellt.

Im Weiteren wird der Begriff „Kompost“ vereinfacht auch für kompostierten Gärrest verwendet, da durch die Nachkompostierung vergleichbare Eigenschaften gegeben sind.

Parameter für die Ökobilanz

In der Ökobilanz werden im Idealfall Folgewirkungen quantifiziert, wie z. B. die Substitution von Düngemitteln oder die entfallende Bewässerungsleistung. Daher wird

so weit wie möglich auf Parameter zurückgegriffen, die quantifizierbare Folgewirkungen beschreiben. Wenn diese Folgewirkungen nicht abgeleitet werden können, werden die Wirkungen im Boden quantifiziert, wie z. B. die Anreicherung von Schadstoffen in Böden.

Bezugszeitraum der Ökobilanz

Prozesse und Wirkungen im Boden werden so weit wie möglich in Abhängigkeit der aufgebrauchten Kompost- und Gärrestmengen und unabhängig von Zeithorizonten angegeben. Sofern es notwendig ist, werden entsprechend der Ökobilanz 100 Jahre als Bezugszeitraum angenommen.

Ackerbauliche Nutzung

Interessant für die Kompostaufbringung sind ackerbaulich genutzte Böden, so dass die Betrachtung auf diese Nutzung beschränkt werden kann. Grünlandböden und Böden unter Forst werden nicht betrachtet. Komposte werden in unterschiedlichem Maß auch im Landschaftsbau eingesetzt. Da dies in der Regel einmalige Aufbringungen sind, wird der Landschaftsbau als Nutzungsszenario nicht berücksichtigt.

Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft / integrierter Landbau

Es wird davon ausgegangen, dass die Kompostaufbringung im integrierten Landbau eines klassischen Marktfurchtbetriebes mit den typischen Bearbeitungsintensitäten stattfindet und keine wirtschaftseigenen Dünger wie Stallmist, Gülle und Stroh oder NawaRo-Gärprodukte aus Gülle und/oder Mais eingesetzt werden. Hier ist davon auszugehen, dass entsprechend der guten fachlichen Praxis die Kompostaufbringung mit mineralischer Ergänzungsdüngung kombiniert wird.

Für die Analyse der Wirkung der Kompostaufbringung wird davon ausgegangen, dass die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft eingehalten wird.

- Beispielsweise wird davon ausgegangen, dass Komposte dann aufgebracht werden, wenn ein Bedarf an Humus oder Pflanzennährstoffen im Boden besteht. Dabei wird von regelmäßigen Kompostgaben ausgegangen (vgl. Beschreibung der Szenarien).
- Ebenfalls wird angenommen, dass der Kompost gemäß der guten landwirtschaftlichen Praxis nicht direkt eingepflügt, sondern nur flach ca. 10 cm tief eingearbeitet wird, so dass negative Auswirkungen (z. B. Sauerstoffmangel, Wurzelschäden bei Frischkomposten) nicht auftreten, die entstehen, wenn Kompost direkt in den Unterboden eingearbeitet wird.
- Als Voraussetzung wird auch angenommen, dass die Landwirte die Nährstoffversorgung ihrer Böden entsprechend den Vorgaben kontrollieren (z. B. regelmäßige N_{min} -Untersuchungen) und entsprechend dem Bedarf der angebauten Früchte düngen.

Weitere Hinweise auf die Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft finden sich in den einzelnen Kapiteln.

2.2 Annahmen zu Standorteigenschaften

Die Anwendung qualitativer Daten in Ergänzung zur Ökobilanz setzt als Rahmenbedingung voraus, dass die Angaben allgemeingültig und wie bei Ökobilanzen üblich ohne Standortbezug sind, d. h. die Angaben sollten für Deutschland gelten, unabhängig von klimatischen Standortbedingungen und Bodenarten. Aufgrund dieser Rahmenbedingung ist es notwendig, Annahmen zu den Standorteigenschaften zu treffen.

Allgemeingültige Aussagen in Regelwerken

Aus bodenkundlicher Sicht ist eine standortunabhängige Wirkungsanalyse nur eingeschränkt möglich. Während eine allgemeine Beschreibung der Wirkungen in der Regel einfach möglich ist, kann eine messbare Veränderung der meisten Wirkungen, die mit der Aufbringung von Komposten verbunden sind, nur in Abhängigkeit von verschiedenen Randbedingungen wie z.B. Bodenart, Wasserbilanz, klimatische Verhältnisse, Bewirtschaftungsweise etc. erfolgen.

Um dennoch allgemeingültige, quantifizierende Aussagen zu Prozessen in Böden zu treffen, werden diese nach Möglichkeit vorrangig auf der Grundlage von Regelwerken abgeleitet, wie z. B. dem bundesweit anerkannten Standardwerk der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA 5), die von den Staatlichen Geologischen Diensten und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) erstellt und herausgegeben wurde (vgl. AG Boden 2005).

Standorteigenschaften eines Referenzbodens

Da verschiedene Prozesse in Böden stark von den Standortbedingungen und Bodeneigenschaften beeinflusst werden, wird – wenn notwendig – vereinfacht von einem „Referenzboden“ ausgegangen, um Wirkungen für bestimmte Bodeneigenschaften zu beschreiben. Hierzu wurden in einer Abfrage der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) aus der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 1.000.000 (BÜK 1.000) die Flächenanteile der Legendeneinheiten für Ackerland ermittelt. Um für die Ökobilanz auf konkrete Werte zugreifen zu können, wurden von der BGR aus der Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 200.000 (BÜK 200) Profildaten für eine Legendeneinheit mit den beiden Leitbodenformen Norm-Parabraunerde und Bänderparabraunerde aus sandigem Schluff (Sandlöss) zur Verfügung gestellt. Diese Legendeneinheit mit der entsprechenden Bodenart wird als Referenzboden herangezogen. Sie kommt weit verbreitet in den Sandlössgebieten des Norddeutschen Tieflandes vor und wird fast ausschließlich ackerbaulich genutzt. Die Angaben des Referenzbodens beziehen sich u. a. auf die folgenden Parameter:

- relevante Bodentiefe: Die Mächtigkeit des Oberbodens wirkt sich insbesondere bei der Umrechnung von Frachten in Konzentrationen aus. Für die betrachtete Nutzung Ackerbau wird der Ap-Horizont, d.h. die oberen 30 cm, als relevante Horizonttiefe verwendet. Diese Horizonttiefe erlaubt auch die Nutzung von Bodendaten aus vorhandenen Untersuchungen, die sich in der Regel auf den Ap-Horizont von 0 bis 30 cm als Beprobungshorizont beziehen. Unabhängig davon wird davon ausgegangen, dass entsprechend der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft Komposte und Gärreste oberflächlich aufgebracht und eingearbeitet werden.

- Durchschnittliche Trockenrohdichte (TRD): Für den Referenzboden wird eine geringe effektive Lagerungsdichte bzw. Trockenrohdichte (1,2 bis 1,4 g/cm³) angegeben. Für die weiteren Berechnungen wird von einer mittleren Trockenrohdichte von 1,4 g/cm³ ausgegangen. Diese liegt im Mittel der von Scheffer & Schachtschabel (2002) angegebenen Schwankungsbereiche. Bei hohen Nutzungsintensitäten kann die Trockenrohdichte auf ackerbaulich genutzten Böden auch höher liegen.
- Bodenart: Für den Referenzboden wird als Feinbodenart „Sandiger Schluff (Us)“ mit dem Bodenausgangsgestein „Löss“ angegeben. Aufgrund dieser Bodenart ist nach KA5 von einem Tongehalt bis 8 % auszugehen (AG Boden 2005).
- Der Humusgehalt des Referenzbodens wird als „mittel humos“ mit der Humusstufe h3 (2 bis 4 Masse-%) angegeben. Dieser mittlere Humusgehalt wird als Voraussetzung für die Humusreproduktion angenommen. Für eine Humusanreicherung wird vorgesetzt, dass ein erhöhter Bedarf an Humus im Boden besteht, d.h. dass hier von einem Boden der Humusstufe h2 (1 bis 2 Masse-%) ausgegangen wird. (Vgl. hierzu ausführlich Kap. 2.3 und Kap. 3.1)
- Ein Grundwassereinfluss ist entsprechend den Kenngrößen nicht gegeben.
- P- und K-Gehalte sind für den Referenzboden nicht angegeben. Für die Wirkungsanalyse wird von einer mittleren Versorgung ausgegangen.

Sofern keine allgemeingültigen Aussagen aus Standardwerken abgeleitet werden können und keine Daten für die Wirkung auf den Referenzboden zur Verfügung stehen, werden die Daten unterschiedlicher Böden für die Ableitung von Wirkungen verwendet.

Mittlere Niederschlagsmengen

Zur Wasserbilanz und zu durchschnittlichen Niederschlagsmengen sind keine Angaben vorhanden. Da flächenmäßig in Deutschland die Klimazone C5 dominiert, die mittlere Niederschlagsmengen zwischen 600 und 800 mm/Jahr aufweist, können 700 mm/Jahr als mittlerer Wert angenommen werden. Deutlich höhere Niederschlagsmengen sind v.a. in den Mittelgebirgen vorhanden, während sich größere Bereiche Ostdeutschlands durch geringere Niederschlagsmengen auszeichnen.

Fruchtfolge

Für die Ermittlung von Wirkungen der Kompostaufbringung auf den Boden ist die Bewirtschaftungsweise und Fruchtfolge relevant. Auf der Grundlage des F+E-Vorhabens „Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade“ (Knappe et al. 2008) wurden deutschlandweit unterschiedliche Anbautypen ermittelt. Charakteristisch und mit dem Referenzboden kompatibel sind die folgenden Anbautypen:

- Anbautyp XI: Weizen (und anderes Getreide) / Silomais (Flächenteile 21 % (nur Weizen) / 39%), typisch für Nordniedersachsen

- Anbautyp XII: Weizen (und anderes Getreide) / Silomais (Flächenteile 22 % (nur Weizen) / 35 %), typisch für Rheinland
- Anbautyp XIII: Weizen (und anderes Getreide) / Silomais (Flächenteile 17 % (nur Weizen) / 41 %), typisch für Geest

Aufgrund dieser Anbautypen wird die Fruchtfolge Getreide / Mais / Mais für Berechnungen wie z.B. den Humusbedarf in Szenario 1, Datenvergleich des Humusbedarfs für Szenario 2, Erosionsgefährdung etc. herangezogen.

2.3 Aufbringungsszenarien und -mengen

Für die Wirkungsanalyse ist festzulegen, welche Kompostmengen auf die Böden aufgebracht werden, da davon auszugehen ist, dass die bodenbezogenen Wirkungen der Kompostausbringung in einer nicht-linearen Beziehung zur aufgetragenen Menge stehen. Zur Bestimmung der Aufwandmengen ist zwischen verschiedenen Anwendungszwecken zu unterscheiden:

- Humusreproduktion nach den unteren Bedarfswerten entspr. VDLUFA bei einer mittleren Humusversorgung des Bodens;
- Humusreproduktion nach den oberen Bedarfswerten entspr. VDLUFA bei zuvor geringer Humusversorgung bzw. beabsichtigten Erhöhungen von Ertrag bzw. Ertragssicherheit;
- Grunddüngung mit Phosphat, Kali und Magnesium zur Deckung des Nährstoffbedarfs einer angenommenen Standardfruchtfolge;
- Humusanreicherung bei humusverarmten Böden bis maximal zu den Aufwandmengen, die für die Grunddüngung notwendig sind;
- Humusanreicherung bei humusverarmten Böden mit den nach BioAbfV für Kompost zulässigen Aufwandmengen.

In der Wirkungsanalyse sollen zwei Szenarien betrachtet werden. Bei der Auswahl der Szenarien ist zu berücksichtigen, dass die Aufwandmengen, die sich je nach Anwendungszweck unterscheiden, mit der Wirkungsanalyse gekoppelt sind. So ist beispielsweise die Bestimmung der notwendigen Kompostmenge zur Humusreproduktion bereits ein Ergebnis der in Kapitel 3.1 beschriebenen Prozesse.

Trotz der Rückkopplung mit den untersuchten Wirkungen ist die Humusreproduktion ein wesentlicher Anwendungszweck, der in der Ökobilanz als ein Szenario betrachtet werden sollte. Als zweites Szenario bietet sich die Betrachtung der Humusanreicherung mit den nach BioAbfV für Kompost zulässigen Aufwandmengen an, da in der Praxis aus Kosten-Nutzen-Gründen oftmals die maximal zulässigen Mengen aufgebracht werden. Zudem bietet dieses Szenario die Möglichkeit, den Anwendungszweck der Grunddüngung mit zu betrachten und zu prüfen.

Die Aufwandmengen werden in der Praxis jeweils in Abständen von mehreren Jahren gegeben. Zum besseren Vergleich der Wirkungen werden die Aufwandmengen jedoch als Menge pro Jahr berechnet, d.h. als jährlich aufgebrauchte Kompostmengen angegeben.

Unter diesen Voraussetzungen werden die folgenden zwei Szenarien unterschieden, die zum einen mit Szenario 1 die Mindestanforderungen und zum anderen mit Szenario 2 die maximal zulässige Aufbringungsmenge beschreiben:

Szenario 1: Humusreproduktion / Erhalt der Humusvorräte im Boden

Für Szenario 1 wird vorausgesetzt, dass

- durch den Anbau bestimmter Fruchtarten eine Veränderung (in der Regel eine Abnahme) des Humusgehalts im Boden erfolgt,
- die durch Mineralisierung bedingte Humusabnahme durch regelmäßige Kompostanwendungen ausgeglichen wird und
- die Humusreproduktion auf Böden mit mittleren Humusgehalten (Humusstufe h3, vgl. AG Boden 2005) stattfindet.

Ziel von Szenario 1 ist der Erhalt eines standort- und nutzungsspezifischen Humusgehaltes. Entsprechend VDLUFA (2004) ist die Veränderung der Humusvorräte in besonderem Maß von den angebauten Fruchtarten abhängig, da im klassischen Landbau mit den Fruchtarten spezifische Bearbeitungsmethoden verbunden sind. Die Veränderung der Humusgehalte lässt sich nach der Methode zur Humusbilanzierung nach VDLUFA (2004) in Abhängigkeit von den Hauptfruchtarten abschätzen (vgl. Kap. 3.1). Für die Bilanzierung werden untere und obere Bedarfswerte verwendet, die in der Einheit Humusäquivalente (kg Humus-C / ha) angegeben werden (vgl. Glossar). Szenario 1 soll hierbei die Mindestanforderungen anzeigen und bezieht sich somit auf die unteren Bedarfswerte nach VDLUFA, zumal diese als Grundlage für die Humusbilanz nach § 3 DirektZahlVerpfIV herangezogen werden können.

Um die Humusversorgung der angenommenen Fruchtfolge Getreide / Mais / Mais und damit die Humusreproduktion sicherzustellen (untere Bedarfswerte nach VDLUFA 2004) werden in Kapitel 3.1 die notwendigen Kompostmengen zur Humusreproduktion ermittelt.

Szenario 2: Humusanreicherung

Für Szenario 2 wird vorausgesetzt, dass

- die Humusanreicherung auf Böden stattfindet, die einen erhöhten Bedarf an Humus aufweisen (s.u.),
- durch den Anbau bestimmter Fruchtarten eine Veränderung (in der Abnahme) des Humusgehalts im Boden erfolgt,
- der vorhandene Bedarf an Humus im Boden und die angestrebte Erhöhung der Humusgehalte durch Kompostanwendungen erfolgen soll sowie

- die Höhe der Kompostgaben durch die Regelungen der BioAbfV begrenzt wird.

Ziel von Szenario 2 ist die Anreicherung von Humus durch Kompostaufbringung auf Standorten, die einen Bedarf an Humus aufweisen. Nach der im Rahmen von Cross Compliance festgelegten Grenzwerte der DirektZahlVerpflV gelten Humusgehalte von 1 % (Tongehalt < 13 %) bzw. 1,5 % (Tongehalt > 13 %) als untere Grenzwerte. Im bundesdeutschen Vergleich (vgl. Abb. 1, Utermann 2010) ist davon auszugehen, dass schwach humose Böden der Humusstufe h2 mit einem Humusgehalt unter 2 % (AG Boden 2005) einen Bedarf an Humus aufweisen. Für die vorliegende Wirkungsanalyse werden Böden der Humusstufe h2 als Grundlage für Szenario 2 angenommen.

Die Aufbringungsmengen für Szenario 2 orientieren sich an den gesetzlichen Vorgaben der Bioabfallverordnung (BioAbfV), die wie die Düngeverordnung (DüV) maximal zulässige Aufwendungsmengen vorgibt. Gemäß BioAbfV (1998) dürfen innerhalb von drei Jahren nicht mehr als 20 t (behandelter) Bioabfall Trockenmasse (TM) pro Hektar ausgebracht werden, wobei bestimmte Grenzwerte für Schwermetalle einzuhalten sind. Die Aufbringungsmenge kann bis zu 30 t TM/(ha*a) betragen, wenn entsprechend strengere Grenzwerte für Schwermetalle eingehalten werden.

Da im Bericht qualitätsgeprüfte Komposte betrachtet werden, die unter Einhaltung der Anforderungen nach § 4 (3) Satz 2 BioAbfV die Schwermetallgrenzwerte einhalten, wird für Szenario 2 davon ausgegangen, dass alle drei Jahre 30 t TM/ha Kompost ausgebracht werden. Umgerechnet in jährliche Gaben entspricht dies einer jährlichen Aufbringungsmenge von 10 t TM/(ha*a).

Zusätzlich zu den gesetzlichen Vorgaben der Mengenbeschränkung sieht die gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft vor, dass entsprechend dem Nährstoffbedarf der Fruchtfolge gedüngt wird. Für die angenommene Fruchtfolge und Standortverhältnisse wird daher der Anwendungszweck der Grunddüngung betrachtet und geprüft, ob mit den zulässigen Aufwandmengen ggf. über den Bedarf hinaus gedüngt wird (vgl. Kap. 3.3.2 und Kap. 3.3.3). In der Praxis sollte sich die Aufbringungsmenge am Nährstoffbedarf der Fruchtfolge orientieren bzw. durch diesen begrenzt werden.

In Vorgriff auf Kapitel 3.1 ist darauf hinzuweisen, dass die Humusanreicherung entsprechend der guten fachlichen Praxis nur so lange durchgeführt wird, bis eine ausreichende Humusversorgung sichergestellt ist und keine untypisch hohen Humusgehalte zu erwarten sind. Nach Erreichen einer guten Humusversorgung der Böden sollte die Aufwandmenge an die Humusreproduktion mit dem Ziel einer ausgeglichenen Humusbilanz angepasst und entsprechend Szenario 1 umgestellt werden.

2.4 Methodik

Für die Beschreibung der Prozesse und die Quantifizierung der Wirkungen des Komposts wird auf aktuelle, zusammenfassende Literatur- und Datenauswertungen zurückgegriffen. Es werden keine empirischen Daten erhoben bzw. Datensätze ausgewertet.

Soweit es möglich ist, werden die quantifizierten Wirkungen getrennt für die beiden Szenarien angegeben und jeweils nach den verschiedenen Kompostarten unterschieden. Teilweise sind diese Unterscheidungsmöglichkeiten nicht gegeben, z. B. wenn Wirkungen unabhängig von den Kompostarten auftreten oder bei der dauerhaften Ausbringung für beide Szenarien zu gleichen Ergebnissen führen. In diesen Fällen werden einheitliche Angaben abgeleitet.

Angaben zu den Inhaltsstoffen und zur Zusammensetzung von Komposten und Gärresten wurden von der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK 2010) zur Verfügung gestellt.

3 WIRKUNGSANALYSE

Generell wird davon ausgegangen, dass durch die Gabe von Komposten (als Ursache) ein Impuls gegeben wird, der Prozesse und Wirkungen im Boden anstößt. Aus diesen wiederum ergeben sich Folgewirkungen auf weitere Umweltmedien.

Impulse → Prozesse → Wirkungen im Boden → Folgewirkungen auf Umweltmedien

Die Wirkungszusammenhänge der Ausbringung von Komposten auf Böden und damit verbundene Folgewirkungen werden im Folgenden soweit als möglich quantitativ beschrieben, um die Daten für die Ökobilanz verfügbar zu machen. Die Wirkungsanalyse der Prozesse im Boden erfolgt thematisch gegliedert (vgl. Tabelle 1 und Kap. 3.1 bis 3.8).

Die Teilkapitel sind jeweils gegliedert in eine Beschreibung der Wirkungen im Boden, ein Fazit zur Quantifizierung der potenziellen Folgewirkungen für die Ökobilanz und eine Beschreibung der Wirkungen im Boden. Die Folgewirkungen werden in Kapitel 4 zusammenfassend beschrieben.

Tabelle 1: Übersicht potenzielle Wirkungen der Kompostaufbringung auf Böden

Thema	Wirkungen von Kompost auf die Bodeneigenschaften	Potenzielle Folgewirkungen
Kohlenstoff	Erhöhung Humusgehalt (organische Substanz) und Humusreproduktionsleistung	Erhöhung C-Speicher durch langfristige Speicherung stabiler Humusfraktionen Festlegung von CO ₂ / Reduzierung Treibhausgase Freisetzung von CO ₂ / Erhöhung Treibhausgase geringere Erosionsanfälligkeit Erhöhung Nährstoffversorgung von Pflanzen / erhöhtes Pflanzenwachstum
Wasserhaushalt	Erhöhung Wasserspeichervermögen (FK und nFK)	bessere Pflanzenversorgung verminderter Stoffaustrag durch höhere nFK geringere Bewässerungserfordernis höhere Verdunstung, bessere Kühlungsleistung indirekt Verminderung Hochwassergefährdung
	Erhöhung Luftkapazität	geringerer Oberflächenabfluss, höhere Infiltration = Abflussverzögerung indirekt Verminderung Hochwasser / Erosionsschutz verbesserte Durchlüftung durch erhöhte Luftkapazität führt zu erhöhter Pflanzenproduktion und Erhöhung der biologischen Aktivität
	Verbesserung Wasserleitfähigkeit / Infiltrationsleistung	geringerer Oberflächenabfluss, höhere Infiltration = Abflussverzögerung indirekt Verminderung Hochwasser- und Erosionsgefährdung
Nährstoffhaushalt	Erhöhung Nährstoffversorgung von Böden mit Stickstoff	Erhöhung Nährstoffversorgung von Pflanzen / erhöhtes Pflanzenwachstum Austrag von Nitrat ins Grundwasser

Thema	Wirkungen von Kompost auf die Bodeneigenschaften	Potenzielle Folgewirkungen
		Freisetzung von Lachgas und Ammoniak
	Erhöhung Nährstoffversorgung von Böden mit Phosphat	Erhöhung Nährstoffversorgung von Pflanzen / erhöhtes Pflanzenwachstum Austrag von P in Oberflächengewässer (als Folgewirkung der Erosion)
	Erhöhung Nährstoffversorgung von Böden mit Kalium	Erhöhung Nährstoffversorgung von Pflanzen / erhöhtes Pflanzenwachstum
Stoffhaus- halt Schad- stoffe	Erhöhung von Gehalten anorgani- scher Schadstoffe	Austrag von Schadstoffen aus dem Boden in das Grund- wasser toxische Wirkungen für Fauna und Flora
	Erhöhung von Gehalten organi- scher Schadstoffe	Austrag von Schadstoffen aus dem Boden in das Grund- wasser toxische Wirkungen für Fauna und Flora
Chemische Bodenei- genschaf- ten	Erhöhung pH-Wert / pH-Pufferung	Sorption anorganischer Schadstoffe und damit Beitrag zum Grundwasserschutz bessere Nährstoffverfügbarkeit Erhöhung Aktivität Bodenorganismen
	Erhöhung Nährstoffspeicherver- mögen (für Kationen)	durch höhere Speicherkapazität, geringere Auswaschung führt zu Grundwasserschutz
	Veränderung Redoxpotenzial	Einfluss auf Mikroorganismen und Nährstoffverfügbarkeit
	Erhöhung Filter-Pufferfunktion	Sorption und Abbau organischer Schadstoffe und damit Bei- trag zum Grundwasserschutz Verbesserung Qualität von Ernteprodukten
Boden- struktur / physikali- sche Bo- deneigenc- haften	Erhöhung Bodentemperatur	früherer Aussaattermin im Frühjahr
	Erhöhung Porenvolumen	verbessertes Wasserspeichervermögen verbesserte Infiltrationsleistung Erhöhung Durchlüftung
	Erhöhung der Stabilität des Bodengefüges	geringere Lagerungsdichte geringere Erodierbarkeit Verringerung Verdichtungsgefährdung im Oberboden durch Erhöhung Aggregatstabilität verbesserte Befahrbarkeit, ggf. geringerer Treibstoffver- brauch Erhöhung von Infiltrationsvermögen und Wasserspeicher- vermögen
	Verringerung Lagerungsdichte	bessere Befahrbarkeit Verbesserung Pflanzen(wurzel)wachstum
	Verbesserung Durchwurzelungs- intensität	erhöhtes Pflanzenwachstum
	Veränderung Textur und Körnung	Einfluss auf Wasserspeichervermögen, Infiltrationsleistung
Bodenor- ganismen / Bodenbio- logie / Pflanzen- wachstum	Erhöhung Aktivität der Bodenor- ganismen (Umsatzleistung) und Individuenzahl	stabilere Bodenstruktur, höhere Luft- und Feldkapazität, höhere Infiltration verbesserte Nährstoffverfügbarmachung; durch Bioturbation erfolgt Transport von Nährstoffen zur Pflanzenwurzel Erhöhung Transformatorleistung und Abbau von organi- schen Schadstoffen durch Mikroorganismen Erhöhung Bodenbiodiversität

Thema	Wirkungen von Kompost auf die Bodeneigenschaften	Potenzielle Folgewirkungen
	phytohygienische Wirkung	positiver Einfluss auf die Pflanzengesundheit erhöhtes Pflanzenwachstum Eintrag von Schädlingen
	Verbesserung Bedingungen Bodenorganismen, Bodeneigenschaften und Nährstoffversorgungsgetc.	Pflanzengesundheit und Erhöhung Pflanzenwachstum und Verbesserung Qualität der Ernteprodukte
Erosion	Verringerung Erosionsgefährdung durch Wasser und Wind sowie Verschlämmungsgefährdung	geringerer Verlust von Nährstoffen und Bodensubstanz geringere Abwehung von Pflanzenbehandlungsmitteln (mit Folgewirkung Atemwegserkrankungen)

3.1 Kohlenstoff – Organische Substanz

Durch die Aufbringung von Kompost und Gärrückständen wird dem Boden organische Substanz zugeführt. Damit erhöht sich kurzfristig und bei dauerhafter Düngung mit Kompost in der Regel auch langfristig der Gehalt an organischer Substanz in den Böden und führt zu den nachfolgend beschriebenen Folgewirkungen, wie z.B. zur Erhöhung der biologischen Aktivität im Boden. Mit der langfristigen Erhöhung des Gehalts der organischen Bodensubstanz (OBS) ist auch eine Speicherung von Kohlenstoff (C) und eine Reduzierung des Treibhausgases CO₂ in der Atmosphäre verbunden. Im Fokus dieses Kapitels steht die Frage, wie stark sich der Gehalt der OBS und der Gehalt an langfristig gebundenem Kohlenstoff im Boden durch die Aufbringung von Kompost verändert. Hierzu sind verschiedene Teilaspekte zu klären:

- Welcher Anteil der organischen Substanz im Kompost ist langfristig stabil und trägt zur Humus- bzw. OBS-Anreicherung in Böden bei?
Welche Mechanismen steuern die C-Stabilisierung?
Welche Untersuchungsergebnisse können zur Ermittlung des stabilen Anteils herangezogen werden?
- Welche Menge an organischer Substanz muss dem Boden für eine ausgeglichene Humusbilanz entsprechend Szenario 1 (vgl. Kap. 2.3) zugeführt werden, damit gegebene Humusgehalte des Bodens nicht abnehmen, d.h. welcher „Humusbedarf“ entsteht durch die ackerbauliche Nutzung?
- Wie kann der Prozess der Anreicherung für Szenario 2 (vgl. Kap. 2.3) beschrieben werden?
Welchen Einfluss hat das Fließgleichgewicht?
Gibt es Obergrenzen für die Humusanreicherung?

Humus entspricht nach bodenkundlicher Fachliteratur (AG Boden 2005, Scheffer & Schachtschabel 2002) und VDLUFA-Standpunkt (VDLUFA 2004) der organischen Bodensubstanz (OBS). „Zur organischen Substanz im Boden gehören alle in und auf dem Mineralboden befindlichen abgestorbenen pflanzlichen und tierischen Stoffe und deren organische Umwandlungsprodukte. Die lebenden Organismen sowie

lebende Wurzeln gehören nicht zur organischen Substanz der Böden.“ (Scheffer & Schachtschabel 2002, vgl. ausführlich Glossar).

Bei der Ermittlung quantifizierbarer Angaben zur Humusanreicherung ist zu berücksichtigen, dass andere Autoren teilweise nur die stabilen Anteile der organischen Substanz als Humus bezeichnen. Um Begriffsmissverständnisse zu vermeiden, werden im vorliegenden Bericht Humus und OBS synonym verwendet. Relevante Begriffe werden in der vorangestellten Begriffsdefinition geklärt.

Mittlere Humusgehalte im Boden

Um für die Wirkungsanalyse Aussagen zur Humusanreicherung zu treffen, ist die Humusversorgung in den Böden in Deutschland zu betrachten. Nach Utermann et al. (2008) liegen die mittleren Humusgehalte für die Bodenarten Sand bei 2,1 %, für Schluff bei 2,6 % und für Lehm bei 2,2 % sowie für Tone bei 4,5 % (vgl. Tabelle 2). Sie liegen mit Ausnahme von Böden der Bodenart Ton am unteren Ende der Humusstufe h3, die nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung von 2 % bis 4 % Humus reicht (vgl. AG Boden 2005).

Tabelle 2: Mittlere C_{org}- und Humusgehalte von Ackerböden in Deutschland (Quelle: Utermann et al. 2008)

	Mittlere C _{org} -Gehalte (in %)	Mittlere Humusgehalte (in %; Umrechnung nach KA 5)
Sande	1,2	2,1
Schluffe	1,5	2,6
Lehme	1,3	2,2
Tone	2,6	4,5

Im Vergleich mit anderen Nutzungen weisen die Ackerböden in Deutschland überwiegend die Humusstufen h2 und h3 auf, während Grünlandböden vorwiegend in der Humusstufe h4 (4 bis 8 %) vorliegen (vgl. Abb. 1). Das heißt, dass Ackerböden, deren Humusgehalte im Mittel bei knapp über 2 % liegen, im Vergleich zu anderen Nutzungen deutlich geringere Humusgehalte aufweisen.

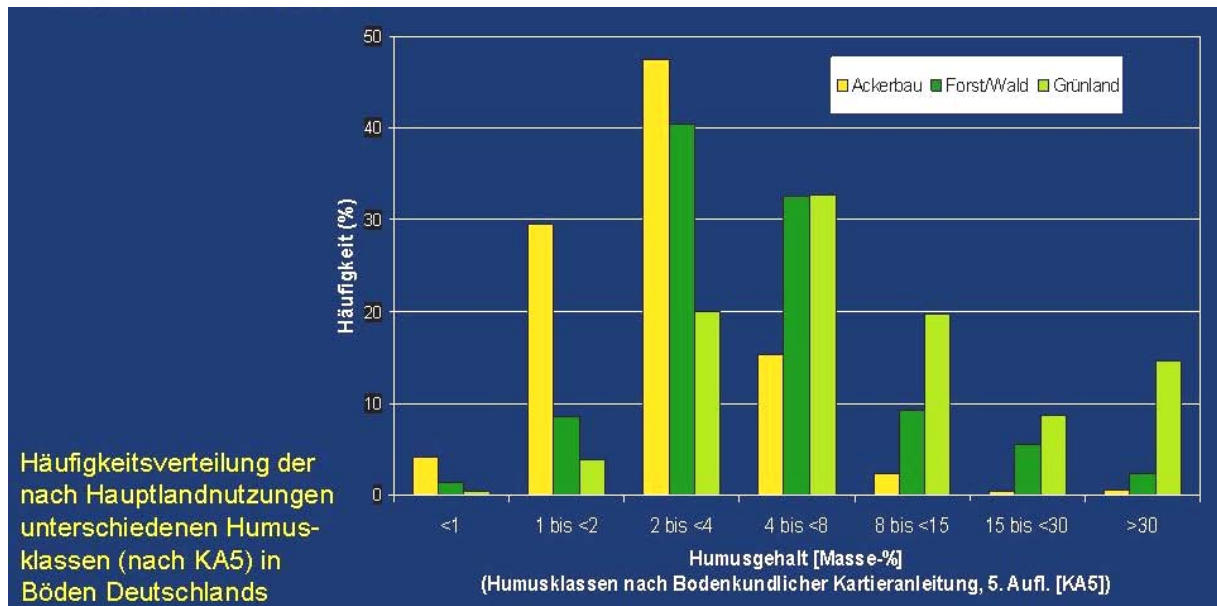


Abbildung 1: Häufigkeitsverteilung der nach Hauptlandnutzungen unterschiedenen Humusklassen (nach KA5) in den Oberböden Deutschlands (Quelle: Utermann 2010)

Der Referenzboden weist die Humusstufe h3 auf, die von 2 bis 4 % Humus reicht. Mit der Bodenart sandiger Schluff zählt er zu den Schluffen, d.h. dass ein mittlerer Humusgehalt von ca. 2,6 % anzunehmen ist.

Für die nachfolgende Betrachtung der Szenarien in der Ökobilanz können zwei Grundannahmen getroffen werden:

- Ziel von Szenario 1 ist der Erhalt eines standort- bzw. nutzungstypischen Humusgehaltes. Es ist somit davon auszugehen, dass ein Boden bereits eine mittlere bis gute Humusversorgung aufweist, d.h. dass er sich in der Humusstufe h3 befindet und in dieser gehalten werden soll.
- Ziel von Szenario 2 ist die Humusanreicherung. Es ist somit davon auszugehen, dass auf diesen Standorten ein Bedarf an Humus besteht. Ein Bedarf besteht beispielsweise, wenn Böden sich in der Humusstufe h2 befinden, die von 1 bis 2 % Humus reicht. Damit diese Standorte eine mittlere bis gute Humusversorgung aufweisen, ist eine Anreicherung bis Humusstufe h3 (mittel humos) sinnvoll.

Obergrenzen und Untergrenzen für Humus im Boden

Für die nachfolgende Betrachtung einer Humusanreicherung sind ggf. Ober- und Untergrenzen von Humusgehalten im Boden zu berücksichtigen.

Im Rahmen von Cross Compliance wurden Grenzwerte in der DirektZahlVerpflV 2004 festgelegt, die für den Erhalt von Agrarfördermaßnahmen nicht unterschritten werden dürfen:

- Böden mit Tongehalt < 13 % → Humusgehalt > 1 %
- Böden mit Tongehalt > 13 % → Humusgehalt > 1,5 %

Humusgehalte von 1 bzw. 1,5 % sind im bundesdeutschen Vergleich als absolute Untergrenze für den Erhalt der organischen Substanz im Boden zu verstehen. Im Vergleich der Humusgehalte für Ackerböden mit anderen Nutzungen (vgl. Abb. 1) ist davon auszugehen, dass schwach humose Böden der Humusstufe h2 (< 2 % Humus) einen Bedarf an Humus aufweisen. Generell gilt für Böden, die in der Humusstufe h3 oder geringer liegen, dass es für die Landwirte sinnvoll ist, einem Absinken der Humusgehalte entgegenzuwirken.

Im F+E-Vorhaben „Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Bodensubstanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG“ des Umweltbundesamtes (Wessolek et al. 2008) wurde versucht, Ober- und Untergrenzen an OBS abzuleiten. Für die Ableitung der Obergrenze wurde eine mögliche schädliche Nitratauswaschung betrachtet, die sich ab einem bestimmten OBS durch einen deutlichen Anstieg der Mineralisierungsrate ergeben würde. Nach Wessolek et al. (2008) erlauben die vorliegenden Dauerversuchsauswertungen jedoch keine Festlegung einer Obergrenze für OBS mittels Korrelation mit dem Nitrataustrag, da das Düngeregime in den Versuchen die Freisetzung von Nitrat aus org. gebundenem Stickstoff der OBS überprägt. Einheitliche Grenzwerte sind nach Wessolek et al. (2008) generell nicht angemessen, da die Humusgehalte in Böden stark bodenarten- und klimaabhängig sind.

Auch wenn in bisherigen Untersuchungen keine Obergrenzen für Humus festgelegt werden konnten, wird für die vorliegende Wirkungsanalyse zur Ökobilanz entsprechend der guten fachlichen Praxis vorausgesetzt, dass Landwirte Komposte dann nutzen, wenn ein Bedarf an Humus im Boden festgestellt wird und die Humusgehalte angehoben werden sollen. In der Wirkungsanalyse wird für das Szenario 2 der Humusanreicherung davon ausgegangen, dass Böden in der Humusstufe h2 liegen¹ und dass eine Anreicherung bis maximal zur oberen Grenze von Humusstufe h3 erfolgt, die bei 4 % Humus liegt.

Unterstellt man eine Anreicherung vom unteren Ende der Humusstufe h2 (1 % Humus) auf eine mittlere Versorgung in der Humusstufe h3 (Mittelwert 3 %) oder eine Anreicherung vom oberen Ende der Humusstufe h2 (2 %) auf das obere Ende der Humusstufe h3 (4 %), entspricht dies in beiden Fällen einer Anreicherung von Humus in Böden von 2 %. Diese Anreicherung um 2 % Humus (= C_{org} 1,16 %) wird für Szenario 2 zur Ermittlung des Aufbringungszeitraums zugrunde gelegt.

Ist eine gute Humusversorgung der Böden erreicht, ist davon auszugehen, dass die Landwirte auf eine „Erhaltungsdüngung“ umstellen, d.h. dass sie nur die Menge an organischer Substanz zuführen, die im Boden für gleich bleibende Humusgehalte benötigt werden.

¹ Hierbei ist nicht ausgeschlossen, dass auch auf Böden der Humusstufe h3 (v.a. wenn sie am unteren Ende der Stufe liegen) eine Humusanreicherung sinnvoll ist.

Sättigung und Fließgleichgewicht

Generell ist davon auszugehen, dass sich in Böden unter gleich bleibenden Verhältnissen ein neues Fließgleichgewicht einstellt. Zudem ist davon auszugehen, dass Böden eine C-Sättigung erreichen, d. h. dass ab einem bestimmten Schwellenwert auch bei kontinuierlicher Zugabe von organischer Substanz keine weitere Steigerung im Boden zu erwarten ist (Wessolek et al. 2008). Das bedeutet, dass die langfristige Kompostaufbringung bei mittleren Anhebungsraten des Humusgehaltes zu einem Gleichgewichtszustand führt, wie er sich im Boden als Ergebnis intensiver Bewirtschaftung, d. h. Abfuhr aller Ernteprodukte, im Wechselspiel zwischen Zufuhr an organischer Substanz (Kompost, Wurzelreste), natürlicher Mineralisierung und Humuszehrung durch die angebauten Fruchtarten allmählich einstellt. In Abhängigkeit vom C-Input und dessen Speicherung wird sich im Lauf der Zeit ein neues Fließgleichgewicht und damit ein neuer Humusgehalt einstellen (Stewart et al. 2007).

Allerdings fehlt nach Wessolek et al. (2008) bislang das Prozessverständnis dazu, warum Böden eine Sättigung erreichen und wann ein Fließgleichgewicht erreicht ist. Es ist jedoch davon auszugehen, dass mit fortlaufender Anreicherung eine allmähliche asymptotische Annäherung an das Fließgleichgewicht im Boden erreicht wird (vgl. Abb. 2).

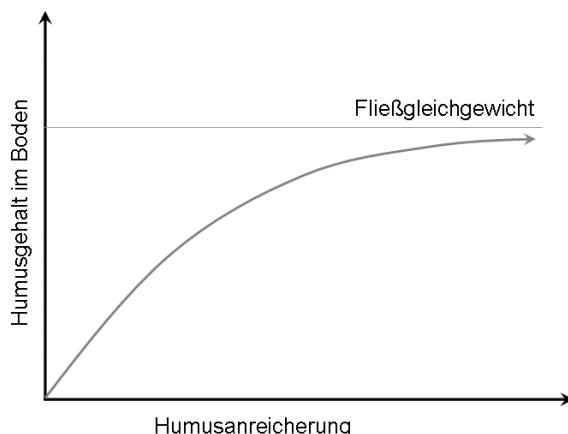


Abbildung 2: Erreichen des Fließgleichgewichts im Boden

Berücksichtigung der „Sättigung“:

Für die vorliegende Wirkungsanalyse wird vorausgesetzt, dass eine Anreicherung bis maximal zur oberen Grenze der Humusstufe h3 (4 %) erfolgt. Da Ackerböden entsprechend Abbildung 1 auch Humusgehalte über 4 % aufweisen, ist davon auszugehen, dass eine Sättigung unter den beschriebenen Rahmenbedingungen (vgl. Kap. 2.2) noch nicht erreicht wird. Bei Böden mit der Hauptbodenart Ton, die bereits im Mittel Humusgehalte von 4,5 % aufweisen, wird eine Sättigung erst bei höheren Humusgehalten erreicht. Bei Böden mit der Hauptbodenart Sand kann eine Sättigung jedoch auch bei geringeren Humusgehalten auftreten.

Berücksichtigung des „Erreichen des Fließgleichgewichts“:

In der Literatur wird davon ausgegangen, dass sich unter gleich bleibenden Bedingungen allmählich ein Fließgleichgewicht einstellt, das annähernd dem Verlauf in Abbildung 2 entspricht, d.h. dass ein anfänglich gleich bleibender Anstieg langsam abflacht und sich allmählich das Fließgleichgewicht einstellt. Aufgrund fehlender Daten zum Kurvenverlauf und Prozessinformationen zum Erreichen des Fließgleichgewichts wird für Szenario 2 vereinfacht ein linearer Anstieg bis zum Erreichen der Obergrenze der Humusstufe h3 unterstellt. Dies entspricht den Ergebnissen aus Untersuchungen zur Kompostaufbringung, die auch nach 12 Jahren einen linearen Anstieg bei steigenden Kompostgaben feststellen (vgl. Timmermann et al. 2003 und Kluge et al. 2008). Für Szenario 1 wird davon ausgegangen, dass durch die Humusreproduktion und den Erhalt eines standorttypischen Humusgehaltes ein Fließgleichgewicht im Boden vorliegt.

Anreicherung- und Stabilisierungsprozesse

Nach Scheffer & Schachtschabel (2002) lassen sich für belüftete Böden im gemäßigten Klimabereich die Wirkmechanismen der C-Stabilisierung wie folgt unterscheiden:

- organo-mineralische Assoziationen (stabile Ton-Humuskomplexe).
- räumliche Trennung: Partikuläre organische Substanz stellt bevorzugt Zentren der Aggregation dar. Die beginnende mikrobielle Zersetzung bewirkt die Aggregation des Bodens um diese Partikel herum. Die dadurch entstehende räumliche Trennung zwischen Substrat und Mikroorganismen verlangsamt den weiteren Abbau (Amelung & Zech 1999). Bodenbearbeitung zerstört weitgehend die Makroaggregate und bewirkt so einen beschleunigten Abbau.
- Rekalzitranz (strukturelle Stabilität von organischen Verbindungen): Einige organische Verbindungen sind allein aufgrund ihrer molekularen Struktur schwer abbaubar. Meist handelt es sich dabei um komplexe Makromoleküle wie Lignine oder Tannine),

Während die Prozesse zur C-Stabilisierung gut beschrieben sind, fehlt jedoch nach Wessolek et al. (2008) und Kögel-Knabner & Lützw (2008) derzeit ein *quantitatives* Verständnis der Bewertung und Ermittlung der Anreicherung von Kohlenstoff im Boden bzw. des Auf- und Abbaus der organischen Substanz. Gründe liegen u.a. darin, dass die Stabilisierungspotenziale von Böden für Kohlenstoff abhängig von klimatischen und topographischen Standortbedingungen, Boden- und Horizonteigenschaften sowie der Bewirtschaftung sind. So wird z. B. mit steigendem Tongehalt eine größere Menge OBS physikalisch stabilisiert und die Abbaurate reduziert (Körschens & Schulz 1999). Es können in Böden auch größere Mengen schwer abbaubarer OBS vorliegen, die nicht durch die Bindung an die Schluff- und Tonfraktion stabilisiert sind. So gibt es z. B. im Fuhrberger Feld bei Hannover Ackerböden aus reinem Sand, die C_{org} -Gehalte über 3 % besitzen. Die OBS wurde unter früherer Heidevegetation akkumuliert und besitzt eine sehr geringe Abbaurate (Heumann 2003).

Stabile und leicht umsetzbare Anteile der organischen Substanz

In der Literatur findet sich durchgängig eine Unterscheidung in stabile und leicht umsetzbare Anteile bzw. Fraktionen der OBS. Diese Unterscheidung ist wesentlich für die Wirkungsanalyse, da nur die stabilen Anteile für eine Humusanreicherung zur Verfügung stehen. Zudem beeinflussen einzelne Fraktionen der OBS bestimmte Wirkungen in Böden:

- Beispielsweise dient die leicht abbaubare OBS als Lebensgrundlage für Bodenorganismen und daran geknüpfte Prozesse (Aggregation, Abbau org. Schadstoffe, Nährstofffreisetzung).
- Dagegen ist die stabile OBS besonders relevant für die Sorption von Kationen und Organika.

Zu berücksichtigen ist jedoch bereits hier, dass die Begriffe in der Literatur nicht einheitlich und oft ohne eindeutige Definitionen und Zeitangaben verwendet werden (vgl. Tabelle 3).

Tabelle 3: Fraktionen der organischen Bodensubstanz
(Quelle: Scheffer & Schachtschabel 2002, McGill 1996, Kögel-Knabner & von Lützow 2008, Lechner 2005)

Häufig verwendete Begriffe für unterschiedliche Fraktionen der OBS	Charakteristische Umsatzzeiten
Labile / leicht abbaubare / aktive / umsetzbare org. Substanz / Nährhumus	< 210 Jahre
Intermediäre bzw. stabile org. Substanz* / stark umgewandelte org. Substanz* / Dauerhumus*	> 2....10 und < 50100 Jahre
Passive org. Substanz bzw. stabile org. Substanz* / stark umgewandelte org. Substanz* / Dauerhumus* / inerte Bodenpools der org. Substanz	> 50 100 (> 1.000) Jahre

* Begriffe überschneiden sich in der Literatur in ihrer Zuordnung.

Insbesondere der häufig benutzte Begriff „stabile organische Substanz“ ist unterschiedlich untersetzt und kann nicht eindeutig zugeordnet werden. Im Folgenden wird der Begriff „stabile OBS“ für die längerfristig im Boden verbleibenden Anteile benutzt. Es wird vorausgesetzt, dass diese als Mindestverweilzeit 10 Jahre im Boden verbleiben.

Ermittlung der stabilen Fraktionen

Die stabilen Kohlenstoff-Anteile in Böden (C_{stabil}) können unter anderem aus der Differenz von C_{org} und dem umsetzbaren Anteil (C_{ums}) ermittelt werden [$C_{\text{org}} = C_{\text{stabil}} + C_{\text{ums}}$].

Zur Ermittlung von stabilen C-Anteilen bzw. leicht verfügbaren Fraktionen können unterschiedliche Methoden eingesetzt werden, wie z.B. die Huminstoffanalyse bzw. -fraktionierung, die thermogravimetrische Bodenanalyse oder physikalische Trennverfahren (Dichtefractionen und partikuläre organische Substanz) (vgl. ausführlich Wessolek et al. 2008).

Eine weitere Messmethode sieht vor, über den heißwasserlöslichen Kohlenstoff (C_{hwl}) den umsetzbaren Anteil von Kohlenstoff (C_{ums}) in Böden zu bestimmen. Schulz (1990) gibt hierzu einen generellen Umrechnungsfaktor zwischen C_{ums} und C_{hwl} von 15 an [$C_{ums} = C_{hwl} \times 15$], wobei dieser Wert für deutsche Dauerversuche zwischen 12 und 21 variiert (Schulz 2003).

Die Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Methoden werden z.T. kontrovers diskutiert. Für die Bestimmung des heißwasserlöslichen Anteile kritisiert Wessolek et al. (2008) beispielsweise, dass die Korrelation von C_{org} über C_{hwl} standortspezifisch ist und stark von der Bewirtschaftung abhängt. Da unabhängig vom Diskussionstand über die Methodeneignung für die im Projekt vorliegenden Kompostdaten keine Angaben der heißwasserlöslichen Kohlenstoffanteile oder Ergebnisse anderer Messmethoden vorliegen, können diese zur Ermittlung der stabilen Anteile nicht angewendet werden.

Humusanreicherung und Wiederfindungsraten

Um quantitative Angaben zur Anreicherung von Humus in Böden durch die Kompostaufbringung zu erhalten, sind Simulationsmodelle zur Beschreibung des C-Umsatzes im Boden sinnvoll. Ersatzweise, da eine Modellierung standortbezogen erfolgen würde und die Auswertung von Originaldaten voraussetzt, kann vereinfacht auf die Ergebnisse von 12-jährigen Dauerfeldversuchen zurückgegriffen werden, in denen die längerfristige Erhöhung der Humusgehalte durch Kompostaufbringung untersucht wurde (vgl. Timmermann et al. 2003 und Kluge et al. 2008 bzw. Anhang dieser Studie: Reinhold 2008b). Da die langfristige Bildung wirklich stabiler und inerte OBS nicht nur von den zugeführten Kompostmengen und den Boden- und Standortbedingungen, sondern auch von weiteren Standortfaktoren wie Klimaverhältnisse und Wasserbilanz maßgeblich beeinflusst wird (siehe oben), kann durch die nachfolgend beschriebenen Wiederfindungsraten nur eine annähernd quantitative Abschätzung getroffen werden.

Eine Hochrechnung der Humusgehalte aus den vorliegenden Felduntersuchungen wurde von Reinhold (2008b) vorgenommen. Die Zunahme der Mengen an organischer Substanz im Boden (0 bis 30 cm) als Folge der Kompostaufbringung ergab für die 12-jährigen Versuche in Abhängigkeit der aufgetragenen Kompostmenge unterschiedliche *Wiederfindungsraten* der zugeführten organischen Kompostsubstanz (bezogen auf C_{org}). Nach Reinhold (2008b) verbleiben diese Humusanteile langfristig im Boden. Kluge et al. (2008) beschreiben, dass die Einstellung eines neuen Fließgleichgewichts in den zwölf Versuchsjahren durch die geprüften Kompostgaben nicht erreicht wurde.

Die Wiederfindungsraten aus den Feldversuchen wurden von Reinhold (2010) aktualisiert und ergaben für die Aufbringungsmenge von 10 t TS/(ha*a) die folgenden Ergebnisse:

- Grüngut-Fertigkompost bei schluffigem Lehm: 59 %
- Biotonnenabfall-Fertigkompost bei lehmigem Sand: 47 %
- Biotonnenabfall-Frischkompost bei schluffig-tonigem Lehm: 26 %

Die Wiederfindungsraten sind für die Ermittlung der Humusanreicherung (Szenario 2) geeignete Datengrundlagen, da sie sich auf den C_{org} -Anteil im Kompost beziehen und die Rahmenbedingungen vergleichbar sind, da z.B. die Wiederfindungsraten unter den Versuchsbedingungen einer kontinuierlichen Aufbringung ermittelt wurden und im vorliegenden Projekt ebenfalls eine dauerhafte Kompostdüngung vorausgesetzt wird.

Zu berücksichtigen ist bei der Verwendung der Wiederfindungsraten jedoch, dass die Unterschiede nicht nur von den Kompostarten, sondern auch von den Standort- und Bodenbedingungen sowie den klimatischen Verhältnissen abhängig sind. So gibt Kluge et al. (2008) an, dass die Zunahme der Humusgehalte auf sandigen Böden, bedingt durch die hohe mikrobiologische Aktivität bei vergleichsweise hohen Temperaturen geringer ausfällt als auf mittleren bis schweren Böden.

Bei der Verwendung der Wiederfindungsraten für die Ermittlung einer Humusanreicherung im Projekt ist die Übertragbarkeit der Ergebnisse zu diskutieren: In Bezug auf die Bodenart des Referenzbodens (sandiger Schluff) sind die Ergebnisse für den Standort mit lehmigem Sand vergleichbar. Die Übertragbarkeit der Wiederfindungsrate der Standorte mit schluffig-tonigem Lehm und mit schluffigem Lehm ist eingeschränkt möglich. Da bei beiden Standorten der Tongehalt höher ist als auf dem Referenzboden, kann die Wiederfindungsrate bei der Bodenart sandiger Schluff eventuell geringer ausfallen. Auf die Einführung eines Abschlags wird jedoch verzichtet, da keine Daten vorliegen, die eine Quantifizierung ermöglichen.

Humus-C bzw. Humusäquivalente in organischen Düngern

Zusätzlich zu den in der bodenkundlichen Literatur üblichen Begriffen werden in der landwirtschaftlichen Literatur (z. B. VDLUFA) sowie im Rahmen von Untersuchungen, die sich mit der Aufbringung von Komposten und anderen organischen Abfällen beschäftigen, Begriffe wie „Humus-C“ bzw. neu „Humusäquivalente (Häq)“ (vgl. Begriffsdefinitionen) verwendet. Die Humusäquivalente bzw. Humus-C sind kein Maß für eine C-Anreicherung im Boden, sondern stellen ein Äquivalent für den notwendigen Einsatz von organischer Substanz im Boden dar, um die Humusgehalte auf ein ertragsoptimales Niveau einzustellen bzw. zu erhalten. Die Verwendung von Humusäquivalenten in der Humusbilanzierung nach VDLUFA bietet eine gute Möglichkeit, den „Humusbedarf“, d. h. den Ausgleich für den Humusverlust durch Mineralisierung, für eine ausgeglichene Humusbilanz entsprechend Szenario 1 zu ermitteln.

Der Anteil an Humus-C (bzw. Häq) in organischen Düngern kann nach BGK (2011) durch die Multiplikation von C_{org} mit dem sog. „substratspezifischen Faktor für die Reproduktionswirksamkeit“ ermittelt werden², d. h. sie stellt eine Teilmenge von C_{org} dar (vgl. Abb. 3). Über den Bedarf an Humus-C bzw. die Humusäquivalente lässt

² Nach der Kartieranleitung Boden (AG Boden 2005) lässt sich der Gehalt der organischen Bodensubstanz hilfsweise ermitteln, indem der Gehalt von C_{org} mit dem Faktor 1,72 multipliziert wird.

sich nach VDLUFA 2004 der anbauspezifische „Humusbedarf“ ermitteln, d. h. die je nach Fruchtfolge unterschiedliche Menge an organischer Substanz, die dem Boden zugeführt werden muss, damit dieser einen gleichbleibenden Humusgehalt aufweist.

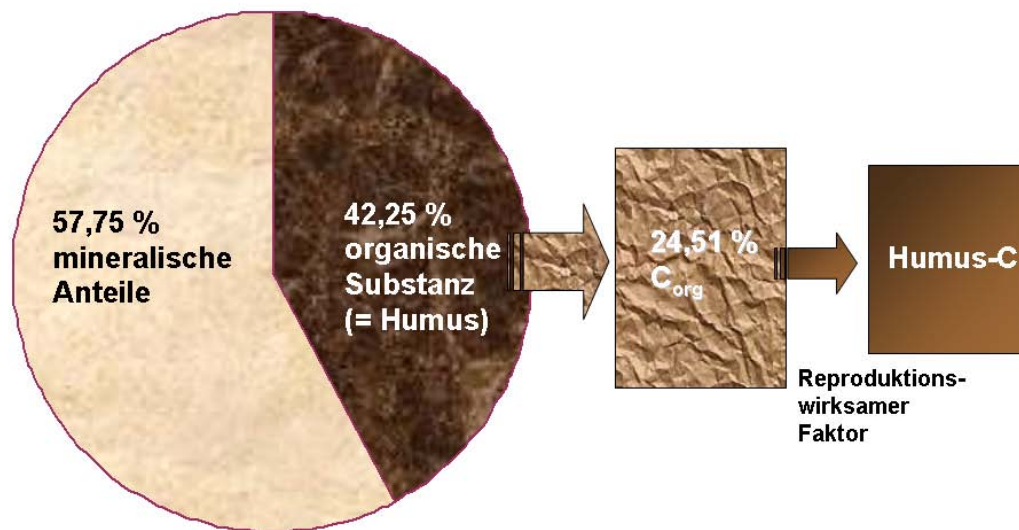


Abbildung 3: Anteile an OBS, C_{org} und Humus-C für das Beispiel Frischkompost

Der „Faktor für die Reproduktionswirksamkeit“ (Anteil Humus-C) ist **substratspezifisch** und wurde für unterschiedliche organische Dünger ermittelt. Beispielsweise sind die reproduktionswirksamen Faktoren für Fertigungskompost mit 51 % (neu: 52 %) und für Frischkompost mit 43 % (neu 45 %) angegeben (vgl. Abb. 4).

Zwischen Wiederfindungsrate und reproduktionswirksamem Faktor besteht kein Zusammenhang, da beide Parameter durch unterschiedliche Methoden ermittelt wurden. Der reproduktionswirksame Anteil (Anteil Humus-C) wird von der leicht abbaubaren (d. h. schnell umsetzbaren) Fraktion abgegrenzt (vgl. Abb. 4). Damit gibt Humus-C den aus landwirtschaftlicher Sicht im Erntejahr eher abbaustabilen Anteil der organischen Substanz in organischen Düngern an.³ Dieser Anteil kann nicht mit dem stabilen Anteil nach bodenkundlichem Verständnis gleichgesetzt werden, da die stabilen Fraktionen durch die zuvor beschriebenen Prozesse längerfristig (z.B. > 10 Jahre) im Boden gebunden sind.

³ Die Angabe einer konkreten Umsatzzeit ist nicht möglich, da unterschiedliche Methoden, wie z.B. Brutversuche, zur Ermittlung des reproduktionswirksamen Faktors (Anteil Humus-C) verwendet wurden.

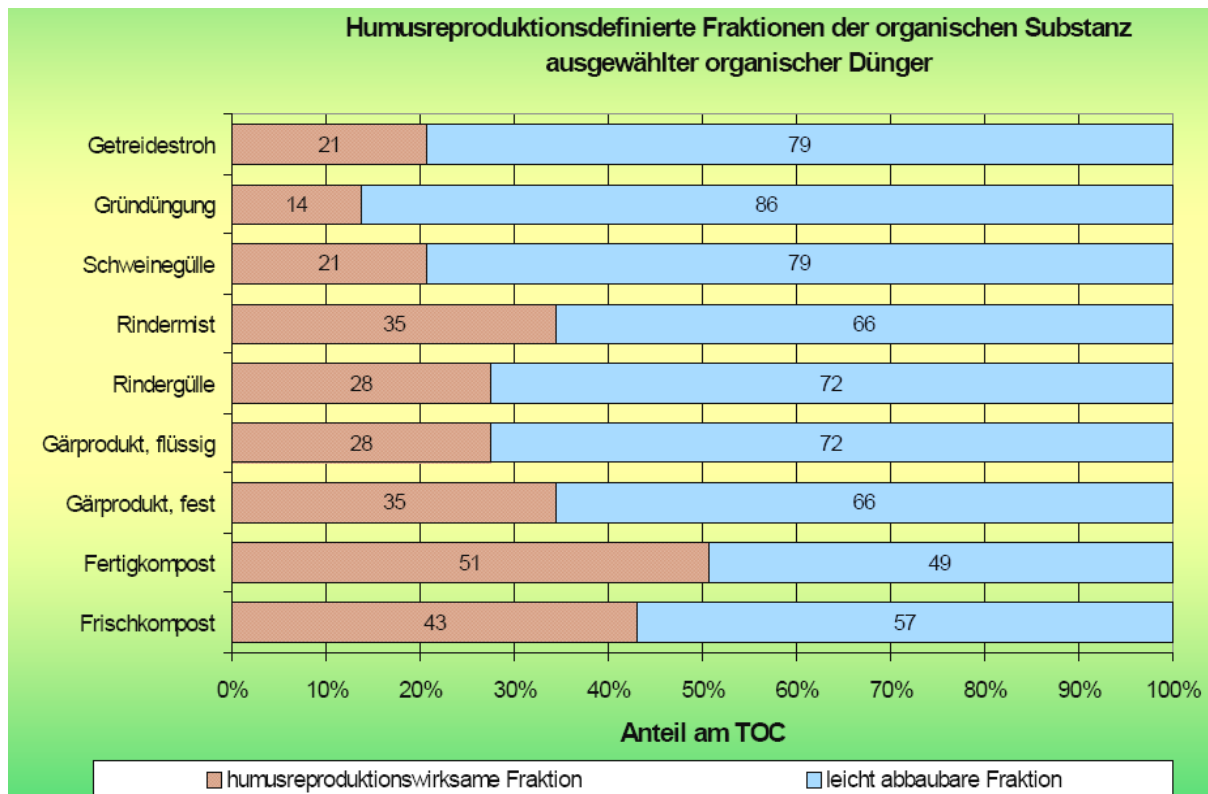


Abbildung 4: Substratspezifischer Faktor für die Reproduktionswirksamkeit (Anteil Humus-C) für verschiedene organische Dünger (Quelle: Reinhold 2008a)

Szenario 1 – Ausgeglichene Humusbilanz

In der Literatur wird beschrieben, dass intensiv ackerbaulich genutzte Böden an Humus verarmen. Auf diesen Böden ist durch den Anbau sog. „humuszehrender“ Kulturen bzw. der entsprechenden Bodenbearbeitung und der damit verbundenen verstärkten Belüftung der Oberböden eine erhöhte Mineralisation zu verzeichnen, so dass der Humusabbau größer ist als die Nachlieferung an humifizierbarer, organischer Substanz, zumal mit den Ernteprodukten organische Masse abgefahren wird. In der Literatur wird diese bewirtschaftungsbedingte Reduzierung der Humusvorräte als „Humusbedarf“ bezeichnet.

Um einen ausgeglichenen Humusgehalt in den Böden zu gewährleisten und ein Absinken der Gehalte zu vermeiden, muss den Böden organische Substanz zugeführt werden.⁴

⁴ Zu über 90 % erfolgt die Zufuhr organischer Substanz in Deutschland durch wirtschafts-eigene Dünger und auf dem Feld verbleibende Ernterückstände; rd. 7 % des zur Verfügung stehenden Humusreproduktionspotenzials können Komposte und Gärprodukte liefern (BGK 2006).

Dies erfolgt beispielsweise, indem

- a) Ernterückstände wie z.B. Stroh in den Boden eingearbeitet werden,
- b) geeignete Fruchtfolgen mit humusmehrenden Kulturen bzw. gezielter Begrünung angebaut werden oder
- c) organische Dünger wie Wirtschaftsdünger oder Komposte auf die Böden aufgebracht werden.

Für Szenario 1 der Ökobilanz ist das Ziel eine ausgeglichene Humusbilanz bei der Fruchtfolge Getreide / Mais / Mais sowie Strohabfuhr. Für die Wirkungsanalyse gilt es, für Fall c) die Menge an organischer Substanz zu ermitteln, die dem Boden bei gleich bleibenden Humusgehalten mit der Aufbringung von Komposten zugeführt werden muss.

In Wessolek et al. (2008) wurde versucht, Optimalgehalte an organischer Bodensubstanz in landwirtschaftlich genutzten Böden zu ermitteln, d. h. einen standortabhängigen Gehalt an OBS, der ausreichende landwirtschaftliche Erträge erlaubt, ohne dass es zu einer Beeinträchtigung der natürlichen Bodenfunktion kommt. Im Ergebnis formulieren Wessolek et al. (2008) jedoch, dass eine optimale Humusversorgung der Böden generell standortabhängig definiert werden muss.

Da aus der bodenkundlichen Literatur keine optimalen OBS-Gehalte und keine Methode zur Ermittlung des Bedarfs an organischer Substanz im Boden abgeleitet werden können, wird die zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland erstellte „Humusbilanzierung“ nach VDLUFA 2004 verwendet. D.h. die Verwendung von Humusäquivalenten (bzw. Humus-C) bietet die Möglichkeit, den Bedarf an organischer Substanz für Szenario 1 zu ermitteln.

Der VDLUFA-Standpunkt (2004) gibt untere (für optimal versorgte Böden) und obere (für suboptimal versorgte Böden) Richtwerte für die anbauspezifische Veränderung der Humusvorräte von Böden in Humusäquivalenten ($\text{kg Humus-C} / (\text{ha} \cdot \text{a})$) an. Für die Hauptfruchtarten Silomais und Körnermais wird der untere Wert mit -560 kg und der obere mit $-800 \text{ kg Humus-C je ha}$ angegeben. Für Getreide betragen unterer und oberer Wert -280 kg und $-400 \text{ kg Humus-C je ha}$. Für die weitere Ermittlung des Humusbedarfs werden die unteren Werte nach VDLUFA verwendet, da diese für die in Szenario 1 unterstellten optimal versorgten Böden gelten. Die unteren Werte sind zudem Mindestanforderungen gemäß Direktzahlungen-Verpflichtungsgenverordnung vom 04.11.2004.

Bei der für die Ökobilanz in den Rahmenbedingungen gesetzten Fruchtfolge Weizen / Mais / Mais mit Strohabfuhr ergibt sich nach VDLUFA ein negativer Saldo von $-1.400 \text{ kg Humus-C} / \text{ha}$ in drei Jahren, d.h. **ein jährlicher Bedarf von $467 \text{ kg Humus-C} / \text{ha}$** ($0,467 \text{ t Humus-C} / \text{ha}$) im Durchschnitt. Dies entspricht den mittleren Angaben in der Literatur. So haben nach Kluge et al. (2008) Böden mit noch optimalen Humusgehalten bei mittlerem Verbrauch einen Humus-C-Bedarf von jährlich etwa $0,3 \text{ t/ha}$, bei hohem Verbrauch von jährlich etwa $0,7 \text{ t/ha}$. Bei suboptimalen Humusgehalten steigt der Humus-C-Bedarf deutlich auf Werte um $0,5$ bis $1,4 \text{ t/ha}$. Auch aus deutschen Dauerdüngungsfeldversuchen kann nach Haber et al. (2008 in Wessolek et al. 2008) ein mittlerer Humus-C-Bedarf von etwa $0,4 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ abgeleitet werden, wenn keine Rückführung von Ackerrückständen als organische Primärschubstanz erfolgt.

Für Szenario 1 in der Ökobilanz mit dem Ziel einer ausgeglichenen Humusbilanz wird die Menge an Kompost ermittelt, die zur Deckung des Humusbedarfs von 467 kg Humus-C / (ha*a) notwendig ist. Betrachtet werden unter den in Kapitel 2 beschriebenen Rahmenbedingungen und bei ausreichender Humusversorgung der Böden (Humusstufe h 3) vier unterschiedliche Kompostarten. Angaben zu den Inhaltsstoffen wurden von der BGK (2011) zur Verfügung gestellt. Die Aufwandsmengen für eine ausgeglichene Humusbilanz betragen 4,2 t TM / (ha*a) Frischkompost (mit Bioabfall) bzw. Fertigkompost (mit Bioabfall), 4,3 t TM / (ha*a) Fertigkompost (Grüngut) und 3,8 t TM / (ha*a) kompostierter Gärrest (mit Bioabfall) (vgl. Tabelle 4).

Tabelle 4: Ermittlung der Aufwandsmengen an Kompost für eine ausgeglichene Humusbilanz

	Einheit	Frischkompost (mit Bioabfall)	Fertigkompost (Grüngut)	Fertigkompost (mit Bioabfall)	Kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)
Trockenmasse (TM) (Quelle: BGK 2011)	% FM	63,4	58,5	60,75	57,9
Organische Substanz im Kompost (Glühverlust) (Quelle: BGK 2011)	% TM	42,25	35,60	37,20	40,90
C _{org} (Quelle: BGK 2011)	% TM	24,51	20,65	21,58	23,72
substratspezifischer Faktor für die Reproduktionswirk- samkeit (Quelle: Reinhold 2011)	kg Humus C / kg Kompost C _{org}	0,45	0,52	0,52	0,52
Szenario 1: Berechnung nach VDLUFA (2004)					
Humusäquivalente (Häq)	in % TM	11,03	10,74	11,22	12,34
Humusreproduktion pro Ton- ne Kompost	kg Humus-C / t organische Primärsubstanz	70	63	68	71
Aufwandmenge Kompost zur Deckung Humusbedarf Fruchtfolge	t org. Primär- substanz / ha	20	22	21	20
Aufwandmenge Kompost für Humusreproduktion	t Kompost / (ha*a)	6,67	7,43	6,85	6,53
Aufwandmengen TM für Humusreproduktion	t TM / (ha*a)	4,2	4,3	4,2	3,8

Im Ergebnis sind die Aufwandsmengen für die Kompostarten vergleichbar und liegen zwischen 3,8 t TM / (ha*a) für kompostierten Gärrest und 4,3 t TM / (ha*a) für Fertigkompost aus Grüngut. Die geringen Unterschiede zwischen den Kompostarten sind durch die vergleichbaren Faktoren für die Reproduktionswirksamkeit zu erklären. So gleicht bei der Anwendung von Frischkompost der etwas höhere C_{org}-Gehalt (24,51 %) die etwas geringere Reproduktionswirksamkeit (0,45) aus.

Szenario 2 – Anreicherung von Humus im Boden

Ziel von Szenario 2 ist die Ermittlung der Humusanreicherung, wenn die nach BioAbfV maximal zulässige Aufbringungsmenge von 30 t TM/ha im Turnus von drei Jahren aufgebracht wird. Wie voranstehend beschrieben, sind Simulationsmodelle

zur Beschreibung des C-Umsatzes im Boden sinnvoll, um die Humusanreicherung zu quantifizieren. Ersatzweise können Wiederfindungsraten verwendet werden, die den im Boden angereicherten Anteil der organischen Substanz aus Komposten beschreiben und auf Untersuchungen aus 12-jährigen Dauerfeldversuchen basieren, in denen die längerfristige Erhöhung der Humusgehalte durch Kompostaufbringung untersucht wurde (vgl. Timmermann et al. 2003 und Kluge et al. 2008 bzw. Anhang: Reinhold 2008b). Die Wiederfindungsraten wurden unter vergleichbaren Bewirtschaftungsvoraussetzungen (Fruchtfolge Getreide / Getreide / Mais), wie für die Wirkungsanalyse angenommen, abgeleitet. Somit ist der „Humusbedarf“ durch die Fruchtfolge in den Wiederfindungsraten bereits berücksichtigt. Die Verwendung der Wiederfindungsraten für Grüngut-Fertigkompost und Biotonnenabfall-Frischkompost fällt für den Referenzboden vermutlich geringer aus.

Wie im vorhergehenden Text ausgeführt, wird für die Humusanreicherung im Szenario 2 zum einen ein linearer Anstieg angenommen und zum anderen vorausgesetzt, dass eine Anreicherung bis maximal zum Ende der Humusstufe h3 um 2 % OBS (= 1,16 % C_{org}) stattfindet.

Tabelle 5: Anreicherung von Humus im Oberboden – Szenario 2

	Einheit	Frischkompost (mit Bioabfall)	Fertigkompost (Grüngut)	Fertigkompost (mit Bioabfall)	Kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)
Trockenmasse (TM) (Quelle: BGK 2011)	% FM	63,4	58,5	60,75	57,9
Organische Substanz im Kompost (Glühverlust) (Quelle: BGK 2011)	% TM	42,25	35,60	37,20	40,90
C_{org} (Quelle: BGK 2011)	% TM	24,51	20,65	21,58	23,72
Wiederfindungsraten (Quelle: Reinhold 2011)	% von C_{org}	26	59	47	47
Szenario 2: Humusanreicherung mit Wiederfindungsraten					
Zufuhr C_{org} pro Jahr	kg $C_{org}/(ha \cdot a)$	2451	2065	2158	2372
Speicherung Menge C im Oberboden pro Jahr	kg $C_{org}/(ha \cdot a)$	637	1218	1014	1115
	t $C_{org}/(ha \cdot a)$	0,64	1,22	1,01	1,11
Humusanreicherung	kg OBS/(ha*a)	1096	2095	1744	1918
Erhöhung des C_{org}-Gehaltes im Boden					
Erhöhung von C_{org} im Oberboden pro Jahr	in %	0,015	0,029	0,024	0,027
Wann wird Erhöhung von C_{org} um 1,16 % (= OBS um 2%) erreicht?	Jahre	76	40	48	44
Speicherung Menge C_{org} im Oberboden bei Anreiche- rung um gesamt 1,2 % C_{org}	in t / ha	48,8	48,8	48,8	48,8

Die prozentuale Erhöhung von C_{org} wird über das Verhältnis der jährlich zugeführten Masse an C_{org} , die längerfristig im Boden verbleibt, zur Masse des Oberbodens be-

stimmt. Bei einer Oberbodentiefe des Ap-Horizonts von 30 cm und einer Trockenrohdichte von $1,4 \text{ g/cm}^3$ ergibt sich eine Masse des Oberbodens von 4.200 t/ha . Durch die Zufuhr an organischer Substanz mit der Kompostaufbringung erhöht sich die Masse an C_{org} (z.B. für Frischkompost um $0,64 \text{ t}$ pro Hektar und Jahr).

Im Ergebnis zeigen sich für die Kompostarten deutliche Unterschiede (vgl. Tab. 5):

- Die jährliche Speicherung von C_{org} im Boden für Fertigungskompost aus Grünut mit $1,22 \text{ t } C_{\text{org}}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ ist doppelt so hoch wie die C-Speicherung für Frischkompost mit $0,64 \text{ t } C_{\text{org}}/(\text{ha} \cdot \text{a})$.
- Die jährliche Erhöhung des C_{org} -Gehaltes bezogen auf die Masse des Oberbodens ist für Frischkompost mit $0,015 \%$ (= OBS-Erhöhung um $0,026 \%$) entsprechend geringer als die Erhöhung für Fertigungskompost (Grünut) mit $0,029 \%$ pro Jahr (= OBS-Erhöhung um $0,05 \%$).
- Entsprechend wird eine Erhöhung des Humusgehaltes um 2% (= C_{org} $1,16 \%$) für Frischkompost in 76 Jahren und für Fertigungskompost (Grünut) in 40 Jahren erreicht.

Die berechneten Ergebnisse für die jährliche Erhöhung des C_{org} -Gehaltes bzw. der OBS entsprechen weitgehend den in der Literatur beschriebenen Werten.

Timmermann et al. (2003) und Kluge et al. (2008), die zu unterschiedlichen Zeiträumen die oben beschriebenen Dauerfeldversuche ausgewertet haben, schreiben, dass bei einer Zufuhr von maximal 30 t TM/ha die Humusgehalte im 3-jährigen Turnus um $0,1$ bis $0,2 \%$ steigen, d.h. die jährliche Erhöhung der OBS liegt zwischen $0,03$ und $0,067 \%$ (vgl. weiterführend Diez & Krauss 1997, Timmermann et al. 1999, Gutser & Ebertseder 2002, Buchgraber 2002, aus: Timmermann et al. 2003). Diese Werte sind nach Kluge et al. (2008) als Anhaltspunkte anzuwenden für einen Gleichgewichtszustand, der sich im Boden als Ergebnis intensiver Bewirtschaftung (Abfuhr aller Ernteprodukte) und Zufuhr organischer Substanz (Kompost, Wurzelreste) und Humuszehrung durch die angebauten Fruchtarten allmählich einstellt.

Auch nach den Angaben von Haber et al. (2006) ergibt sich mit $0,95 \text{ t/ha } C_{\text{org}}$ pro Jahr Humuszunahme bei einer Applikation von 30 t/ha alle 3 Jahre für 12 Jahre eine Zunahme von $19,3 \text{ t/ha}$ an org. Bodensubstanz oder $11,4 \text{ t/ha C}$.

Amlinger et al. (2006) schlussfolgern, dass größere Anteile des zugeführten Kompost C im Boden zumindest mittelfristig stabil sind. Sie begründen dies mit Laborversuchen, die zeigen, dass die mittelfristige C-Mineralisierung nur zwischen 1 bis 20% des zugeführten C_{org} -Komposts (d. h. der Menge an C_{org}) betrug.

Fazit für die Ökobilanz

Für Szenario 1 soll eine ausgeglichene Humusbilanz erreicht werden. Hierzu werden für die unterschiedlichen Kompostarten nach der Bilanzierungsmethode nach VDLUFA die Mengen an Kompost ermittelt, die zur Deckung des Humusbedarfs bei der Fruchtfolge Getreide / Mais / Mais notwendig sind. Die Aufwandsmengen für die Humusreproduktion sind für die betrachteten Kompostarten auf einem ähnlichen Niveau und liegen zwischen $3,8 \text{ t TM} / (\text{ha} \cdot \text{a})$ für kompostierten Gärrest und $4,3 \text{ t TM} / (\text{ha} \cdot \text{a})$ für Fertigungskompost aus Grünut (vgl. Tab. 4).

Da in Szenario 1 der Erhalt eines gleich bleibenden Humusgehaltes bei mittel bis gut versorgten Böden betrachtet wird, ergeben sich keine Veränderungen des C-Gehaltes in Böden und keine zusätzliche Speicherung von Kohlenstoff. Für die Ökobilanz folgt daraus die Möglichkeit, die Aufbringung von Komposten im Vergleich zu anderen Maßnahmen zum Erhalt des Humusgehaltes im Boden zu bilanzieren, um ein Absinken des Humusgehaltes zu verhindern.

Für Szenario 2 wird die Humusanreicherung im Oberboden ermittelt, wenn die nach BioAbfV maximal zulässige Aufbringungsmenge von 30 t TM/ha im Turnus von drei Jahren auf Böden mit Humusbedarf (z.B. Humusstufe h2) aufgebracht wird. Ziel ist wie vorangehend beschrieben eine Erhöhung des Humusgehaltes um 2 %, um eine Anreicherung des Bodens von Humusstufe h2 auf Humusstufe h3 zu erreichen. Für die Berechnung der Anreicherung werden die aus Dauerversuchen abgeleiteten Wiederfindungsraten für C_{org} verwendet. Für die Anreicherung zeigen sich Unterschiede bei den betrachteten Kompostarten (vgl. Tab. 5). Die jährliche Erhöhung des C_{org} -Gehaltes bezogen auf die Masse Oberboden liegt zwischen 0,015 % für Frischkompost und 0,029 % für Fertigkompost aus Grüngut. Für eine Erhöhung des Humusgehaltes um 2 % (= C_{org} 1,16 %) sind entsprechend unterschiedlich lange Zeiträume notwendig, die für Fertigkompost (Grüngut) bei 40 Jahren und für Frischkompost bei 76 Jahren liegen.

Die jährliche Speicherung von Kohlenstoff in einem Hektar Boden liegt zwischen 0,64 t C_{org} für Frischkompost und 1,22 t C_{org} für Fertigkompost aus Grüngut. Bei einer Anreicherung um 2 % Humus ergibt sich für alle Kompostarten eine Gesamtmenge von 48,8 t C_{org} /ha, die im Boden gespeichert wird.

Aus der Änderung des Humusgehaltes im Boden ergeben sich verschiedene nachfolgend beschriebene Folgewirkungen (vgl. Kap. 3.2 bis Kap. 3.8).

Folgewirkungen

Die organische Substanz in Böden steuert zahlreiche Prozesse, die wiederum wesentliche Träger der Bodenfunktionen sind. Eine Zunahme an OBS wirkt sich auf die meisten Bodenfunktionen vorteilhaft aus. Die OBS hat in der Regel positive Wirkungen auf die Biomasse und die Aktivität von Bodenorganismen (Lebensraumfunktion), Aggregation und Erosionsanfälligkeit, die Wasserspeicherung, Nährstoffspeicherung und -freisetzung sowie die Säure-Pufferung. Auch die Bindung von Schadstoffen wird vom Gehalt an organischer Substanz beeinflusst.

Die Zunahme der OBS steigert in der Regel das Pflanzenwachstum. Je höher das Pflanzenwachstum, desto mehr Pflanzenwurzeln und Erntereste entstehen, die bei einem Verbleib im Boden die Gehalte an OBS erhöhen können.

Relevante Wirkungen, die aus der Zufuhr organischer Masse resultieren, wie z.B. Aggregatstabilität oder Erosionsminderung, werden in den nachfolgenden Abschnitten des Kapitels 3 aufgeführt und diskutiert.

Ein Ansatz, quantitativ den Wert der organischen Bodenfunktion an sich zu beschreiben, existiert noch nicht.

Kohlenstoffspeicherung

Böden stellen aus globaler Sicht einen der größten Kohlenstoffspeicher dar (von Lützow et al. 2006). Nach Timmermann et al. (2003) mindert der durch langfristige, regelmäßige Kompostausbringung erhöhte OBS-Gehalt als Zwischenspeicher im Boden die CO₂-Gehalte in der Atmosphäre.

Die in Tabelle 5 dargestellten Daten zeigen, dass die langfristige Speicherung der organischen Substanz im Boden bei 0,64 bis 1,22 t C_{org} pro Hektar und Jahr liegt. Bei einer Anreicherung um 2 % Humus ergibt sich für alle Kompostarten eine Gesamtmenge von 48,8 t C_{org}/ha, die im Boden gespeichert werden. Diese C-Menge wird durch die Kompostaufbringung zusätzlich im Boden zwischengespeichert und damit nicht in die Atmosphäre freigesetzt, vorausgesetzt, dass der Boden nach der Humusanreicherung durch entsprechende Maßnahmen (z. B. die Umstellung der Kompostmenge auf Szenario 1) den erreichten Humusgehalt halten kann.

Freisetzung klimarelevanter Gase

Als negative Folgewirkung kann bei der Kompostaufbringung die Freisetzung klimarelevanter Gase wie CO₂, N₂O und CH₄ von Bedeutung sein. In der Wirkungsanalyse wird davon ausgegangen, dass der Kompost gemäß der guten fachlichen Praxis nur oberflächlich aufgebracht und eingearbeitet wird. Daher spielen mikrobielle Prozesse, die unter Sauerstoffmangel auftreten, wie z. B. die Methanentstehung, hier keine Rolle.

In der Literatur deutet sich an, dass die organische Düngung tendenziell zu einer leicht höheren N₂O-Freisetzung in die Atmosphäre führen kann (Wessolek et al. 2008). Dies wird im Kapitel 3.3.1 Nährstoffhaushalt Stickstoff ausführlicher dargestellt.

3.2 Wasserhaushalt

Durch die Aufbringung von Kompost oder Gärresten wird der Wasserhaushalt des Bodens beeinflusst. Eine Hauptkomponente des Wasserhaushalts ist das Wasserspeichervermögen, das über die nutzbare Feldkapazität beschrieben wird. Beeinflusst wird das Wasserspeichervermögen insbesondere durch den Gehalt der organischen Bodensubstanz, die auf vielfältige Weise Einfluss auf den Bodenwasserhaushalt nimmt.

Humus an sich besitzt eine hohe Wasserspeicherkapazität. Er vermag etwa das 3- bis 5-Fache seines Eigengewichts an Wasser zu speichern (Scheffer & Schachtschabel 2002). Daneben wirkt die organische Bodensubstanz stark auf das Bodengefüge, darüber auf die Trockenraum- bzw. Lagerungsdichten und damit auf den Porenraum, der zur Wasserspeicherung und Wasserleitung benötigt wird. Dies zeigt u. a. eine Erhöhung des Porenanteils in Kompost-Dauerversuchen aus Baden-Württemberg (Kluge et al. 2008).

Das von Böden insgesamt gegen die Schwerkraft gehaltene Wasser wird als Feldkapazität (FK) bezeichnet. Man erhält das für Pflanzen verfügbare Bodenwasser,

die nutzbare Feldkapazität (nFK), wenn von FK die Wassermenge subtrahiert wird, die beim sog. „permanenten Welkepunkt“ (PWP) noch im Boden vorliegt. Das beim PWP noch im Boden vorhandene Wasser wird so fest von den Kapillarkräften des Bodens gebunden, dass es nicht pflanzenverfügbar ist (sog. Totwasser). Ein weiterer wichtiger Parameter im Bodenwasserhaushalt ist die Luftkapazität (LK), d. h. der Porenraum, der bei Feldkapazität noch mit Luft erfüllt ist. Die LK stellt ein Maß für die Versorgung der Pflanzen mit Sauerstoff dar und ist für das schnelle Einsickern von Niederschlagswasser von großer Bedeutung (AG Boden 2005). Die Fähigkeit von Böden, Niederschlagswasser schnell in tiefere Bodenschichten abzuleiten, wird durch die sogenannte Wasserleitfähigkeit [k_f] beschrieben.

Im Folgenden wird die Wirkung der Kompostzugabe auf diese vier Kenngrößen des Bodenwasserhaushalts beschrieben und nach Möglichkeit quantifiziert. Jede dieser Kenngrößen erlaubt die Ableitung unterschiedlicher Folgewirkungen.

3.2.1 Wasserspeichervermögen (Feldkapazität)

Die Bodenwassergehalte bei FK und PWP sind positiv mit den Humusgehalten der Böden korreliert. Dies liegt an den hydrophilen Eigenschaften der organischen Bodensubstanz sowie an ihrem positiven Einfluss auf die Bodenstruktur.

Für sandige Böden gilt nach Hunigton (2006):

$$\text{FK [Volumen \%]} = 4,7 + 3,2 [\% \text{ OBS}] \quad r^2 = 0,91, n = 20$$

$$\text{PWP [Volumen \%]} = 0,92 + 0,97 [\% \text{ OBS}] \quad r^2 = 0,97, n = 20$$

(mit r^2 : Standardabweichung und n : Probenzahl)

Nach Angaben von Hunigton (2006) ist der Anstieg der Beziehung zwischen Humusgehalt und FK steiler als jener zwischen Humusgehalt und PWP, so dass die nFK mit zunehmenden Humusgehalten der Böden ebenfalls ansteigt.

Daraus lässt sich nach Hunigton (2006) ableiten:

$$\text{nFK [Volumen \%]} = 3,78 + 2,23 [\% \text{ OBS}]$$

Für schluffige Lehme fand Hunigton (2006) folgende Beziehungen:

$$\text{FK [Volumen \%]} = 18,7 + 4,5 [\% \text{ OBS}] \quad r^2 = 0,71, n = 18$$

$$\text{PWP [Volumen \%]} = 9,5 + 0,8 [\% \text{ OBS}] \quad r^2 = 0,11, n = 11, \text{ ns}$$

(mit r^2 : Standardabweichung, n : Probenzahl, ns: nicht signifikant)

Daraus lässt sich nach Hunigton (2006) ableiten:

$$\text{nFK [Volumen \%]} = 9,2 + 3,7 [\% \text{ OBS}]$$

In Sandböden, die durch ihre großen Korngrößen wenig Wasser gegen die Schwerkraft festhalten können, bestimmt der Humus die Feldkapazität (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Der Einfluss des Humusgehaltes auf die Wasserspeicherleistung von Böden lässt sich durch Zuschläge zu den texturabhängigen FK- und nFK-Werten berücksichtigen (AG Boden 2005). Werden die Zuschläge innerhalb der Hauptbodenarten ge-

mittelt und in Beziehung zu den Humusgehalten gesetzt, so zeigt sich, dass die Wirksamkeit der organischen Bodensubstanz mit der Abnahme der Korngröße zunimmt. Allerdings liegen die Steigungen der Regressionsgeraden mit 0,48, 0,58 und 0,69 für Sand, Schluff/Lehm und Ton deutlich unter jenen, die Hunigton (2006) beschrieb (aus: Wessolek et al. 2008).

Zahlreiche Studien belegen auch die positive Wirkung von Komposten auf die Wasserspeicherkapazität von Böden (vgl. Tabelle 6).

Tabelle 6: Literaturdaten-Auswertung – Durchschnittliche Zunahme der Speicherkapazität von Böden für Bodenwasser (FK) als Folge der Zufuhr organischer Substanzen (Quelle: Kaupenjohann 2010)

Beschreibung	FK % je 100 t Kompost	Referenz
90 t/ha Biomüllkompost, lehmiger Sandboden	4,9	Mamo et al. 2000
80 t/ha Biomüllkompost	4,9	Illera et al. 1999
50 t/ha Biomüllkompost	4,0	Naeini & Cook 2000

Nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005) steigt die FK im Schnitt um 1,6 % pro 1 % Humuszunahme für relevante Bodenarten und Humusgehalte (Wessolek et al. 2008).

Demgegenüber fanden Hollis et al. (1977, vgl. Kaupenjohann 2010) für ein großes Probenkollektiv in England einen mehr als doppelt so großen Einfluss der org. Bodensubstanz. Ähnlich fanden Silva & Kay (1997) eine Pedotransferfunktion, die im Mittel 9 Vol.-% mehr für die FK je % C_{org} berechnet (Wessolek et al. 2008).

Mit 6 bis 9 Vol.-% je % C_{org} beschreiben Körschens & Waldschmidt (1995) auch für Dauerfeldversuche auf mitteleuropäischen Böden vergleichbare Werte.

Auch in den Kompostdauerversuchen aus Baden-Württemberg zeigte sich in allen Versuchen ein gesicherter Anstieg der Wasserspeicherkapazität durch den Komposteinsatz. Besonders deutliche und gesicherte Anhebungen der Wasserkapazität waren auf den mittleren und schweren Böden, geringere auf sandigem Boden zu beobachten (Kluge et al. 2008).

Fazit für die Ökobilanz

Die Kompostaufbringung erhöht die Gehalte an organischer Bodensubstanz und dadurch erhöht sich in der Regel das Wasserspeichervermögen. Dies wird durch die Feldversuche zur Kompostausbringung untermauert. Nach der Literatursauswertung ist nach derzeitigem Wissensstand eine exakte Quantifizierung der Kompostwirkung auf das Wasserspeichervermögen je Tonne Kompost nicht möglich, insbesondere nicht mit einer Differenzierung nach aufgebracht Kompostart. Die großen Spannen in den Untersuchungen zeigen, dass neben den ausgebrachten Kompostmengen

und -arten auch die Bodenarten, die Ausgangsgehalte an organischer Bodensubstanz oder die Klimaräume Einfluss auf die Messergebnisse nehmen.

Die Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 5) (AG Boden 2005) bietet die Möglichkeit, die Erhöhung der Feldkapazität oder der nutzbaren Feldkapazität in Abhängigkeit der Humusgehalte für Böden abzuschätzen. Diese Pedotransferwerte sind für Böden in Deutschland abgeleitet und werden daher hier verwendet. Grundlage sind die Bodendatenbanken der Geologischen Dienste.

Nach den Abschätzungen in der KA 5 kann die Feldkapazität in Abhängigkeit der Bodenart und der Trockenraumdichten des Bodens insgesamt durch unterschiedliche Gehalte an organischer Bodensubstanz (Humusstufen) um 1 bis 12 Vol.-% variieren. Hier sind keine die Bodenstruktur verbessernden Wirkungen eingerechnet.

Für die Ableitung der Wirkung der Kompostausbringung werden folgende Eingangsgrößen berücksichtigt:

- konventionelle Bodenbearbeitung, 30 cm humoser Oberboden;
- durch regelmäßige Kompostzugabe wie in Szenario 2 Erhöhung des Humusgehaltes von Humusstufe h2 auf Humusstufe h3;
- keine Unterscheidung der Kompostarten, es wird für alle Kompostarten der gleiche Wert angesetzt;
- Geltung der Schätztabellen zur Bestimmung der Feldkapazität der KA 5 (AG Boden 2005), dabei Zugrundelegung der Bodenart des Referenzbodens Us (= sandiger Schluff) mit einer Trockenraumdichte der Klasse 3 (mittel).

Daraus folgt für die Ökobilanz:

Durch die Erhöhung des Humusgehalts von Humusstufe h2 auf Humusstufe h3 ergibt sich nach KA 5 für den Referenzboden eine Verbesserung des Wasserspeichervermögens um 2 Vol.-%. Daraus resultiert bei einer dauerhaften Kompostzugabe ein zusätzliches Wasserspeichervermögen (im Referenzboden mit sandigem Schluff) von 6 l/m² (= 60 m³ pro ha).

Maximale Spannen: Je nach Bodenart lässt sich für das gesamte Spektrum der Böden in Deutschland (ohne Moore) aus der KA 5 für das Szenario 2 eine Zunahme des Wasserspeichervermögens von 1 bis 5 Vol.-% errechnen, wenn ein Anstieg von Humusstufe 2 auf Humusstufe 3 erfolgt. Bezogen auf die obigen Annahmen ergeben sich daraus 3 bis 15 l/m² zusätzliches Wasserspeichervermögen (30 bis 150 m³ pro ha).

Folgewirkungen

In der Regel erhöht sich die Wasserspeicherkapazität der Böden durch Kompostausbringung. Je höher die Wasserspeicherkapazität,

- desto mehr Wasser wird in der Fläche zurückgehalten und fließt erst verzögert ab, dadurch werden Hochwasserereignisse abgemildert;

- desto mehr Wasser wird in der Fläche zurückgehalten und kann dadurch die Wassererosion auf der Fläche und auch auf unterliegenden Flächen mindern, denn je weniger Wasser oberflächlich auf Ackerflächen abfließt, desto geringer ist die erosive Wirkung;
- desto ausgeglichener ist das Bodenklima, da viel Energie benötigt wird, um Wasser zu erwärmen; dieses erwärmte Wasser kann aber auch wieder viel Energie abgeben und kühlt daher nur langsam aus.

3.2.2 Wasserspeichervermögen (nutzbare Feldkapazität)

Zahlreiche Studien belegen auch die positive Wirkung von Kompost auf die nutzbare Feldkapazität von Böden (Tabelle 7).

Tabelle 7: Literaturdaten-Auswertung – Durchschnittliche Zunahme der Speicherkapazität von Böden für pflanzenverfügbares Bodenwasser (nFK) als Folge der Zufuhr von Kompost (Quelle: Kaupenjohann 2010)

Beschreibung	nFK % je 100 t Kompost	Referenz
0, 16, 32, 64, 128 t/ha Kompost, Sandboden	0,7	Hortenstine & Rothwell (1973)
16,5, 33, 49,5, 66 t/ha Biomüllkompost, Sandboden	5,2	Sabrah et al. (1995)

Die in Tabelle 7 ausgewertete Literatur liefert eine Zunahme der nFK zwischen 0,7 bis zu 5,2 % je 100 t Kompost je ha.

Hollis et al. (1977) fanden mit 2,1 Vol.-% einen höheren Anstieg der nFK. Riek et al. (1992) geben für Sande verschiedenen Ausgangsgesteins 0,8 bis 1,4 Vol.-% je % OBS für A(e)h-Horizonte und von 1,2 bis 2,3 Vol.-% für B(s)v-Horizonte an.

Kay et al. (1997) beziffern die Zunahme der nFK je % OBS für Böden mit Tongehalten von 7 % und 35 % mit 4 bzw. 2 Vol.-% an. Haynes & Naidu (1998) kommen dagegen in einem Übersichtsartikel zu dem Schluss, dass die nFK mit dem Gehalt an OBS nicht zunimmt, da der Totwasseranteil in gleichem Ausmaß steigt wie die FK (aus: Wessolek et al. 2008). Diese Aussage steht im Widerspruch zu Angaben nach Hunigton (2006), wonach der Anstieg zwischen Humusgehalt und FK steiler ist als der zwischen Humusgehalt und PWP (vgl. Kap. 3.2.1).

Die KA 5 (AG Boden 2005) veranschlagt für Böden in Deutschland im Schnitt 0,6 Vol.-% je Gew.-% Zunahme an organischer Bodensubstanz (Wessolek et al. 2008).

In den Kompostdauerversuchen aus Baden-Württemberg zeigte sich eine statistisch abgesicherte Zunahme der nFK für den Standort mit der Bodenart lehmiger Sand (Kluge et al. 2008).

Fazit für die Ökobilanz

Die Aussagen der Literatur hinsichtlich der Wirkung der organischen Bodensubstanz und somit auch hinsichtlich der Kompostausbringung auf die nutzbare Feldkapazität zeigen große Spannweiten. Wie auch schon bei der Feldkapazität beschrieben, liegt dies an der Vielzahl der Einfluss nehmenden Faktoren.

Die Bodenkundliche Kartieranleitung (AG Boden 2005) bietet die Möglichkeit, in Abhängigkeit der organischen Substanz, angegeben in Humusstufen, die Erhöhung der nutzbaren Feldkapazität für Böden abzuschätzen. Diese Einstufungstabellen sind für Böden in Deutschland abgeleitet und werden daher hier verwendet. Grundlage sind die Bodendatenbanken der Geologischen Dienste.

Für die Ableitung der Wirkung der Kompostausbringung werden folgende Eingangsgrößen berücksichtigt:

- konventionelle Bodenbearbeitung, 30 cm humoser Oberboden;
- Geltung der Schätztabellen zur Bestimmung der nutzbaren Feldkapazität der KA 5 (vgl. AG Boden 2005), dabei Zugrundelegung der Bodenart des Referenzbodens Us (= sandiger Schluff) mit einer Trockenraumdichte der Klasse 3 (mittel);
- durch regelmäßige Kompostzugabe wie in Szenario 2 langfristige Erhöhung des Humusgehalts von Humusstufe h2 auf Humusstufe h3; keine Unterscheidung der Kompostarten, da für alle Kompostarten die gleiche Anreicherung angesetzt wird.

Daraus folgt für die Ökobilanz:

In dem Referenzboden werden 3 l/m² mehr Wasser pflanzenverfügbar im Oberboden gespeichert. Dies entspricht 30 m³ pro ha bei einer langfristigen Kompostaufbringung.

Maximale Spannen: Je nach Bodenart lässt sich für das gesamte Spektrum der Böden in Deutschland (ohne Moore) aus der KA 5 bei Erhöhung der Humusstufe von h2 auf h3 eine Zunahme der nutzbaren Feldkapazität von 0 bis 2 Vol.-% errechnen. Bezogen auf die obigen Annahmen ergeben sich daraus 0 bis 6 l/m² zusätzliches pflanzenverfügbares Wasserspeichervermögen (0 bis 60 m³ pro ha).

Relevant sind diese Mengenunterschiede vor allem bei Sandböden. Ein Sandboden speichert ohne Humus in den oberen 30 cm bei einer mittleren TRD 21 l/m² bzw. 42 l/m² in der effektiven Durchwurzelungstiefe. Mit einer Humusstufe von 2 sind es 24 bzw. 45 l/m³. Durch die Erhöhung auf Humusstufe 3 kommen noch einmal ca. 6 l/m² hinzu (die nFK erhöht sich auf 30 bzw. 51 l/m²).

Folgewirkungen

Mit der Kompostausbringung erhöhen sich die nutzbaren Feldkapazitäten leicht in den meisten Böden. Je höher die nutzbaren Feldkapazitäten,

- desto besser ist die Wasserversorgung der Pflanzen in trockenen Witterungsperioden. Vor allem auf leichten und grundwasserfernen Böden sind die Pflanzen stark auf das im Boden zwischengespeicherte Wasser ange-

wiesen. Daraus resultiert, dass eine Erhöhung der OBS durch Kompostdüngung gegebenenfalls auch eine notwendige Bewässerung verringert.

- desto geringer sind unerwünschte Stoffausträge (z.B. Nitrat) ins Grundwasser. Je mehr Wasser im Boden pflanzenverfügbar gespeichert werden kann, desto höher ist der Anteil an Niederschlagswasser, der verdunstet wird und somit nicht als Sickerwasser in das Grundwasser gelangt. Dadurch verringern sich auch mögliche Stoffausträge aus dem Boden in das Grundwasser.
- desto höher ist die Kühlungsfunktion der Böden. Das Wasser, das pflanzenverfügbar im Boden zwischengespeichert ist, wird während trockener Zeiten vor allem von den Pflanzen weitgehend komplett verdunstet. Dabei werden große Mengen Verdunstungskälte erzeugt, die die bodennahen Luftschichten abkühlt.

3.2.3 Luftkapazität

Unter der Luftkapazität (LK) wird der Porenraum verstanden, der bei Feldkapazität mit Luft erfüllt ist. Sie stellt ein Maß für die Versorgung der Pflanzen mit Sauerstoff dar (AG Boden 2005). Der Anteil dieser sog. weiten Grobporen sorgt auch für ein schnelles Einsickern des Niederschlagswassers in den Boden.

Nach Hamblin & Davies (1977) und Haynes & Naidu (1998) (in: Wessolek et al. 2008) erhöhen steigende Gehalte an org. Bodensubstanz stets das Porenvolumen eines Bodens, wobei alle Größenklassen an Poren zunehmen.

In den Kompostdauerversuchen aus Baden-Württemberg zeigte sich aber ein uneinheitliches Bild hinsichtlich der Kompostwirkung auf die Luftkapazität. Je nach Standort konnten signifikante Anhebungen oder aber auch sogar tendenzielle Verminderungen festgestellt werden. Kluge et al. (2008) führen dies auf die großen Streuungen der Einzelwerte und die vielen Einflussparameter wie die Trockenrohdichte und die Feldkapazität zurück, was in der Summe zu deutlichen Unterschieden zwischen einzelnen Standorten führen kann.

Nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005) steigt die LK mit Zunahme an OBS weniger an als die nFK, für Sandböden weist sie teilweise sogar Abschläge auf (Wessolek et al. 2008).

Fazit für die Ökobilanz

Die Aussagen der Literatur hinsichtlich der Wirkung der organischen Bodensubstanz und somit auch hinsichtlich der Kompostausbringung auf die Luftkapazität sind nicht einheitlich. Je nach der Zusammensetzung des Mineralbodens sind die Wirkungen sehr unterschiedlich.

Die Bodenkundliche Kartieranleitung (AG Boden 2005) bietet die Möglichkeit, in Abhängigkeit der organischen Substanz, angegeben in Humusstufen, die Luftkapazität für Böden abzuschätzen. Diese Einstufungstabellen sind für Böden in Deutschland abgeleitet und werden daher hier verwendet. Grundlage sind die Bodendatenbanken der Geologischen Dienste. Wie in Kapitel 2 beschrieben, werden auf dieser Ba-

sis zur Ableitung der Wirkung der Kompostausbringung folgende Eingangsgrößen berücksichtigt:

- konventionelle Bodenbearbeitung, 30 cm humoser Oberboden;
- Geltung der Schätztabellen zur Bestimmung der Luftkapazität der KA5 (AG Boden 2005); dabei Zugrundelegung der Bodenart des Referenzbodens Us (= sandiger Schluff) mit einer Trockenraumdichte der Klasse 3 (mittel);
- durch regelmäßige Kompostzugabe wie in Szenario 2 langfristige Erhöhung des Humusgehalts im Boden von der Humusstufe h2 auf die Humusstufe h3; keine Unterscheidung der Kompostarten, da für alle Kompostarten der gleiche Wert angesetzt wird.

Daraus folgt für die Ökobilanz:

Für den Referenzboden verbessert sich die Luftkapazität um 1 Vol.-%, wenn der Boden durch die Kompostzugaben von Humusstufe 2 in Humusstufe 3 gelangt. Daraus errechnet sich, dass 3 l/m² mehr Luft im Oberboden für die Pflanzen, aber auch zur Infiltration von Niederschlagswasser zur Verfügung stehen. Über das gesamte Bodenartenspektrum betrachtet kann es durch den Anstieg von Humusstufe 2 auf Humusstufe 3 durch die Kompostzugaben zu einer Abnahme von -1 Vol.-% bis hin zu einer Zunahme um 2 Vol.-% der Luftkapazität kommen.

Folgewirkungen

Durch die Kompostausbringung verbessert sich in den meisten Böden der Lufthaushalt. Je größer die Luftkapazität,

- desto besser ist die Versorgung der Pflanzenwurzeln mit Sauerstoff;
- desto schneller können die meisten mikrobiellen Umsetzungsprozesse ablaufen. Dies führt zu einer besseren Versorgung der Pflanzenwurzeln mit Nährstoffen.
- desto höher ist die Niederschlagswasserinfiltration. Gerade die Luftkapazität des Oberbodens ist, sofern dieser nicht verschlämmt, wesentlich dafür ausschlaggebend, ob das Niederschlagswasser bei starkem Regen schnell genug einsickern kann oder oberflächlich abfließt und dann dort Erosion hervorruft.
- desto höher ist die Abflussverzögerung, da Niederschlagswasser, das in den Boden infiltriert ist, den Vorflutern langsamer zufließt als oberflächlich abfließendes Wasser.

3.2.4 Wasserleitfähigkeiten / Infiltrationsleistung

Unter Infiltration wird die Bewegung des Sickerwassers von oben her in den Boden verstanden. Die Infiltration ist eine Folge von Niederschlägen, Beregnung oder Überstauung. Die Infiltrationsrate gibt die Wassermenge an, die je Zeiteinheit versickert.

Maßgeblich für die Infiltrationsrate ist die Wasserleitfähigkeit. Die sogenannte gesättigte Wasserleitfähigkeit in Böden lässt sich grob aus der Bodenart und den Trockenraumdichten abschätzen.

Für die Wasserleitfähigkeiten spielt aber auch die org. Substanz eine bedeutende Rolle. Durch die Zunahme an organischer Substanz erhöhen sich in den meisten Böden die Anteile an groben Poren, durch die Wasser relativ schnell abgeleitet werden kann (vgl. Kap. 3.3.3 Luftkapazität). Eine wesentliche Ursache dafür ist, dass humusreichere landwirtschaftliche Böden in der Regel stärker von Regenwürmern besiedelt sind als humusarme. Senkrechte Wohngänge dienen als Wasserleitbahnen und fördern die Wasserinfiltration (Scheffer & Schachtschabel 2002). Aber eine gute biologische Belebung führt auch zu einer verstärkten Aggregatbildung und -stabilität. Beides wirkt sich positiv auf die Wasserinfiltration aus, denn die Infiltrationsrate vermindert sich durch die Zerstörung von Aggregaten, Verschlämmung und Krusten sehr stark. Gerade im Oberboden hängt die Aggregatstabilität wesentlich vom Gehalt an org. Bodensubstanz ab (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Eine mögliche Erhöhung der Wasserdurchlässigkeit der Böden bei Kompostanwendung auf den baden-württembergischen Dauerversuchsfeldern konnte bisher aus messtechnischen Gründen noch nicht belegt werden. Beobachtungen an den Versuchen und auch von praktischen Landwirten belegen aber eine schnellere Abtrocknung der mit Kompost behandelten Böden nach Starkregenereignissen (Kluge et al. 2008).

Fazit für die Ökobilanz

Aus der Literatur kann zusammengefasst werden, dass sich eine sachgerechte dauerhafte Kompostausbringung auf die Wasserleitfähigkeit der Böden positiv auswirkt. Quantifiziert werden kann dieser Aspekt aber zurzeit noch nicht.

Folgewirkungen

Durch die Kompostausbringung verbessert sich in den meisten Böden die Wasserinfiltrationsleistung. Je größer die Infiltrationsleistung,

- desto höher ist die Niederschlagswasserinfiltration. Die Infiltrationskapazität des Oberbodens ist, sofern dieser nicht verschlämmt, wesentlich dafür ausschlaggebend, ob das Niederschlagswasser bei starkem Regen schnell genug einsickern kann oder oberflächlich abfließt und dann dort Erosion hervorruft (vgl. Kap. 3.8).
- desto höher ist die Abflussverzögerung, da Niederschlagswasser, das in den Boden infiltriert ist, den Vorflutern langsamer zufließt als oberflächlich abfließendes Wasser. Dadurch werden Hochwässer gemindert.

- desto mehr Wasser versickert in tiefere Bodenschichten und fließt nicht oberflächlich schnell ab. Das in tiefere Bodenhorizonte gelangte Wasser wird dort gespeichert und steht anschließend im Sommer den Pflanzen zur Verfügung oder erhöht im Winterhalbjahr die Grundwasserneubildung.

3.3 Nährstoffhaushalt

Durch die Aufbringung von Komposten werden den Böden alle benötigten Haupt- und Mikronährstoffe zugeführt. Dadurch kann die Zufuhr von mineralischen Düngern reduziert werden. Die Verfügbarkeit der Nährstoffe im Kompost ist aber unterschiedlich und muss für jeden relevanten Nährstoff gesondert betrachtet werden. Die Möglichkeit eines Zuviel an Nährstoffen ist nicht berücksichtigt, da gute landwirtschaftliche Praxis vorausgesetzt wird (Kap. 2).

3.3.1 Stickstoff

Fast der gesamte Stickstoff (N) in Böden (90 bis 97 %) ist an die OBS gebunden (Amberger 1996, Baldock & Nelson 2000, in Wessolek et al. 2008). Durch die Aufbringung von Kompost wird dem Boden Stickstoff (N) zugeführt. Dabei wird von mittleren Gehalten von 1,5 % N in der Trockenmasse ausgegangen. Die Stickstoffgehalte nehmen in der Regel in der Reihenfolge: Frischkomposte > Fertigungskomposte > Gärprodukte ab (vgl. Abbildung 5, BGK 2006).

Fertigungskomposte aus reinem Grüngut zeigen die geringsten Stickstoffgesamtgehalte (vgl. Tabelle 8, BGK 2010).

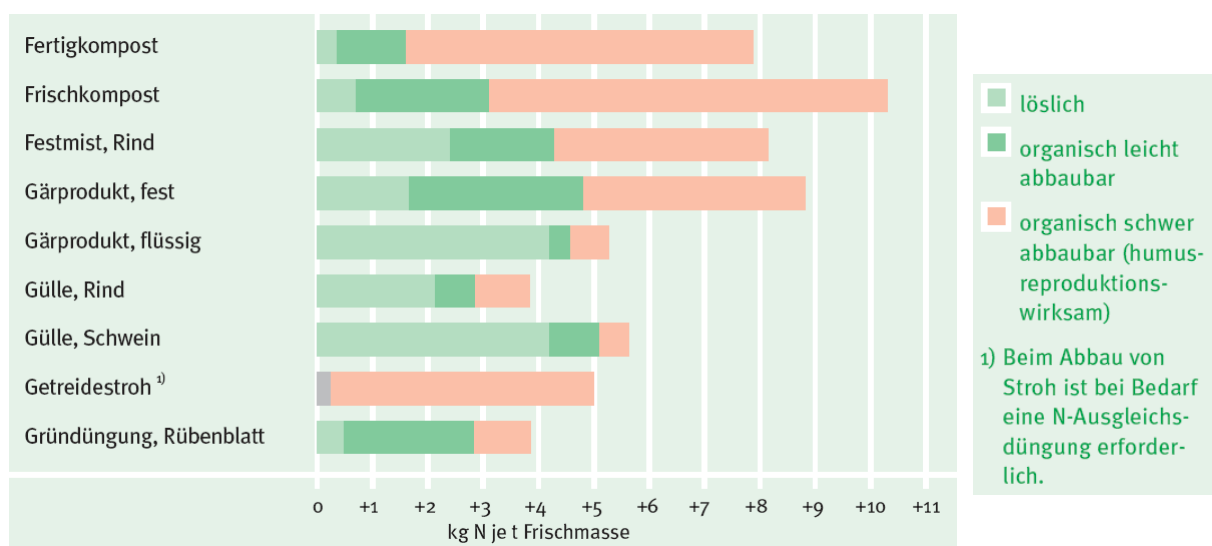


Abbildung 5: Stickstofffraktionen in organischen Düngern (Quelle: BGK 2006 von Reinhold 2005)

Die Kompost-Dauerversuche zeigen, dass regelmäßige Kompostgaben zu messbaren Anhebungen der N-Gesamtgehalte im Boden führen und damit neben der Humusbilanz auch den N-Gesamtpool mittelfristig positiv beeinflussen (Kluge et al. 2008).

Die Kompostgaben, vor allem der Fertigkomposte, erhöhten die Gehalte an umsatzträger organischer Substanz im Boden (vgl. Kapitel 3.1). Wird für die Gesamtstickstoffgehalte von gleichen Beziehungen wie beim organischen Kohlenstoff im Boden ausgegangen, so ergibt sich die Aussage, dass die Komposte zu Zunahmen von umsatzträgem Stickstoff im Boden führen (Reinhold 2008b).

Nach Kluge et al. (2008) verbleibt dieser umsatztrüge Stickstoff über eine längere Zeit im Boden, ohne wesentlich in die bodeninternen Stoffumsätze einbezogen zu werden und erklärt auch die in Kompost-Anwendungsversuchen bestätigte geringe Stickstoffdüngewirkung der Stickstofffrachten aus Kompostmaterial. Über die Dauer des Verbleibs von Stickstoff in der umsatzträgen organischen Bodensubstanz kann über die 9- bzw. 12-jährigen Versuchsreihen hinaus noch keine gesicherte Aussage erfolgen. Es wird davon ausgegangen, dass sich die N-Mineralisierung auch mittelfristig in kleinen jährlichen Raten ähnlich dem Humusabbau bewegt (Kluge et al. 2008). Nach BGK (2004) werden etwa 73 % des mit dem Kompost aufgebrauchten Stickstoffs bei der Humusreproduktion eingebaut.

Stickstoff kann von den Pflanzen nur in anorganischer Form (NH_4^+ , NO_3^-) aufgenommen werden und ist einer der wichtigsten Pflanzennährstoffe. Die Freisetzung organisch gebundenen Stickstoffs und die Mineralisierung zu pflanzenverfügbaren anorganischen Verbindungen erfolgt durch Bodenmikroorganismen (Flaig 2008). Ist der Stickstoff mineralisiert worden, kann er von den Pflanzen aufgenommen, ausgewaschen oder in die Atmosphäre abgegeben werden. Die beiden letzteren Prozesse werden unter den Folgewirkungen näher erläutert.

Das C/N-Verhältnis im Boden kennzeichnet das Stickstoffnachliefervermögen aus der org. Bodensubstanz. Liegen in Böden sehr weite C/N-Verhältnisse vor (> 20), ist in der Regel das Bodenleben eingeschränkt und es steht nicht mehr genügend Stickstoff für eine gute Pflanzenernährung zur Verfügung. Hoch aktive Böden haben dagegen sehr enge C/N-Verhältnisse (< 15), da Mikroorganismen sehr N-reich sind (Scheffer & Schachtschabel 2002) bzw. ihre Körpersubstanz ein C/N-Verhältnis von etwa 10:1 aufweist. Ein mittleres C/N-Verhältnis im Boden von 10:1 gibt auch die Studie der LfL Bayern (2009) an sowie BGK (2004). Für die Wirkungsanalyse wird daher ein mittleres C/N-Verhältnis von 10:1 angenommen.

Die C/N-Verhältnisse in den Komposten variieren zwischen 14 bis 18 (vgl. Tabelle 8) und somit im mittleren Bereich verglichen mit Böden.

Bei den Kompostgaben von Dauerversuchen wurde zumeist eine unbedeutende Zunahme der C/N-Verhältnisse in den Böden beobachtet. Eine signifikante Zunahme erfolgte nur bei nährstoffarmen Grüngutfertigkomposten (Reinhold 2008b). Frischkomposte hingegen erhöhten den Anteil umsetzbarer organischer Substanz; das gilt für Kohlenstoff und Stickstoff. Die Böden mit geringen Anteilen umsetzbaren Stickstoffs am Gesamtstickstoff reagierten auf die Kompostgaben mit gesicherter Zunahme an umsetzbarem Stickstoff, die mit hohen Ausgangsgehalten mit einer gesicherten Abnahme an umsetzbarem Stickstoff (Reinhold 2008b).

Dauerversuche zeigen auch, dass sich durch die Aufbringung von Kompost die Gehalte an mikrobieller Biomasse erhöhen (vgl. Kap. 3.7) und das Potenzial zur Stickstoffmineralisierung steigt. Dies gilt insbesondere im Vergleich zur ausschließlichen Mineraldüngung. Die mikrobielle Biomasse stieg zwar mit der Höhe der Kompostzufuhr, jedoch nicht im selben Ausmaß. Eine vergleichbare Reaktion auf die Kompostgaben war – mit starken Schwankungen an den einzelnen Versuchstandorten – bei der Stickstoffmineralisierung zu verzeichnen (Reinhold 2008b).

Die mittleren pflanzenverfügbaren Stickstoffanteile im Kompost werden in der Literatur wie folgt angegeben:

- 5 bis 10 % des Gesamtstickstoffs im ersten Jahr (Scherer et al. 2008);
- 10 % des Gesamtstickstoffs im ersten Jahr (Schaaf 1994);
- 5 % vom Gesamtstickstoff (BGK 2004);
- Erstjahreswirkung in Feldversuchen nach Amlinger et al. (2003) zwischen 2,6 % (Mittel der Minimalwerte) und 10,7 % (Mittel der Maximalwerte);
- Mineralisierungsraten zwischen 4,6 (Mittel der Minimalwerte) bis 19,5 % (Mittel der Maximalwerte) vom zugeführten N_{total} auch unter optimierten Temperatur- und Feuchtigkeitsbedingungen in Inkubationsversuchen, in Mischungen mit leichten, sandigen Böden höhere Mineralisierungsraten als bei Verwendung tonhaltiger Böden (Amlinger et al. 2003);
- 10 % im ersten und 10 % im zweiten Jahr. Die übrigen 80 % berücksichtigt der Landwirt in der Regel in den Folgejahren nicht direkt (mündl. IFEU-Institut 2010). Sie fließen aber ein, wenn nach guter fachlicher Praxis regelmäßig N_{min} -Untersuchungen durchgeführt werden.
- kurzfristig bei erstmaliger Kompostgabe, bis zum 3. Jahr maximal 5 %, im Mittel 3 %; mittelfristig bei regelmäßiger Kompostgabe werden bei einem 3-Jahresturnus etwa 20 bis 35 % der N-Zufuhr einer Kompostgabe düngewirksam (Kluge et al. 2008).

Abbildung 5 zeigt, dass die löslichen und mobilen Anteile in den Gärresten am höchsten sind, wobei es sich hierbei um Gärreste aus der Vergärung von Energiepflanzen und Wirtschaftsdünger handelt. Kompostierte Gärreste aus Bioabfall weisen ca. 7,2 % N löslich vom Gesamtstickstoffgehalt auf (BGK 2011). In den Fertigkomposten sind die löslichen Anteile am geringsten.

Junge Frischkomposte und auch reine Grüngutkomposte führen in der Anfangsphase oft zu einer N-Immobilisierung und zeigen insgesamt geringere Mineralisierungsraten als Fertigkomposte. Auch führt eine mineralische N-Ergänzungsdüngung zu einer geringeren Ausnutzung des Kompost-N (Amlinger et al. 2003). Eine zeitweilige N-Immobilisierung kann auftreten, wenn sehr hohe, für drei Jahre kumulierte Kompostgaben verabreicht werden (Timmermann et al. 2003, vgl. Anonym 2002).

Amlinger et al. (2003) gibt für die Pflanzenverfügbarkeit ab dem 3. Jahr nach der Kompostgabe 2 bis 3 % des zugeführten Stickstoffs an. Die tatsächliche Mineralisierungsdynamik ist aber stark standort- und bewirtschaftungsabhängig. Bei fortgesetz-

ter Kompostanwendung steigt die Erstjahreserwartung im Lauf der Jahre an. In dem bisher längsten Versuch ($n = 21$ Jahre) wurde ein Maximalwert von 40 % erzielt. Die überwiegend organische Bindung des Kompost-N bedingt, dass unter Annahme durchschnittlicher Mineralisierungsraten erst nach einem Zeitraum von ca. 60 bis 100 Jahren mit einem Gleichgewicht zwischen Kompost N-Eintrag und N-Verfügbarkeit aus diesem Pool gerechnet werden kann (unter Annahme einer regelmäßigen N-Zufuhr von 4 bis 7 t TM pro Jahr).

Da somit zunächst nur geringe Anteile der N-Zufuhr mit Komposten düngewirksam werden, ist bei einer langfristigen Kompostzugabe die Zunahme des N-Pools zu beobachten, um zu hohe N-Positivsalden zu vermeiden (Amlinger et al. 2003, Kluge et al. 2008).

In der Wirkungsanalyse wird von einer N-Verfügbarkeit im ersten Jahr von maximal 10 % ausgegangen (vgl. Tab. 8). Werden dauerhafte Kompostgaben unterstellt, ist langfristig entsprechend Literaturangaben auf Basis von Dauerversuchen von einer höheren, anrechenbaren Pflanzenverfügbarkeit auszugehen (Amlinger et al. 2003, Kluge et al. 2008).

In gut belüfteten Böden ist der anorganische Stickstoff vor allem als Nitrat verfügbar und nur in kleineren Mengen als austauschbares und gelöstes Ammonium (NH_4^+). Dieses macht meist weniger als 1 % des Gesamt-N aus, da die Nitrifikation unter aeroben Verhältnissen schneller verläuft als die Ammonifikation. Bei schlechter Belüftung und Temperaturen $< 6^\circ\text{C}$ ist das Verhältnis umgekehrt. Bei N-Düngung unter ackerbaulicher Nutzung können bei schlechter Belüftung und geringen Temperaturen Anteile von 20 bis 25 % erreicht werden. Ein Teil von NH_4^+ liegt auch fixiert im Kristallgitter von Silikaten eingeschlossen. Nitrat ist leicht löslich und leicht auswaschbar (Scheffer & Schachtschabel 2002).

In den Komposten überwiegt bei der Aufbringung in der löslichen N-Fraktion zunächst das Ammonium ($\text{NH}_4\text{-N}$) gegenüber Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$). Dabei treten Unterschiede hinsichtlich der Kompostarten auf (vgl. Tabelle 8, Zeile 7 und 8). So bestehen die löslichen N-Anteile im Frischkompost überwiegend aus Ammonium. Die löslichen N-Anteile in den Fertigkomposten und den kompostierten Gärresten enthalten dagegen mehr Nitrat.

Tabelle 8: Stickstoff-, Nitrat- und Ammonium-Gehalte sowie C/N-Verhältnisse von Komposten und Gärresten

	Frischkompost (mit Bioabfall)	Fertigkompost (Grüngut)	Fertigkompost (mit Bioabfall)	kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)
N-gesamt %TM	1,56	1,43	1,20	1,38
Zufuhr N in kg pro t Kompost (TM)	15,6	14,3	12,0	13,8
N-löslich (%N _{ges})	6,44	5,12	2,45	7,17
NH ₄ -N (% N _{ges})	5,99	2,9	0,76	5,8
Zufuhr N-löslich in kg pro t Kompost (TM)	1,00	0,73	0,29	0,99
Nitrat-N (% N _{ges})	0,06	0,86	0,47	0,5
NO ₃ -N (mg/100 g TM)	0,936	12,3	5,64	6,9
NH ₄ -N (mg/100 g TM)	93,4	41,5	9,12	80,0
C/N-Verhältnis	15,8	14,8	16,8	17
Pflanzenverfügbare Anteil im ersten Jahr (in %)	10	10	10	10
Berechnung anrechenbarer N-Mengen in den beiden Szenarien				
Zufuhr an pflanzenverfügbarem N in kg bei 1 t Kompost TM/(ha*a)	1,6	1,4	1,2	1,4
Zufuhr an pflanzenverfügbarem N in kg bei den berechneten Aufwandmengen zur Humusreproduktion Szenario 1	6,5	6,1	5,0	5,2
Zufuhr an pflanzenverfügbarem N in kg bei 10 t Kompost TM/(ha*a) Szenario 2	15,06	14,3	12,0	13,8

Fazit für die Ökobilanz

Es liegen belastbare Daten für die N-Gesamtgehalte, die C/N-Verhältnisse und die kurzzeitige N-Verfügbarkeit vor. Die Verluste von NH₃-N bei der Aufbringung wurden aus den Systembeschreibungen in der Literatur mit 1 % geschätzt, da in Komposten anders als in Wirtschaftsdüngern deutlich geringere Anteile des N als NH₃ oder NH₄ vorliegen.

Der pflanzenverfügbare Anteil wird mit 10 % im ersten Jahr angesetzt. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass N organisch gebunden ist und über lange Zeiträume in kleinen Mengen parallel zum Humusabbau zur Verfügung steht. Hinsichtlich der langfristigen Stickstoff-Verfügbarkeit durch sehr langsam mineralisierbare Anteile an organischer Substanz gibt es nur wenige Literaturangaben. Es ist jedoch davon auszugehen, dass die langfristig verfügbaren Anteile über regelmäßige N_{min}-Untersuchungen auch über die angesetzten 10 % im ersten Jahr in den Düngebedarf eingehen.

Die verfügbaren N-Mengen für Szenario 1 und 2 im ersten Jahr und die verschiedenen Kompostarten sind in Tabelle 8 dargestellt.

Die Abbildung 6 und die Abbildung 7 zeigen die angesetzten Stickstoffbilanzen für den Fertig- und den Frischkompost. Für diese Stickstoffbilanzen gilt, dass konsequent eine gute fachliche Praxis angewendet wird. Es wird daher davon ausgegangen, dass keine relevante Nitratauswaschung erfolgt, da gemäß der guten fachlichen Praxis regelmäßig N_{min} -Untersuchungen stattfinden.

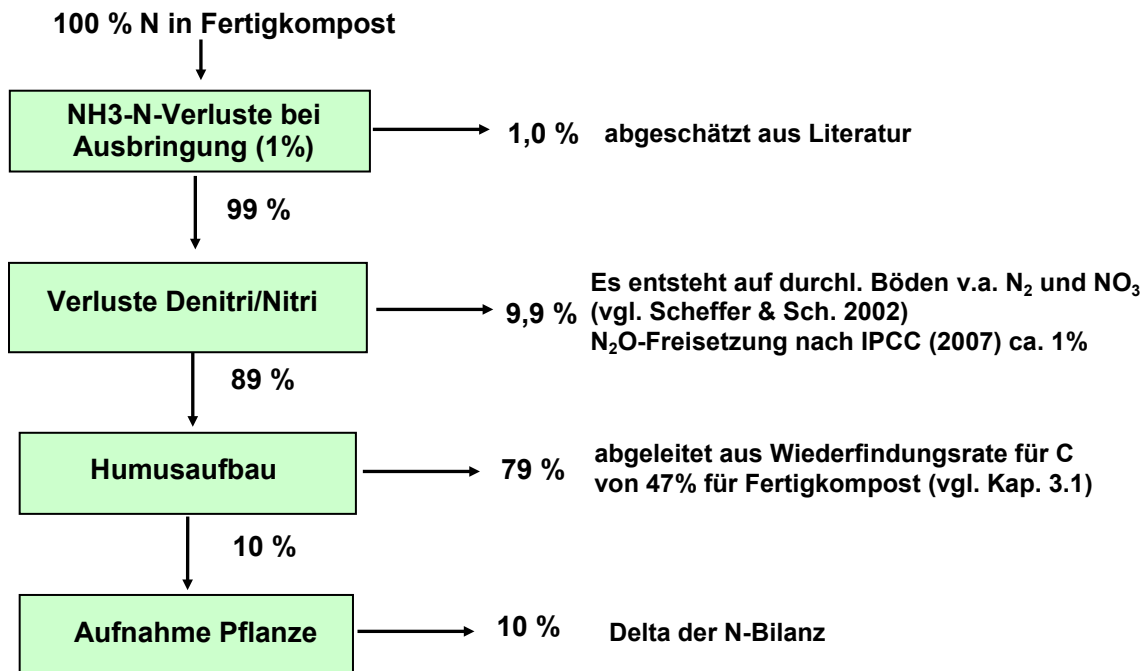


Abbildung 6: Stickstoffbilanz für Fertigkompost aus Bioabfall

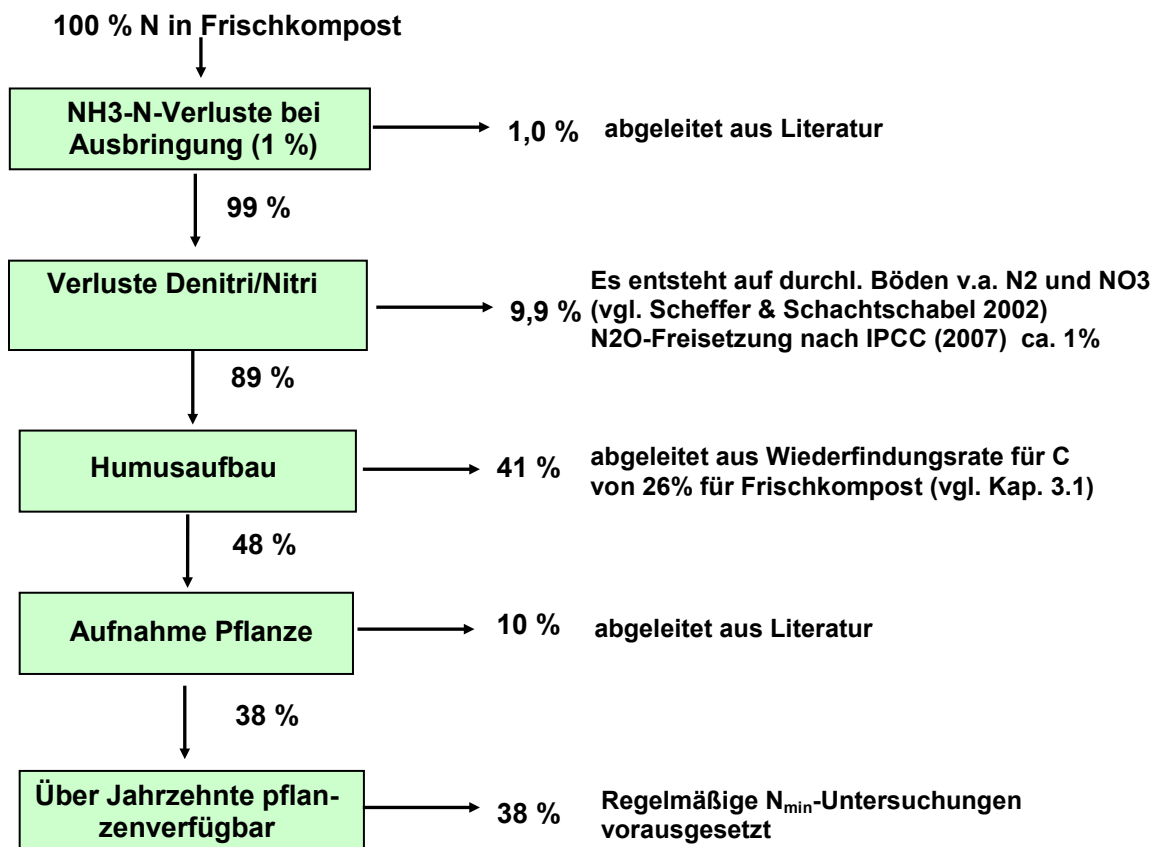


Abbildung 7: Stickstoffbilanz für Frischkompost aus Bioabfall

Folgewirkungen

Durch die Stickstoffzufuhr mit Kompost ist als wichtigste positive Folgewirkung die Einsparung von mineralischem Stickstoffdünger zu sehen. Aber durch die Zufuhr von Stickstoff, inkorporiert in organischer Substanz mit einem engen C/N-Verhältnis, wird auch eine starke Stimulation des Bodenlebens hervorgerufen, die sich sehr positiv auf den Boden auswirkt.

Negative Folgewirkungen einer Kompostausbringung können durch den Austrag von gelöstem Stickstoff in Grund- und Oberflächengewässer oder den gasförmigen Stickstoff in die Atmosphäre entstehen.

Die Prozesse werden im Folgenden kurz näher betrachtet.

Einsparung von Stickstoff-Mineraldünger

Durch die Aufbringung von 1 t Kompost oder Gärrest werden für die Pflanzenernährung je nach Kompostart zwischen 1,2 und 1,6 kg N pro t TM bereitgestellt (vgl. Tabelle 8). Diese Menge muss nicht mehr über Mineraldünger für eine optimale Pflanzerversorgung zugeführt werden.

Intensiveres Bodenleben

Die engen C/N-Verhältnisse der Komposte ($C/N < 18$) verursachen eine gute Ernährungssituation für die Mikroorganismen in den Böden. Dadurch kommt es zu wichtigen positiven Nebeneffekten, wie der Mischung der vorhandenen Stoffe, Bildung einer stabilen Bodenstruktur (z. B. durch Ton-Humus-Komplexe), die Lagerungsdichte nimmt ab, es bildet sich ein besseres Porengefüge aus. Hoch aktive Böden haben auch sehr enge C/N-Verhältnisse, da Mikroorganismen sehr N-reich sind (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Austrag von Stickstoff in Grund- und Oberflächengewässer

Durch den Austrag von Stickstoff in Grund- oder Oberflächengewässer kann es dort zu einer unerwünschten Eutrophierung kommen. Diese kann zu Schäden an Flora und Fauna des betroffenen Ökosystems führen und dadurch wirtschaftliche Folgeschäden verursachen (z. B. durch Algenblüten verursachte Muschel- und Fischsterben).

Kluge et al. (2008) ist zu entnehmen, dass durch die allmähliche Anhäufung von organischer Substanz im Boden durch längerfristige Kompostzugabe, die sich auch in den steigenden Humusgehalten niederschlägt, und auch infolge der dadurch erhöhten biologischen Aktivität des Bodens mit einer allmählich zunehmenden Freisetzung von mineralischem Stickstoff gerechnet werden muss. Unter aeroben Verhältnissen, die häufig in ackerbaulich genutzten Böden vorherrschen, bildet sich dann vor allem Nitrat.

Nitrat wird im Boden nur gering sorbiert und unterliegt daher der Auswaschung. Neuere Untersuchungen zeigen, dass auch gelöster organischer Stickstoff signifikant zur Auswaschung und aufgrund seiner allgemein leichten Mineralisierbarkeit zur Eutrophierung von Gewässern beiträgt (Goffmann 2000). Findet diese Transformation des organischen Stickstoffs zu Nitrat in Zeiten geringer N-Aufnahme der Pflanzen statt, erfolgt eine Nitratauswaschung. Einzelne Untersuchungen zeigen, dass überhöhte OBS-Gehalte, insbesondere in Fraktionen mit engen C/N-Verhältnissen, zur Grundwassergefährdung durch Nitratfreisetzung führen können (Wessolek et al. 2008).

Durch Abbauprozesse wird das C/N-Verhältnis immer weiter eingeeengt. Unterhalb eines Quotienten von 20 kann bei der Umsetzung der organischen Substanz mehr Stickstoff freigesetzt werden, als die Mikroorganismen für ihren Baustoffwechsel benötigen (N-Mineralisation), d.h. es kann zu Auswaschungen ins Grundwasser kommen. Oberhalb dieses Wertes nehmen die Mikroorganismen in der Regel den Stickstoff aus der Bodenlösung auf, der den Pflanzen dann nicht mehr zur Verfügung steht und auch nicht mehr ausgewaschen werden kann. Letzteres wird als N-Immobilisierung oder N-Sperre bezeichnet (vgl. Wessolek et al. 2006).

In Bezug auf die Kompostaufbringung zeigen Daueruntersuchungen, dass der Aus-
trag von Nitrat eher unwahrscheinlich ist, wenn bei der regelmäßigen Kompostan-
wendung die Regeln der guten fachlichen Praxis eingehalten werden. Nach Kluge et
al. (2008) verursachen aber auch hohe, pflanzenbaulich nicht übliche Kompostga-
ben nachweislich keine plötzlichen und ökologisch bedenklichen Erhöhungen der
 N_{\min} -Gehalte. Dies bestätigen nach Amlinger et al. (2003) auch Lysimeterversuche,
die trotz N-Bilanzüberschüssen durch Kompostdüngung keinen erhöhten N-Austrag
in das Grundwasser erbrachten. Eine erhöhte Auswaschungsgefahr zeigte sich nur
unter extrem ungünstigen Randbedingungen, wie z.B. bei nasskaltem Klima nach
Herbstausbringung oder sehr geringem Pflanzenentzug. Ebenso besteht für eine
Auswaschung von Nitrat auf Böden mit der Hauptbodenart Sand ein höheres Risiko.

Da in den bisher erfolgten Dauerversuchen zur Kompostaufbringung der Gleichge-
wichtszustand der organischen Bodensubstanz noch nicht erreicht wurde, kann
nicht vollständig ausgeschlossen werden, dass sich das N-Mineralisierungs-
verhalten bei einer Kompostanwendung über mehrere Jahrzehnte verändern kann
und unter ungünstigen Bedingungen größere Mengen in Schüben mineralisiert wer-
den. Zu einem solchen langfristigen Verhalten gibt es bisher keine Daten.

Nach Timmermann et al. (2003) sind unerwünscht hohe Anhebungen des löslichen
N-Pools oder Nitratauswaschungen vor allem bei einer zu hohen Ergänzungsdün-
gung wahrscheinlich. So führen in verschiedenen Vergleichsuntersuchungen insbe-
sondere mineralische Dünger bzw. Gülledüngung zu einer höheren Auswaschung
von Stickstoff, während die Kompostvarianten im Bereich der ungedüngten Kontrolle
liegen (Amlinger et al. 2003). Entsprechend gibt Kluge et al. (2008) an, dass sich die
Anhebungen der N_{\min} -Gehalte – und damit das Risiko möglicher Belastungen für
das Grundwasser – auf mittlere Werte von jährlich 5 bis 15 kg/ha begrenzen lassen,
wenn bei der regelmäßigen Kompostanwendung die Regeln der guten fachlichen
Praxis eingehalten werden.

Kluge et al. (2008) unterstützen die Einschätzung, dass der N-Überhang gemäß § 5
(3) Anlage 6 Dünge-Verordnung als unvermeidbarer N-Überschuss zulässig ist und
im N-Düngevergleich nicht berücksichtigt werden muss, da zu erwarten ist, dass er
im Boden nur allmählich in der Größenordnung der N-Mineralisierung des Humus-
anteils mobilisiert wird.

Die Mineralisation der organischen Substanz ist ein bodeneigener Prozess und be-
findet sich in Abhängigkeit und Gleichgewicht mit der Umgebung. Insbesondere fin-
det eine Mineralisierung durch Mikroorganismen und damit in der Regel in der Ve-
getationsperiode statt – im Gegensatz zur Gülleaufbringung. Vor diesem Hinter-
grund ist eine Nitratauswaschung und Gefährdung der Grund- und Oberflächenge-
wässer aus der Kompostmineralisation bei sachgerechter Kompostausbringung
(Menge, Zeitpunkt, N-Düngebilanz) als gering anzusehen. Entsprechend kann vo-
rausgesetzt werden, dass der organisch gebundene Stickstoff im Kompost über
Jahrzehnte abgebaut wird und den Pflanzen zur Verfügung steht (vgl. Abb. 7).

Für die Ökobilanz wird davon ausgegangen, dass die Nitratauswaschung – unter
den beschriebenen Rahmenbedingungen, bei Einhaltung der guten fachlichen Pra-
xis in der Landwirtschaft und einer regelmäßig erfolgenden Überprüfung des N-
Düngebedarfs – nicht berücksichtigt werden muss.

Austrag von Lachgas und Ammoniak in die Atmosphäre

Wird Kompost oder organische Substanz im Boden unter Sauerstoffmangel abgebaut, wird das Nitrat reduziert und es entsteht neben elementarem Stickstoff das klimarelevante Lachgas (N_2O).

Nach Wessolek et al. (2008) kann die organische Düngung zu einer leicht höheren N_2O -Freisetzung in die Atmosphäre führen. Die kontrollierenden Faktoren der Nitrifikation und Denitrifikation sind pH-Wert, Temperaturen, Wassergehalte, Redoxpotenziale, Konzentrationen an Ammonium und für die Denitrifikation auch noch die Menge an umsetzbarer OBS (Mosier 1993, Scheffer & Schachtschabel 2002, Kilian et al. 1997).

Wenn Stickstoff gasförmig entweicht, ist dies nach BGK (2004) zeitpunkt- und bodenabhängig. Der gasförmig freigesetzte N wird zum Teil als N_2O (1 % nach IPCC 2007)⁵ und zum Teil als NH_3 freigesetzt.

Ammoniak-Emissionen in Böden können vor allem auftreten, wenn der Boden einen pH-Wert (H_2O) von ca. 7 und darüber aufweist und wenn Ammoniak, Ammoniumsalze oder Harnstoff bzw. tierische Exkremente zugeführt werden (Scheffer & Schachtschabel 2002).

In den Komposten liegen 0,76 bis 6 % als Ammoniumsalze vor, die aber direkt von den Pflanzen und/oder Mikroorganismen aufgenommen werden können und unter den anzunehmenden Bedingungen im Boden sehr schnell in Nitrat umgewandelt werden. Dass pH-Werte von 7 oder größer in den Ackerböden vorliegen, ist in Deutschland sehr selten.

Im Fall der Kompostaufbringung wird davon ausgegangen, dass gemäß der guten fachlichen Praxis die Kompostaufbringung auf den Boden erfolgt und eine Einarbeitung in die oberen gut durchlüfteten Bodenzentimeter vorgenommen wird. Hierdurch sollte eine Minderung der potenziellen Ammoniakemissionen erreicht werden, da unter gut durchlüfteten Bodenbedingungen bei der Mineralisation überwiegend Nitrat entsteht, das voraussichtlich bei Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft langfristig von den Pflanzen aufgenommen werden kann (s. o.). Entsprechend wird unter den beschriebenen Rahmenbedingungen für die Ökobilanz der Austrag von Lachgas und Ammoniak in die Atmosphäre wie in Abbildung 6 und Abbildung 7 dargestellt, angesetzt.

3.3.2 Phosphat

Phosphat (P_2O_5) ist ein essentieller Pflanzennährstoff, der in Komposten enthalten ist (vgl. Kluge et al. 2008, Amlinger et al. 2006). Phosphat dient wie Kalium und Magnesium der Grunddüngung in der Fruchtfolge. Für das in Komposten enthaltene Phosphat wird eine vollständige Pflanzenverfügbarkeit von 100 % angenommen (vgl. Knappe, Lazar et al. 2008). Für eine dauerhafte Anwendung von Komposten wird dies bestätigt, wobei im Aufbringungsjahr oftmals von einer geringeren

⁵ Nach IPCC 2007 sind auf jeglichen applizierten Stickstoff folgende Emissionen aus Denitrifikations- und Nitrifikationsprozessen geltend zu machen: 1 % als N_2O , 1 % als NO , 8 % als N_2 (= 10 % in Summe, vgl. Abbildung 6 und Abbildung 7)

Düngereffizienz ausgegangen wird (vgl. Amlinger et al. 2006). Die Mengen an Phosphat, die über die Komposte auf die Böden aufgebracht werden, sind zusammenfassend in Tabelle 9 dargestellt. Die Umrechnung von P in P_2O_5 kann nach MLR (2010) durch den Faktor 2,2914 erfolgen.

Tabelle 9: Zufuhr von Phosphat bei der Kompostaufbringung (Quelle BGK 2010)

	Frischkompost (mit Bioabfall)	Fertigkompost (Grüngut)	Fertigkompost (mit Bioabfall)	kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)
P_2O_5 in % TM	0,73	0,50	0,73	0,85
P_2O_5 -gesamt je Tonne TM Kompost (in kg je ha pro Jahr)	7,3	5,0	7,3	8,5
Substitution von P_2O_5 für Szenario 1 (in kg je ha pro Jahr)	30,7	21,5	30,7	32,3
Substitution von P_2O_5 für Szenario 2 (in kg je ha pro Jahr)	73,0	50,0	73,0	85,0

Fazit für die Ökobilanz

In Tabelle 9 sind Phosphatmengen für Szenario 1 und 2 für die jeweiligen Kompostarten entsprechend einer 100 %-igen Pflanzenverfügbarkeit des P im Kompost dargestellt.

Diese Aufbringungsmengen führen zu einer Einsparung an Phosphatdüngern, die für Szenario 2 zwischen 50 kg/(ha*a) für Fertigkompost (Grüngut) und 85 kg/(ha*a) für kompostierte Gärreste liegt.

Nach IFEU (2011) werden für die Grunddüngung für Silomais 120 kg P_2O_5 pro ha und Jahr und für Weizen 90 kg P_2O_5 pro ha und Jahr benötigt. Bei der für die Ökobilanz vorausgesetzten Fruchtfolge Weizen / Mais / Mais wird der Bedarf für Phosphat damit weitgehend gedeckt, jedoch nicht überschritten. Dies entspricht u. a. Timmermann et al. (2003), die aussagen, dass die Bilanz von Zufuhr und Entzug von Phosphat als Nährstoff für die gängigen Fruchtfolgen ausgeglichen ist. Phosphat kann bei anderen Fruchtfolgen, die einen geringeren Phosphatbedarf aufweisen, auch der limitierende Faktor für die Aufbringungsmenge sein.

Folgewirkungen

Es entsteht ein Nährstoff-Substitutionspotenzial durch Kompost. Durch die Einsparung an Phosphatdüngern werden Ressourcen geschont (vgl. Tabelle 9).

Bei Erosionsereignissen werden Bodenpartikel zusammen mit den daran haftenden Stoffen, wie z.B. Phosphat, abgetragen und können bei angrenzenden Oberflächengewässern in diese eingetragen werden. Eine potenzielle Erosionsgefährdung

besteht entsprechend Hangneigung, Bodenart und Anbau. Die erosionsmindernde Wirkung von Kompost wird in Abschnitt 3.8 beschrieben.

Da nur ein Teil der ackerbaulich genutzten Flächen in der Nähe von Oberflächengewässern liegt und zudem ein ausreichender Gewässerrandstreifen den Eintrag von erodiertem Bodenmaterial verhindern soll, wird für die Ökobilanz vorausgesetzt, dass ein erosionsbedingter Eintrag von Phosphat in die Oberflächengewässer nicht berücksichtigt werden muss, da bei Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft der Mindestabstand zu Gewässern zur Prävention eines Eintrags gewahrt wird.

3.3.3 Kalium

Kalium (K_2O) ist wie Phosphat ein essentieller Pflanzennährstoff, der in Komposten enthalten ist und zur Grunddüngung dient (vgl. Kluge et al. 2006, Amlinger et al. 2006). Für das in Komposten enthaltene Kalium wird eine vollständige Pflanzenverfügbarkeit von 100 % angenommen (vgl. Knappe, Lazar et al. 2008). Für eine dauerhafte Anwendung von Komposten wird dies bestätigt, wobei im Aufbringungsjahr oftmals von einer geringeren Düngeneffizienz ausgegangen wird (vgl. Amlinger et al. 2006). Die Mengen an Kalium, die über die Komposte auf die Böden aufgebracht werden, sind zusammenfassend in Tabelle 10 dargestellt. Die Umrechnung von K in K_2O kann nach MLR (2010) durch den Faktor 1,205 erfolgen.

Tabelle 10: Zufuhr von Kalium bei der Kompostaufbringung (Quelle BGK 2010)

	Frischkompost (mit Bioabfall)	Fertigkompost (Grüngut)	Fertigkompost (mit Bioabfall)	kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)
K_2O in % TM	1,24	0,98	1,18	1,15
K_2O -gesamt je Tonne TM Kompost (in kg je ha pro Jahr)	12,4	9,8	11,8	11,5
Substitution von K_2O für Szenario 1 (in kg je ha pro Jahr)	52,1	42,1	49,6	43,7
Substitution von K_2O für Szenario 2 (in kg je ha pro Jahr)	124,0	98,0	118,0	115,0

Fazit für die Ökobilanz

In Tabelle 10 sind die Kaliummengen für Szenario 1 und 2 für die jeweiligen Kompostarten entsprechend einer 100 %-igen Pflanzenverfügbarkeit des K im Kompost dargestellt. Diese Mengen führen zu einer Einsparung an Düngemitteln.

Nach IFEU (2011) werden für die Grunddüngung für Silomais 200 kg K_2O pro ha und Jahr und für Weizen 180 kg K_2O pro ha und Jahr benötigt. Bei der für die Ökobilanz vorausgesetzten Fruchtfolge Weizen / Mais / Mais wird ist der Bedarf für Kali-

um damit für Szenario 2 zu einem Großteil gedeckt (für Szenario 1 zu einem geringeren Anteil). Auch nach den Ergebnissen von Timmermann et al. (2003) ist die Bilanz von Zufuhr und Entzug von Kalium als Nährstoff für die entzugsstarken Fruchtfolgen ausgeglichen, für entzugsschwache Fruchtfolgen ergeben sich teilweise Positivsalden.

Folgewirkungen

Es entsteht ein Nährstoff-Substitutionspotenzial durch Kompost (vgl. Tabelle 10). Die Zufuhr von Kalium über die Kompostaufbringung führt zu einer Ersparnis von Düngemitteln.

3.3.4 Magnesium

Magnesium (MgO) ist als Nährstoff für Pflanzen essentiell, dient jedoch nicht der Grunddüngung (vgl. Scheffer & Schachtschabel 2002, Amlinger et al. 2006). Die Mengen an Magnesium, die über die Komposte auf die Böden aufgebracht werden sind in Tabelle 11 dargestellt. Das in Komposten enthaltene Magnesium ist allerdings nur in geringem Maß pflanzenverfügbar und düngewirksam.

Tabelle 11: Zufuhr von Magnesium bei der Kompostaufbringung (Quelle BGK 2010)

	Frischkompost (mit Bioabfall)	Fertigkompost (Grüngut)	Fertigkompost (mit Bioabfall)	kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)
MgO in % TM	0,70	0,66	0,78	0,9
MgO -gesamt je Tonne TM Kompost (in kg je ha pro Jahr)	7,0	6,6	7,8	9,0
Pflanzenverfügbarkeit	5 %	5 %	5 %	5 %
Substitution von pflanzen- verfügbarem MgO für Szenario 1 (in kg je ha pro Jahr)	1,5	1,4	1,6	1,7
Substitution von pflanzen- verfügbarem MgO für Szenario 2 (in kg je ha pro Jahr)	3,5	3,3	3,9	4,5

Nach Timmermann et al. 2003 ist von einer Düngeneffizienz von 5 bis 10 % auszugehen. Aufgrund der geringen Entzüge durch die Pflanzen verbleibt in der Regel ein deutlicher Positivsaldo im Boden, so dass es zu einer Anreicherung im Boden kommt (vgl. Timmermann et al. 2003, Amlinger et al. 2006). Auf sauren Böden ist potenziell ein Magnesiummangel vorhanden (vgl. Scheffer & Schachtschabel 2002), auf ackerbaulich genutzten Böden wird jedoch davon ausgegangen, dass durch Erhaltungskalkungen die Ziel-pH-Werte eingehalten werden. Negative Effekte für den Boden sind durch einen hohen Mg-Pool nach Römfeld (2001) (in; Timmermann

et al. 2003) nicht gegeben, da keine phytotoxischen Grenzen erreicht werden. Die Magnesiumzufuhr durch Komposte wirkt der permanenten Auswaschung von 35 bis 80 kg MgO/ha und Jahr entgegen (LfL Bayern 2003). Die Umrechnung von Mg in MgO kann nach MLR (2010) durch den Faktor 1,658 erfolgen. Für die Ökobilanz wird in Anlehnung an Timmermann et al. 2003 von einer Pflanzenverfügbarkeit von 5 % ausgegangen.

Fazit für die Ökobilanz

Dem Boden werden durch die Kompostaufbringung die in Tabelle 11 aufgeführten Mengen an Magnesium zugeführt. Die dargestellten Magnesiummengen für Szenario 1 und 2 für die jeweiligen Kompostarten entsprechen den Gesamtmengen, die allerdings nur zu einem Anteil von 5 % als düngewirksam in der Ökobilanz angerechnet werden. Die Zufuhr wirkt der permanenten Auswaschung von Magnesium entgegen.

Folgewirkungen

Nach Timmermann et al. 2003 wird von einer Düngeeffizienz von 5 % ausgegangen, so dass dieser Anteil als Substitutionspotenzial einberechnet werden kann.

Negative Folgen durch die Auswaschung von Magnesium sind nicht bekannt. Phytotoxische Grenzen werden durch die Mg-Zufuhr nicht erreicht.

3.3.5 Calcium

Der Ca-Gehalt in CaCO_3 -haltigen Böden liegt nach Scheffer & Schachtschabel (2002) zwischen 0,1 und 1,2 %. Auf landwirtschaftlich genutzten Böden wird im Rahmen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft über die Düngung Calcium als basisch wirksame Substanz aufgebracht, um der natürlichen Versauerung der Böden entgegenzuwirken (vgl. Abschn. 3.5.1). Die mit der Kompostanwendung zugeführten Calciummengen für die Szenarien 1 und 2 sind in Tabelle 12 aufgeführt. Die Umrechnung von Ca in CaO kann nach MLR (2010) durch den Faktor 1,399 erfolgen.

Die CaO-Zufuhren liegen für Szenario 2 zwischen 365 kg/(ha*a) für Fertigkompost aus Grüngut und 640 kg/(ha*a) für kompostierte Gärreste.

Für das Pflanzenwachstum, den Humusgehalt im Boden und die Nährstoffverfügbarkeit werden optimale Boden-pH-Werte von 5,4 bis 7,0 (CaCl_2) angesetzt (vgl. AG Boden, 2005). Entsprechend werden auch von der Landwirtschaftskammer Ziel-pH-Werte in Abhängigkeit von der Bodenart angegeben (vgl. Tab. 13). Diese liegen für den Referenzboden bei pH 6,0.

Tabelle 12: Zufuhr von Calcium bei der Kompostaufbringung (Quelle: BGK 2010)

	Frischkompost (mit Bioabfall)	Fertigkompost (Grüngut)	Fertigkompost (mit Bioabfall)	Kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)
CaO in % TM	4,20	3,65	4,83	6,40
CaO -gesamt je Tonne TM Kompost (in kg je ha pro Jahr)	42	36,5	48,3	64
Substitution von CaO für Szenario 1 (in kg je ha pro Jahr)	176	157	203	243
Substitution von CaO für Szenario 2 (in kg je ha pro Jahr)	420	365	483	640

Tabelle 13: Ziel-pH-Werte zur Erhaltungskalkung für Ackerland (Quelle: Landwirtschaftskammer NRW 2010)

Bodenart nach LUFA	S	IS, sU	ssL, IU	sL, uL, L	utL, tL, T
Ziel-pH-Werte (Böden bis 4 % Humusgehalt)	5,6	6,0	6,4	6,8	7,0
Empfohlene Kalkmengen bei 3-jähriger Fruchtfolge (in kg CaO/ha)	600	900	1.100	1.300	1.600
Maximale Kalkgabe pro Jahr (in kg CaO/ha)	1.000	1.500	2.000	3.000	4.000

I bzw. L: lehmig, Lehm; s bzw. S: sandig, Sand; t bzw. T: tonig, Ton; u bzw. U: schluffig, Schluff

Die mit Szenario 2 aufgebrauchten Kompostmengen (s. Tab. 12) tragen wesentlich zur Erhaltungskalkung mit Einhaltung der Ziel-pH-Werte und den empfohlenen Kalkmengen (nach Landwirtschaftskammer NRW 2010, vgl. Tab. 13) bei.

Nach Kluge et al. (2008) decken mittlere Gaben von 20 t TM/ha im 3-jährigen Turnus per Saldo den Kalkverlust auf leichten Böden. Gaben von 30 t TM/ha im 3-jährigen Turnus (= 10 t TS/(ha*a) decken auch den Kalkbedarf mittlerer bis schwerer Böden, sofern deren pH-Werte nicht in suboptimale Bereiche abgesunken sind. Von der Landwirtschaftskammer NRW werden höhere Kalkgaben als sinnvoll angegeben. Die Kalkzufuhren haben damit potenziell die Größenordnung einer Erhaltungskalkung. Für die Aufkalkung versauerter Böden reichen diese Zufuhren allerdings nicht aus.

Fazit für die Ökobilanz und Folgewirkungen

In Tabelle 12 sind die mit der Kompostanwendung zugeführten Calciummengen für Szenario 1 und 2 für die jeweiligen Kompostarten bei einer 100 %-igen Anrechnung von CaO dargestellt. Die Zufuhr von Calcium durch Komposte und Gärreste führt zu

einer Einsparung an CaO, die durch andere Düngemittel im Rahmen der Erhaltungskalkung eingesetzt werden. Nach Kluge et al. (2008) entsprechen die mit der Kompostaufbringung (bei max. 10 t TS/(ha*a)) zugeführten Calciummengen auf leichten bis mittleren Böden einer Erhaltungskalkung. Nach den Empfehlungen der Landwirtschaftskammer NRW sind zusätzlich Gaben an CaO sinnvoll.

Die Erhöhung des pH-Wertes als positive Folgewirkung wird in den Abschnitten 3.4.1 und 3.5.1 diskutiert.

3.4 Chemische Bodeneigenschaften

Durch die Aufbringung von Kompost oder Gärresten werden der Stoffhaushalt des Bodens und die chemischen Bodeneigenschaften beeinflusst, die u. a. Auswirkungen auf die Filter-/Pufferfunktion haben. Ein wesentlicher Faktor liegt hier auf der Zufuhr der organischen Substanz, die meist zu einer höheren Sorption des Bodens gegenüber Schadstoffen führt (vgl. Abschn. 3.5). Des Weiteren werden mit der Aufbringung von Komposten und Gärresten auch der pH-Wert, die Kationenaustauschkapazität und das Redoxpotenzial von Böden positiv beeinflusst.

3.4.1 pH-Pufferung

Durch die Aufbringung von Komposten und Gärresten werden dem Boden basisch wirkende Kationen zugeführt. Leitparameter ist hier der Gehalt an Calcium. Calcium ist neben anderen basisch wirksamen Substanzen (z.B. Magnesium) relevant, um den Säurezustand eines Bodens zu erhalten, indem sie H^+ -Ionen „reversibel oder irreversibel in eine undissoziierte Form“ überführen, d.h. abpuffern und der natürlich ablaufenden Versauerung von Böden entgegenwirken. H^+ -Ionen entstehen z. B. bei der Zersetzung toter Biomasse, so dass eine allmähliche Versauerung von Böden auch ohne atmosphärische Einträge als Prozess stattfindet. Durch Calcium können in „Umkehrung der Versauerung“ H^+ -Ionen neutralisiert werden (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Über den negativen Logarithmus der H^+ -Ionen wird der pH-Wert des Bodens ermittelt. Die optimalen Boden-pH-Werte liegen nach AG Boden (2005) zwischen pH 5,4 und 7. Nach KA 5 (AG Boden 2005) ist der „pH-Wert (Bodenacidität) ein wichtiges Kriterium für die Reaktivität eines Bodens.“ Er beeinflusst die chemischen, physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften und auch das Pflanzenwachstum direkt oder indirekt, z. B. über das Bodengefüge und damit den Wasser- und Lufthaushalt von Böden. Der Boden-pH-Wert hat somit eine zentrale Bedeutung für die Bodeneigenschaften, wie z.B. die Sorption von Schadstoffen, die Aktivität der Bodenorganismen oder das Pflanzenwachstum und den Ertrag.

Nach Wessolek et al. (2008) zeigt die kurzfristige pH-Pufferung zusätzlich eine Abhängigkeit von der OBS, die mit der Kationenaustauschkapazität (KAK) (vgl. Abschn. 3.4.2) vergleichbar ist. Der langfristigen Versauerung von Böden kann die OBS jedoch – verglichen mit Karbonaten und Silikaten – nur eine relativ geringe Pufferkapazität entgegensetzen (Scheffer & Schachtschabel, 2002).

Aufgrund der Bedeutung für die ackerbauliche Nutzung und die Ertragssicherheit werden Ziel-pH-Werte in Abhängigkeit der Bodenart vorgegeben, die im Rahmen der guten fachlichen Praxis einzuhalten sind (vgl. Abschn. 3.3.5; Landwirtschaftskammer NRW 2010 und Tab. 13). Unter der Voraussetzung, dass die Ziel-pH-Werte auf ackerbaulich genutzten Flächen eingehalten werden, erfolgt eine Zugabe von Calcium unabhängig von der Kompostanwendung, um der natürlichen Versauerung der Böden entgegenzuwirken.

Fazit für die Ökobilanz

Die Zufuhr von Calcium führt zu einer pH-Pufferung, die deutlich positiv auf die Bodeneigenschaften wirkt und die ohne Komposte auf andere CaO-Zufuhren im Rahmen der Düngung erfolgen sollte. Für die Ökobilanz wird daher das Substitutionspotenzial der Komposte und die Einsparung an CaO, die durch andere Düngemittel im Rahmen der Erhaltungskalkung eingesetzt werden müssen, berücksichtigt. Die Zufuhr an Calcium mit Komposten für die Szenarien 1 und 2 ist in Tabelle 12 aufgeführt.

Folgewirkungen

Allgemeine positive Folgewirkungen einer Erhöhung des pH-Wertes bzw. einer Anhebung auf das Niveau des Ziel-pH-Wertes sind die Sorption anorganischer Schadstoffe und ein damit verbundener Beitrag zum Grundwasserschutz, eine bessere Nährstoffverfügbarkeit sowie positive Effekte auf die Aktivität der Bodenorganismen. Diese Positivwirkungen werden über das Einsparpotenzial von CaO-Dünger berücksichtigt. Hierbei ist außerdem zu berücksichtigen, dass in der Praxis die Ziel-pH-Werte teilweise auch auf ackerbaulich genutzten Böden nicht eingehalten werden. Diese Unsicherheiten können im Rahmen der Wirkungsanalyse nicht quantifiziert werden.

Wie nachfolgend in Abschnitt 3.5.1 beschrieben, ist für die Mobilität von anorganischen Schadstoffen und die allgemeine Filter-/Pufferfunktion der Grenz-pH-Wert von zentraler Bedeutung, da ab diesem die Mobilität von Schwermetallen deutlich steigt und sie vom adsorbierten in den gelösten Zustand übergehen.

3.4.2 Kationenaustauschkapazität

Durch die Aufbringung von Komposten und Gärresten kann sich die Summe der austauschbaren Kationen erhöhen, die über die Bodenkenngroße der potenziellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) bei einem angenommenen pH-Wert von 7 bis 7,5 angegeben wird. Die KAK gibt Hinweise auf die Nährstoffspeicherkapazität, da Tonminerale und Humus in der Regel negative Ladungen aufweisen und somit Kationen wie z. B. die Nährstoffe Kalium und Magnesium locker binden können (vgl. ausführlich Scheffer & Schachtschabel 2002).

Wessolek et al. (2008) erläutern die Wirkungen zwischen Humus und Kationenaustauschkapazität. Demnach haben isolierte Huminstoffe eine potenzielle Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) von -3 bis 14 mmol_c/g.

Da sich im Verlauf der Humifizierung der Anteil von Carboxylgruppen an der OBS erhöht und in Böden ein Teil der Carboxylgruppen durch Wechselwirkung mit der Mineralphase sowie durch Komplexbildung nicht am Austausch beteiligt sind, liegt die KAK der OBS insgesamt jedoch mit 0,6 bis 3,0 mmol_c/g deutlich niedriger (Sparks, 1995).

Baldock & Nelson (2000) beziffern die durchschnittliche KAK_{pot} der organischen Substanz dagegen mit 3 mmol_c/g. Körschens (1997) ermittelte auf dem Dauerfeldversuch von Bad Lauchstädt anhand von Parzellen mit extrem hohen Humusgehalten eine KAK_{pot} der OBS von 5 bis 7 mmol_c/g Corg.

In der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005) wird zur Abschätzung der KAK_{pot} von durchschnittlich 2 mmol_c/g OBS ausgegangen. Demnach kann die KAK_{pot} aus dem Humusgehalt abgeschätzt werden.

Fazit für die Ökobilanz

Die Erhöhung der KAK_{pot} durch die Zufuhr von Humus durch Komposte und Gärreste kann nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005) abgeleitet werden.

Als Voraussetzung wird angenommen, dass sich durch die Kompostzugabe der Humusgehalt in Szenario 2 langfristig erhöht und der Boden von Humusstufe h2 in h3 geführt wird.

Nach KA 5 erhöht sich die KAK_{pot} je Masse-% Humus um 2 cmol_c/kg. Das heißt, dass sich bei der entsprechend Abschnitt 3.1 angenommenen Erhöhung des Humusgehaltes um 2 % die KAK_{pot} für Szenario 2 um 4 cmol_c/kg erhöht.

Folgewirkungen

Mit der Erhöhung der KAK_{pot} um 4 cmol_c/kg sind im Boden mehr Bindungsmöglichkeiten vorhanden, weshalb die Nährstoffverfügbarkeit und das Nährstoffspeichervermögen (für Kationen) verbessert werden. Für eine Quantifizierung des verbesserten Nährstoffspeichervermögens für Kalium und Magnesium liegen derzeit keine Daten vor.

Mit der Erhöhung des Nährstoffspeichervermögens und der besseren Nährstoffversorgung ist ggf. eine geringere Düngung notwendig. Zusätzlich werden (positiv geladene) Nährstoffe weniger ausgetragen, so dass der Grundwasserschutz verbessert wird. Eine Quantifizierung der Folgewirkungen ist derzeit nicht möglich.

3.4.3 Redoxpotenzial

Die im Boden stattfindenden Reduktions- bzw. Oxidationsprozesse (Redox-Prozesse) werden über das Redoxpotenzial erfasst. Hier sind Wechselwirkungen zum pH-Wert gegeben, z. B. sinkender pH-Wert bei zunehmendem Redoxpotenzial. Gut durchlüftete Böden weisen ein Redoxpotenzial von bis zu +0,8 V auf. In Stauhorizonten kann das Redoxpotenzial auf bis zu -0,35 V sinken (vgl. ausführlich Scheffer & Schachtschabel 2002).

Wessolek et al. (2008) fassen zusammen, dass organische Kohlenstoffverbindungen in Böden, die unter Sauerstoffmangel abgebaut werden, zu einer Verringerung des Redoxpotenzials führen, da die Elektronenakzeptoren in der Reihenfolge abnehmender Oxidationskraft (O_2 , NO_3^- , $Mn(IV)$, $Fe(III)$, SO_4^{2-} , CO_2) von den Mikroorganismen verbraucht werden.

Gleichzeitig reichern sich mit abnehmendem Redoxpotenzial reduzierte Verbindungen, H_2O , N_2 , $Mn(II)$, $Fe(II)$, HS^- und CH_4 , aber auch Gärungsprodukte wie H_2 und organische Säuren und Alkohole an.

Da einige der reduzierten Verbindungen phytotoxisch sind, Sauerstoffmangel die Biomasse von Bodenfauna und Mikroorganismen reduziert und unter anaeroben Bedingungen die Freisetzung von Nährstoffen verändert sein kann, sind diese Prozesse als potenzielle Wirkungen einer durch Kompost- oder Gärrestaufbringung bedingten Redoxabsenkung von Bedeutung. Allerdings reagiert die Pt-Elektrode unterschiedlich sensitiv auf redoxaktive Spezies. So werden NO , N_2O , NO_3^- , NO_2^- und CH_4 kaum (Klüber & Conrad, 1998), O_2 , Fe_2^+ , HS^- und H_2 dagegen sehr stark an der Redoxelektrode angezeigt (Fischer, 1987). Daher kann aus dem Redoxpotenzial nicht direkt auf die Konzentration o. g. Stoffe geschlossen werden. Man kann aber davon ausgehen, dass bei Redoxpotenzialen unter + 0,4 V (pH 7) Sauerstoffmangel eintritt (Scheffer & Schachtschabel, 2002).

Fazit für die Ökobilanz

Nach Wessolek et al. (2008) ist eine Quantifizierung der Veränderung des Redoxpotenzials durch die Aufbringung von Komposten und Gärresten – auch unter der Voraussetzung, dass keine anaeroben Bedingungen in den Böden vorliegen – nicht möglich, da belastbare Daten aus Kompostaufbringungsversuchen fehlen.

Folgewirkungen

Eine Veränderung des Redoxpotenzials hat in der Regel einen Einfluss auf Mikroorganismen und die Nährstoffverfügbarkeit, der jedoch derzeit wegen der für die Redoxwirkung von Komposten fehlenden Daten nicht quantifiziert werden kann.

3.5 Filter- und Pufferfunktion – Stoffhaushalt Schadstoffe

Durch die Aufbringung von Komposten und Gärresten und die damit verbundene Zufuhr an organischer Substanz (sowie Calcium als basisch wirkender Substanz vgl. Kap. 3.3.5 und Kap. 3.4.1) ist von einer Verbesserung der Filter-/Pufferfunktion von Böden auszugehen. Gleichzeitig werden mit Komposten und Gärresten zusätzlich zur organischen Substanz und zu Nährstoffen auch unerwünschte Schadstoffe in die Böden eingebracht. Beide Wirkungen, die Sorption von Schadstoffen an der OBS und die Anreicherung von Schadstoffen, werden im Folgenden getrennt für anorganische und organische Stoffe betrachtet.

3.5.1 Anorganische Schadstoffe

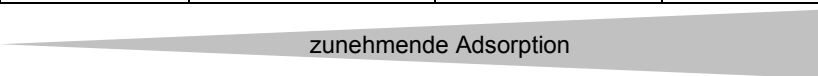
Festlegung anorganischer Schadstoffe - Filter-/ Pufferfunktion

Die Bindung und Mobilisierung anorganischer Schadstoffe im Boden wird von verschiedenen Faktoren bestimmt. Kenngrößen, die die Filter-/Pufferfunktion beschreiben und für die Festlegung von anorganischen Schadstoffen, v. a. Schwermetallen, relevant sind, sind insbesondere der pH-Wert, der Gehalt an Tonmineralen und Mangan- und Eisenoxiden sowie der Gehalt an organischer Substanz im Boden.

Anorganische Schadstoffe werden in Böden an und in Huminstoffe, Mangan- und Eisenoxide und Tonminerale adsorbiert bzw. in die Schichtgitter von Tonmineralen eingebaut. Das Adsorptions- bzw. Löslichkeitsverhalten anorganischer Schadstoffe im Boden wird hierbei maßgeblich vom pH-Wert bestimmt. Schwermetallkationen werden vorwiegend durch elektrostatische Kräfte an negativ geladene Tonmineral-, Humin- und Oxidoberflächen sorbiert. Bei niedrigen pH-Werten werden Schwermetallkationen verstärkt desorbiert. Diese Schwermetallanteile werden als potenziell mobil bezeichnet, da sie leicht (z. B. durch H^+ -Ionen) wieder in das Bodenwasser verdrängt und anschließend durch Pflanzen aufgenommen oder in Richtung Grundwasser verlagert werden können.

Um die Wirkung von Komposten zu beschreiben, ist der sog. **Grenz-pH-Wert** von Bedeutung. Für die meisten Schwermetalle ist von einem element-spezifischen Grenz-pH-Wert auszugehen (vgl. Tab. 14). Diese geben an, bei welchen Säureverhältnissen im Boden das jeweilige Metall verstärkt mobilisiert wird. Oberhalb des Grenz-pH-Wertes ist von einer verstärkten Adsorption auszugehen. Werden die Grenz-pH-Werte unterschritten, ist von einer erhöhten Mobilität der Schadstoffe auszugehen.

Tabelle 14: Grenz-pH-Werte für ausgewählte anorganische Schadstoffe
(Quelle: Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5); Blume et al., 1988)

Schadstoffe	Cadmium	Zink, Nickel, Cobalt	Kupfer, Chrom	Blei, Quecksilber
Grenz-pH-Wert	6,0	5,5	4,5	4,0
				

Cadmium wird also bereits bei schwach sauren (pH 5 bis 6), Blei dagegen erst bei stark sauren Bodenverhältnissen (pH 4) vermehrt mobilisiert. Die Grenz-pH-Werte sind als Orientierungsgrößen zu verstehen, da das Ausmaß der Mobilisierung zusätzlich von der absoluten Schadstoffkonzentration im Boden beeinflusst wird. Bei sehr hohen Konzentrationen kann Blei bereits bei mäßig sauren Bodenverhältnissen verstärkt in mobilisierbarer Form vorliegen.

Als Rahmenbedingung für die Ökobilanz wird davon ausgegangen, dass bei Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft die Ziel-pH-Werte eingehalten werden. Diese liegen für die Bodenart Sand bei pH 5,6 und für die Bodenarten lehmiger Sand und sandiger Schluff (Referenzboden) bei pH 6,0; für andere Bodenarten wird ein höherer pH-Wert empfohlen. Das bedeutet, dass ackerbaulich genutzte Böden bei durchgeführten Erhaltungskalkungen in der Regel pH-Werte aufweisen,

bei denen Schwermetalle bevorzugt als schwerlösliche Verbindungen ausgefällt (z. B. CdCO_3 , PbCO_3) oder im Boden adsorbiert werden und so i. d. R. (dauerhaft) immobilisiert sind. Von den relevanten Schwermetallen sind nur für Cadmium bei Böden mit der Hauptbodenart Sand relevante Mobilisierungsbedingungen gegeben, da der Ziel-pH-Wert von Cadmium unter dem elementspezifischen Grenz-pH-Wert von 6,0 liegt, ab dem eine erhöhte Mobilität zu verzeichnen ist. Für die weiteren (vgl. Tab. 16) betrachteten Schwermetalle ist von einer weitgehenden Festlegung und Anreicherung auszugehen.

Erst bei Unterschreitung der Grenz-pH-Werte sind weitere Sorbenten wie z.B. Tonminerale und die organische Substanz von größerer Bedeutung. Die Bodenartenzusammensetzung (bzw. der Gehalt an Tonmineralen im Boden) ändert sich durch die Aufbringung von Komposten in der Regel nicht, da meist sandige Substrate aufgebracht werden.

Die Bedeutung der organischen Substanz wird nach Element unterschieden:

- Nach Blume et al. (1988) steigt unterhalb des Grenz-pH-Wertes die relative Bindungsstärke von Schwermetallen an der organischen Substanz in der Reihenfolge $\text{Zn} < \text{Co} < \text{Ni} \leq \text{Cd} < \text{Pb} \leq \text{Cu}$ an.
- Nach Kordel et al. (1997) erhöht sich die Bindungskapazität in der Reihenfolge $\text{Cd} < \text{Zn} < \text{Co} < \text{Ni} < \text{Cu} < \text{Pb}$.

Da in grundwasserfernen Böden der Tongehalt meist deutlich über dem Gehalt an organischer Substanz liegt, kommt beiden Sorbenten (Tonminerale und OBS) eine vergleichbare Bedeutung zu (Blume et al. 1988). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen Gäth & Schug (2000), die Pedotransferfunktionen für Cadmium, Blei und Zink an 124 Bodenproben abgeleitet haben, wie hier das Beispiel einer von Gäth & Schug (2000) für Cadmium ermittelten Pedotransferfunktion:

Element	Pedotransferfunktion	n	$R^2_{\text{adj.}}$
Cd	$S_{\text{Cd}} = 4,47 \cdot 10^{-5} \cdot C_{\text{Cd}}^{0,869} \cdot c(\text{H}^+)^{-0,486} \cdot \text{Corg}^{0,718} \cdot \text{Ton}^{0,280}$	2368	0,970

Daraus folgt, dass in Abhängigkeit des pH-Wertes sowohl die Bindungsfestigkeit als auch die Bindungskapazität der Schwermetalle durch eine Erhöhung des Gehalts an organischer Substanz gesteigert werden kann (Wessolek et al. 2008).

Wie oben beschrieben, ist die organische Substanz für die Sorption von anorganischen Schadstoffen relevant, wenn die Grenz-pH-Werte unterschritten werden. Da bei vorgenommenen Erhaltungskalkungen nach guter fachlicher Praxis die Grenz-pH-Wert jedoch eingehalten werden, ist die Mobilität der betrachteten Schwermetalle gering, so dass die Sorptionswirkung der OBS von untergeordneter Bedeutung ist – solange die Vorsorgewerte der BBodSchV nicht überschritten werden. Eine allgemeine Quantifizierung der Verbesserung der Filter-Puffer-Eigenschaften durch die Kompostaufbringung und Erhöhung des Humusgehaltes ist somit durch die Bedeutung des Grenz-pH-Wertes nicht möglich. Deren Einhaltung ist durch die Vorgabe von Ziel-pH-Werten im Rahmen der guten fachlichen Praxis vorzusetzen.

Eine Ausnahme stellt die Sorption von Cadmium auf Böden mit der Hauptbodenart Sand dar. Da der nach guter fachlicher Praxis einzuhaltende Ziel-pH-Wert für Sandböden unter dem Grenz-pH-Wert liegt, ist die Erhöhung des Humusgehaltes für die Bindung von Cadmium in Sandböden bedeutsam. Dies entspricht den Ergebnissen

von Knappe, Lazar et al. (2008). Entsprechend einer Auswertung eines bundesweiten Datenbestandes ergibt sich für Cadmium auf Standorten mit der Bodenart Sand (und geringen Sickerwassermengen) ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Konzentration im Sickerwasser, pH-Wert und Gehalt an organischem Kohlenstoff.

Nach den Verknüpfungsregeln zur Ermittlung der relativen Bindungsstärke des Oberbodens für Schwermetalle (vgl. NlFB 2004) wird die substratbedingte relative Bindungsstärke (gestuft von Klasse 0 bis 5) von Cadmium gegenüber Humus als „hoch“ (= Klasse 4) eingestuft. Mit der Erhöhung der Humusstufe von h2 auf h3 als Folge der dauerhaften Aufbringung von Komposten (vgl. Kap. 3.1) erhöht sich die relative Bindungsstärke um eine halbe Stufe (+0,5). In Relation zu den Gesamtstufen kann vereinfacht von einer Erhöhung der relativen Bindungsstärke von Cadmium auf Sandböden um 10 % ausgegangen werden.

Der Referenzboden weist die Hauptbodenart Schluff auf. Für diesen wird bei Einhaltung des Ziel-pH-Wertes der Grenz-pH-Wert auch für Cadmium eingehalten, weshalb sich eine potenzielle Sorptionsverbesserung auf Grundlage vorhandener Regelwerke nicht quantifizieren lässt.

Anreicherung und Austrag anorganischer Schadstoffe

Mit der Zufuhr von Komposten findet auch ein Eintrag von Schadstoffen in die Böden statt, der zu einer Anreicherung führt. Um diese Einträge zu quantifizieren und in Relation zu anderen Ein- und Austrägen zu setzen, bietet das F+E-Vorhaben „Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragswege“ (Knappe, Lazar et al., 2008) fundierte Vergleichsmöglichkeiten zu Einträgen, Austrägen und zur Anreicherung von Stoffen in Böden sowie zur Prüfung, ob die Vorsorgewerte bei der Kompostanwendung überschritten werden, und zur Begründung für die Wirkungsabschätzung.

In diesem F+E-Vorhaben wurde in einer umfangreichen Stoffbilanzierung untersucht, unter welchen Randbedingungen und bei welchen Düngestrategien Anreicherungen und Austräge von Schadstoffen stattfinden. Im Ergebnis zeigte sich, dass insbesondere die Austräge mit dem Sickerwasser und durch Pflanzenentzug gegenüber den im Boden befindlichen Gesamtvräten von Schadstoffen von untergeordneter Bedeutung sind. Es zeigte sich zudem bei Böden, deren Gesamtgehalt unter den Vorsorgewerten der BBodSchV liegt, für ackerbaulich genutzte Böden (mit Ausnahme von Sandböden) keine Unterscheidung im Austrag von Schwermetallen mit dem Sickerwasser sinnvoll war. Für die Bestimmung des Pflanzenentzugs waren die entsprechenden Fruchtfolgen relevant.

Eine gesonderte Berücksichtigung einzelner Austräge ist für die vorliegende Fragestellung nur begrenzt hilfreich bzw. eine Auswertung nur sinnvoll, wenn alle Eintrags- und Austragspfade berücksichtigt werden. Um die bewirtschaftungsbedingten Einträge mit Austrägen zu vergleichen und die langjährige Anreicherung bzw. ein mögliches Überschreiten des Vorsorgewerts der BBodSchV für die Bodenart Lehm/Schluff zu prüfen, wird in Tabelle 15 beispielhaft ein Auszug der Stoffbilanz für den Anbautyp XI mit Kompostdüngung (vgl. Kap. 2.1) dargestellt.

In der Stoffbilanzierung nach Knappe, Lazar et al. (2008) wurden bei den „Einträgen aus der Bewirtschaftung“ die eingebrachten Schadstoffe aus einer Düngung mit einer jährlichen Kompost-Aufbringungsmenge von 10 t TS/(ha*a) und ergänzender

Mineraldüngerzugabe für den betrachteten Anbautyp berücksichtigt. Die Bilanzierung wurde unter Berücksichtigung von Hintergrundwerten im Boden (die über ein Raumeinheitenmodell zugewiesen wurden) für verschiedene Schwermetalle durchgeführt. Berücksichtigt wurde dabei eine durchschnittliche Trockenrohdichte des Oberbodens von 1,4 g/cm³ und eine Horizonttiefe von 30 cm. Ebenfalls in die Bilanzierung einbezogen wurde die Konzentrationsverdünnung (bzw. Horizontterhöhung) durch die im Kompost enthaltenen mineralischen Anteile (vgl. Tab. 15).

Tabelle 15: Beispielhafte Einträge in und Austräge aus dem Boden für den Anbautyp XI für die Düngestrategie „Kompost mit 10 t TM pro Jahr und ergänzend Mineraldünger“ (Quelle: Knappe, Lazar et al. 2008)

Stoff	Eintrag Bewirtschaftung (g/ha*a)	Eintrag Deposition (g/ha*a)	Austrag Ernte (g/ha*a)	Austrag Sickerwasser (g/ha*a)	Saldo gesamt (g/ha*a)	Hintergrundwert Boden der Raumeinheit (mg/kg)	Konzentration im Boden nach 100 Jahren (mg/kg)	Vorsorgewert für Bodenart Lehm / Schluff (mg/kg)	Jahre bis zum Erreichen der Vorsorgewerte
Blei	313	29	3,3	0,9	338	26	33	70	548
Cadmium	3,9	0,87	0,74	0,33	3,72	0,16	0,24	1	950
Chrom	161	5,5	12,7	16,7	137	32	35	60	858
Kupfer	392	42	69	16	349	12	19,5	40	337
Nickel	109	7,4	10	43,5	63	18	19	50	2144
Quecksilber	1,05	0,05	0,33	0,21	0,56	0,06	0,07	0,5	3316
Zink	1409	250	369	66	1224	73	99	150	264

Um detaillierte Angaben über die Anreicherung von Schadstoffen in Böden zu treffen, ist es generell sinnvoll, die Gesamteinträge durch Kompostaufbringung, ergänzende Mineraldüngung und Deposition sowie die Austräge über das Sickerwasser und Ernteprodukte entsprechend der Stoffbilanzierung zu berücksichtigen. Da die Fragestellung der Ökobilanz jedoch auf die Wirkungen der Kompostaufbringung ausgerichtet ist, werden im Folgenden die je Tonne Kompost zugeführten Schadstofffrachten – bezogen auf ein Jahr – angegeben, die in die Böden eingebracht werden (vgl. Tab. 16). Mit der Aufbringungsmenge von 10 t Kompost/(ha*a) multipliziert, ergeben sich die jährlichen Frachten für Szenario 2.

Tabelle 16: Zufuhr ausgewählter anorganischer Schadstoffe je 1 Tonne Kompost TM (Angabe in g/(ha*a) (Quelle BGK 2010)

Einheit	Frisch-kompost (mit Bioabfall)	Fertig-kompost (Grüngut)	Fertigkompost (mit Bioabfall)	kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)	Vergleich Eintrag durch Bewirtschaftung (s.o.)*
Blei	33	30	33	26	31,3
Cadmium	0,44	0,4	0,43	0,41	0,39
Chrom	22	20	22	24	16,1
Kupfer	46	33	47	51	39,2
Nickel	13	12	13	14	10,9
Quecksilber	0,1	0,11	0,12	0,12	0,11
Zink	173	144	170	160	140,9

* Zur besseren Übersichtlichkeit werden die bewirtschaftungsbedingten Einträge aus Tabelle 15 aus der Stoffbilanzierung nach Knappe, Lazar et al. (2008) umgerechnet auf 1 Tonne Kompost pro Hektar und Jahr dargestellt.

Die Angaben in Tabelle 16 zu den über die Bewirtschaftung eingetragenen Schadstofffrachten, die mit der Kompostaufbringung auf die Böden gelangen, lassen sich aufgrund ähnlicher Rahmenbedingungen mit den Ergebnissen der Stoffbilanzierung nach Knappe, Lazar et al. (2008) gut vergleichen. Die jährlichen Einträge durch die Bewirtschaftung weisen für alle Schadstoffe eine vergleichbare Größenordnung auf. Die Ergebnisse aus der Stoffbilanzierung für Anbautyp XI sind daher in ihren Aussagen übertragbar und bieten eine gute Grundlage, um fundierte Aussagen über den Anreicherungszeitraum und über das Erreichen der Vorsorgewerte zu treffen.

Unter Berücksichtigung der vorhandenen Rahmenbedingungen werden die Vorsorgewerte der BBodSchV selbst für Szenario 2 bei einem Anreicherungszeitraum von 100 Jahren bei keinem der Schadstoffe überschritten. Für Zink werden am ehesten die Vorsorgewerte erreicht. Hier wären jedoch 246 Jahre kontinuierlicher Kompostdüngung notwendig. Andere Parameter erreichen die Vorsorgewerte erst nach 950 bzw. über 1.000 Jahren kontinuierlicher Kompostaufbringung. Wie beschrieben sind jedoch die in den Böden befindlichen Stoffvorräte bzw. Schadstoffgehalte ausschlaggebend für die Frage, wann die Vorsorgewerte überschritten werden. Bei Schadstoffgehalten in den Böden, die sehr nahe an den Vorsorgewerten liegen, können diese auch in kürzerer Zeit erreicht werden, bei geringeren Hintergrundgehalten ist auch ein längerer Zeitraum möglich.

Fazit für die Ökobilanz

Durch die Kompostaufbringung und damit verbundene Erhöhung des Humusgehaltes in Szenario 2 wird die Filter- und Pufferfunktion der Böden verbessert. Diese verbesserte Funktion kommt jedoch erst bei Unterschreiten des Grenz-pH-Wertes zum Tragen. Die Einhaltung des Grenz-pH-Wertes wird aufgrund der vorgegebenen Ziel-pH-Werte nach guter fachlicher Praxis vorausgesetzt. Für die vorgegebenen Rahmenbedingungen (z. B. Referenzboden) lässt sich eine Verbesserung der Filter-/Pufferfunktion nicht quantifizieren, da keine relevante Verbesserung gegeben ist. Für Sandböden ließe sich für Cadmium eine Erhöhung der Sorptionsfähigkeit von 10 % einbeziehen.

Die mit der Kompostanwendung eingetragenen Schadstofffrachten sind in Tabelle 16 für jeweils 1 Tonne Kompost TS pro Hektar und Jahr dargestellt. Die jährlichen Frachten für Szenario 1 und Szenario 2 ergeben durch eine Multiplikation mit den Aufbringungsmengen für Szenario 1 vgl. Tab. 4, für Szenario 2 entsprechend 10 t TM/(ha*a). In der Ökobilanz werden die je Tonne Kompost zugeführten Schadstoffmengen als Schadstoffeinträge in Böden bilanziert.

Folgewirkungen

Durch die Zufuhr von Schwermetallen findet in der Regel deren Anreicherung in Böden statt. Hierdurch besteht in Abhängigkeit von den Vorbelastungen der Böden bei einem Überschreiten der Vorsorgewerte nach BBodSchV die Besorgnis, dass Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen z. B. durch toxische Wirkungen auf Fauna und Flora auftreten. Eine Überschreitung der Vorsorgewerte ist für die betrachteten anorganischen Schadstoffe bei mittleren Hintergrundgehalten der Böden innerhalb von 100 Jahren weder für Szenario 1 noch für Szenario 2 zu erwarten.

Die eingetragenen Schadstoffe können je nach Standortfaktoren zu einem Austrag der Stoffe mit dem Sickerwasser in das Grundwasser und einem Transfer in die Pflanze führen. Diese potenziellen Austräge sind jedoch in erster Linie von den regional unterschiedlichen, bereits vorhandenen Vorräten im Boden abhängig. Nach Knappe, Lazar et al. (2008) steigen die potenziellen Austräge von Schadstoffen durch das Sickerwasser und über den Pflanzenentzug nicht zusätzlich an, solange die Vorsorgewerte nicht überschritten werden. Austräge in das Grundwasser oder in Ernteprodukte müssen daher in der Ökobilanz nicht berücksichtigt werden.

3.5.2 Organische Schadstoffe

Festlegung von organischen Schadstoffen – Filter-/Pufferfunktion

Das Verhalten und die Mobilität von organischen Schadstoffen im Boden sowie deren Filter-/Pufferfunktion sind von Prozessen wie Sorption an Bodenpartikeln, Bioakkumulation, Abbau und Transformation (Metabolisierung) durch Mikroorganismen abhängig. Die Persistenz und die chemischen Eigenschaften der einzelnen organischen Schadstoffe, wie z. B. Dampfdruck und Wasserlöslichkeit, spielen dabei eine entscheidende Rolle für das Verhalten im Boden (vgl. weiterführend Scheffer & Schachtschabel, 2002).

Die Sorptionsneigung eines organischen Stoffs lässt sich u. a. durch die Löslichkeit in Wasser und durch den Oktanol-/Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{ow}) als Maß für die Hydrophobie abschätzen.

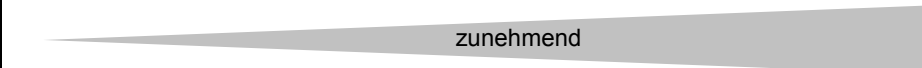
Bei organischen Schadstoffen zeigt sich bei geringen Konzentrationen eine lineare Beziehung zwischen den von Böden adsorbierten Stoffgehalten und der Konzentration in der Bodenlösung (Freundlich- oder Langmuir-Adsorptionsisotherme, K-Wert) und den Gehalten der Böden an organischem Kohlenstoff (Püschel 1996).

Die K-Werte (= Verteilungskoeffizienten, die die Verteilung einer Chemikalie zwischen Wasser- und Feststoffphase beschreiben) der verschiedenen organischen Schadstoffe werden auf den jeweiligen C_{org} -Gehalt der Böden bezogen und als K_{OC} -Werte angegeben:

$$K_{OC} = \frac{K}{C_{org}} \cdot 100$$

K_{OC} -Werte stellen meist ein gutes Maß für das Löslichkeits- und Adsorptionsverhalten organischer Stoffe dar und können zwischen Werten von < 50 bis über > 50.000 schwanken (vgl. Tab. 17).

Tabelle 17: K_{OC} -Werte für ausgewählte organische Schadstoffe
(Quelle: Scheffer & Schachtschabel 2002)

Stoff	2-Ring PAK (Naphthalin)	3-Ring-PAK (Anthracen, Fluoranthen)	PCB	PCDD/F	5-Ring-PAK (BaP)
K_{OC} (ca.)	1.000	15 bis $20 \cdot 10^3$	$> 2 \cdot 10^4$	$> 10^5$	10^6
Bindungs- stärke	 zunehmend				

Aufgrund der Affinität organischer Schadstoffe zur organischen Bodensubstanz finden sich Anreicherungen organischer Schadstoffe insbesondere in humusreichen Bodenhorizonten.

Für die langfristige Festlegung von organischen Schadstoffen spielen die Qualität und unterschiedlichen Fraktionen der organischen Substanz (vgl. Tab. 3) eine Rolle.

Beispielsweise korrelieren nach Marschner (1999), Wilcke (2000) und anderen die Bindungen apolarer Pestizide bzw. PAK am besten mit dem Aromatenanteil der organischen Substanz, während nach Chefetz et al. (2002) ein Zusammenhang zwischen der PAK-Bindung und dem Aliphatenanteil besteht. Wessolek et al. (2008) führen aus: „Da beide im Verlauf der Humifizierung der OBS ansteigen, decken sich diese Befunde mit jenen, die eine Beziehung zum Humifizierungsgrad feststellen (vgl. Stangroom et al. 2000).“ Die beschriebenen Wirkfaktoren werden aufgrund fehlender Daten in der Ökobilanz nicht berücksichtigt.

Durch Einbindung von Kohlenstoff in bodeneigene organische Verbindungen wie Fulvo- und Huminsäuren sowie Humine kommt es zur Bildung von nicht mehr mit gängigen Methoden extrahierbaren gebundenen Rückständen, die „bound residues“ genannt werden. Aufgrund fehlender Daten wird ihr Einfluss im Rahmen der Ökobilanz nicht weiter berücksichtigt.

Vereinfacht kann davon ausgegangen werden, dass zwei unterschiedliche Eigenschaften der organischen Substanz für die Festlegung bzw. die Mobilität von Organika verantwortlich sind (vgl. Wessolek et al. 2008):

- Die stark umgewandelte, humifizierte organische Substanz im Boden ist für die Sorption organischer Verbindungen von Bedeutung, da sie höhere Gehalte an Alkyl-, Aryl- und Carboxyl-C enthält. Die fest im Boden gebundenen Anteile organischer Schadstoffe sind weitgehend vor mikrobiellem Abbau, Auswaschung und Aufnahme in die Pflanzen geschützt. Sie werden in den Böden akkumuliert. Diese Anteile der OBS wirken als Filter und Puffer.
- Die leicht abbaubare organische Substanz kann leicht umgesetzt werden und erhöht in der Regel die mikrobielle Aktivität und deren Abbauleistung. Das heißt, dass durch diese Anteile der organischen Substanz je nach Schadstoffeigenschaften auf der einen Seite der Abbau gefördert wird (Transformatorfunktion), auf der anderen Seite die Mobilität sowie der potenzielle Austrag von organischen Schadstoffen und die Pflanzenverfügbarkeit erhöht werden (vgl. nachfolgender Abschnitt).

Abbau von organischen Schadstoffen

Wie oben ausgeführt (vgl. weitergehend Wessolek et al. 2008; Knappe, Lazar et al. 2008), wird dem Boden durch die Aufbringung von Kompost und Gärresten leicht umsetzbare OBS zugeführt, so dass von einer erhöhten Aktivität der Bodenorganismen und damit von verbesserten Bedingungen für den Abbau von organischen Schadstoffen auszugehen ist.

Für den Abbau ist die stoffspezifische Persistenz, d. h. Abbaubarkeit und Halbwertszeiten, ein entscheidender Faktor für das Verhalten organischer Schadstoffe in Böden. Die Mobilität organischer Schadstoffe, d. h. ihr Potenzial zur Verlagerung und die Pflanzenverfügbarkeit, wird entscheidend von der stoffspezifischen Wasserlöslichkeit und vom Sorptionsverhalten, d. h. von der Adsorbierbarkeit der Substanz durch die Feststoffe der Böden, bestimmt (vgl. Harms 1989; Knappe, Lazar et al. 2008; Scheffer & Schachtschabel 2002).

Verlagerung mit der gelösten organischen Substanz

Neben der Festlegung von Schadstoffen an der organischen Substanz kann über die gelöste organische Substanz im Boden (englisch: dissolved organic matter = DOM) auch die Verlagerung von anorganischen und organischen Schadstoffen erfolgen. Organika können in die organische Substanz so fest eingebaut werden, dass sie nur dann in die Bodenlösung übergehen, wenn die Sorbenten selbst aufgelöst werden (z. B. durch Mineralisation der organischen Substanz) (Litz 2004).

Nach Harms (1989) hängt die Mobilität von organischen Stoffen und damit ihr potenzieller Austrag von den Schadstoffeigenschaften wie der Molekülgröße und von der Molekülkonfiguration ab. Beispielhaft zeigt sich dies bei PAK. Lineare PAK (z. B. Anthracen) werden in einem größeren Ausmaß ausgetragen als nicht lineare (z. B. BaP). Generell wirkt sich die Anzahl der Benzolringe bei PAK auf die Stabilität der Verbindung aus. Während Moleküle mit zwei bis drei Ringen nur bedingt stabil sind und leichter abgebaut und verlagert werden können, sind PAK mit fünf Ringen weitgehend immobil.

Hydrophobe organische Schadstoffe, die an DOM gebunden sind, können mit ihr ausgetragen werden. Das heißt, dass neben dem Anteil an organischer Substanz im Boden auch die DOC-Konzentration in der Bodenlösung eine Rolle für die Mobilität und den Austrag spielt. Vor allem saure Böden mit einer geringen biologischen Aktivität können hohe Konzentrationen an DOC (englisch: dissolved organic carbon) aufweisen (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Nach Wessolek et al. (2008) sind die Steuerungsgrößen für einen erhöhten Austrag von DOM aus Böden bisher nur unzureichend verstanden. Es wird jedoch davon ausgegangen, „dass Bedingungen, die eine gesteigerte mikrobielle Aktivität bewirken (hoher pH-Wert, geringes C/N-Verhältnis im Boden und im Heißwasserextrakt, hohe C_{hwl} -Gehalte, Wiederbefeuchtung nach langer Trockenheit), eine Freisetzung von DOM bewirken, wohingegen eine hohe KAK bei hoher Basensättigung sowie hohen $\text{Fe}_{\text{ox-}}$ und $\text{Fe}_{\text{d-}}$ -Gehalten die Festlegung von DOM fördern.“ (Kalbitz & Knappe 1997)

Nach den Datenauswertungen im Rahmen einer vergleichenden Untersuchung von Stoffein- und Stoffausträgen ist der Austrag von organischen Schadstoffen mit dem Sickerwasser bzw. der Transfer in die Pflanzen von untergeordneter Bedeutung (vgl. Knappe, Lazar et al. 2008).

Anreicherung von organischen Schadstoffen

Mit der Zufuhr von Komposten und Gärresten werden zusätzlich zu Schwermetallen auch organische Schadstoffe in die Böden eingetragen. Daten zu organischen Schadstoffen in Komposten und Gärresten sind u.a. im Bericht der LfU Bayern (2007) und in der VDLUFA-Datenbank (Datenblätter LUA Brandenburg, Stand Anfang 2000) enthalten. In der Wirkungsanalyse wird eine Auswahl organischer Stoffe betrachtet, die eine hohe Persistenz aufweisen und für die Regelungen in der BBodSchV enthalten sind. In Tabelle 18 sind die Einträge je 1 Tonne Kompost je Hektar und Jahr zusammenfassend dargestellt. Die jährlichen Gesamteintragsfrachten für Szenario 1 und 2 ergeben sich durch die Multiplikation mit der jeweiligen Aufbringungsmenge.

Tabelle 18: Zufuhr ausgewählter anorganischer Schadstoffe je 1 Tonne Kompost TM (Angabe der Mediane aus 12 Proben in g/(ha*a))
(Quelle: LfU Bayern 2007)

Einheit	Frischkompost und Fertigkompost (mit Bioabfall)	Fertigkompost (Grüngut)	kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)	Vergleich Eintrag durch Bewirtschaftung*
PAK	2,31	1,23	2,68	2,004
PCB ₆	0,022	0,017	0,026	0,013
PCDD/F	6,47 E-06	3,78 E-06	6,0 E-06	7,21 E-06

* Zur besseren Übersichtlichkeit werden die bewirtschaftungsbedingten Einträge aus Tabelle 19 aus der Stoffbilanzierung nach Knappe, Lazar et al. (2008) umgerechnet auf 1 Tonne Kompost pro Hektar und Jahr dargestellt.

Eine umfassende Stoffbilanzierung für organische Schadstoffe findet sich in Knappe, Lazar et al. (2008). Wie in Kapitel 3.5.1 beschrieben, sind die Auswertungen aufgrund ähnlicher Rahmenbedingungen (z.B. Kompostaufbringung mit 10 t TS/(ha*a) mit ergänzender Mineraldüngung) als Vergleichsdatensatz für die Wirkungsanalyse gut nutzbar, vor allem, da die bewirtschaftungsbedingten Einträge ein ähnliches Niveau wie die Zufuhren durch die Kompostaufbringung aufweisen. Die in Tabelle 19 zusammengefassten Ergebnisse für den Anbautyp XI (vgl. Kap. 2.1) zeigen, dass bis zum Erreichen der Vorsorgewerte der BBodSchV für PAK über 500 und für PCB über 1.300 Jahre notwendig sind. Eine Überschreitung der Vorsorgewerte nach BBodSchV ist daher weder für Szenario 1 noch für Szenario 2 innerhalb von 100 Jahren zu erwarten.

Tabelle 19: Beispielhafte Einträge in und Austräge aus dem Boden für den Anbautyp XI für die Düngestrategie „Kompost mit 10 t TM pro Jahr und ergänzend Mineraldünger“ für organische Schadstoffe (Quelle: Knappe, Lazar et al. 2008)

Stoff	Eintrag Bewirtschaftung (g/ha*a)	Eintrag Deposition (g/ha*a)	Austrag Ernte* (g/ha*a)	Austrag Sickerwasser* (g/ha*a)	Saldo gesamt (g/ha*a)	Hintergrundwert Boden von Raum einheit (mg/kg)	Konzentration im Boden nach 100 Jahren (mg/kg)	Vorsorgewert für Bodenart Lehm / Schluff (mg/kg)	Jahre bis zum Erreichen der Vorsorgewerte
PAK	20,04	2,7	-	-	22,74	0,076	0,56	3	541
PCB	0,13	0,017	-	-	0,15	0,002	0,0052	0,05	1341
PCDD/F	72,1 E-06	1,132 E-06	-	-	7,327 E-05	1,2 E-06	2,77 E-06	-	-

* Austräge über Sickerwasser oder Ernteentzug wurden nicht quantifiziert, da die vorliegenden Untersuchungen große Unsicherheiten aufwiesen und für PAK, PCB und PCDD/F bei nicht belasteten Böden oftmals unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

Fazit für die Ökobilanz

Mit der Aufbringung von Komposten und Gärresten ist durch die Zufuhr von organischer Substanz (hier v. a. stabile Fraktionen) von einer Erhöhung der Sorptionsfähigkeit und Verbesserung der Filter-/Pufferfunktion gegenüber organischen Schadstoffen auszugehen. Die Bindung von persistenten, gering wasserlöslichen und gering flüchtigen organischen Schadstoffen wie PAK, PCB und PCDD/F erfolgt fast ausschließlich durch die organische Substanz. Aufgrund fehlender Daten und vorhandener Unsicherheiten kann die Verbesserung der Filter-/Pufferfunktion nicht quantifiziert werden.

Durch die Aufbringung von Kompost und die Zufuhr von organischer Substanz (→ hier v. a. leicht umsetzbare Fraktionen) verbessern sich zudem die Bedingungen für den Abbau von organischen Schadstoffen, die geringe Halbwertszeiten aufweisen. Aufgrund der standortbezogenen und klimatischen Unterschiede sowie großen Unterschieden zwischen den abbaubaren organischen Schadstoffen lassen sich die verbesserten Bedingungen für den Abbau ebenfalls nicht quantifizieren.

Die mit der Kompostanwendung eingetragenen Schadstofffrachten für PAK, PCB und PCDD/F sind in Tabelle 18 für jeweils 1 Tonne Kompost TS pro Hektar und Jahr dargestellt. Die jährlichen Frachten für Szenario 1 und Szenario 2 ergeben durch eine Multiplikation mit den Aufbringungsmengen für Szenario 1 vgl. Tab. 4, für Szenario 2 entsprechend 10 t TM/(ha*a). In der Ökobilanz werden die je Tonne Kompost zugeführten Schadstoffe als Schadstoffeinträge in Böden bilanziert.

Folgewirkungen

Neben der Festlegung von Schadstoffen an der organischen Substanz kann über die gelöste organische Substanz im Boden (DOM) theoretisch auch die Verlagerung von anorganischen und organischen Schadstoffen ins Grundwasser erfolgen. Nach Knappe, Lazar et al. (2008) ist für PAK, PCB und PCDD/F der Austrag mit dem Sickerwasser bzw. der Transfer⁶ in die Pflanzen von untergeordneter Bedeutung (sofern die Vorsorgewerte nicht überschritten werden), weshalb die weitere Betrachtung dieser Pfade in der Ökobilanz nicht notwendig ist.

3.6 Bodenstruktur/physikalische Bodeneigenschaften

Durch die Aufbringung von Kompost und Gärresten und die Zufuhr an organischer Substanz werden die bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften beeinflusst. Untersuchungen zu den bodenphysikalischen Einflüssen finden sich zusammengefasst in Timmermann et al. (2003), Kluge et al. (2008) und Wessolek et al. (2008) mit Bezug auf u. a. Ebertseder (1997), Aggelides & Londra (2000), Pisserak & Pralle (2001) und Bohne (2002) sowie zur Beschreibung von rein bodenphysikalischen Langzeitauswirkungen organischen Düngers bei Körschens & Waldschmidt (1995) und Becher (1996). Untersucht wird dabei u. a. der Einfluss auf Bodentemperatur, Porenvolumen, Aggregatstabilität, Lagerungsdichte und die Durchwurzelungsintensität.

3.6.1 Bodentemperatur

Wessolek et al. 2008 fassen zusammen, dass für einen „Boden mit vorgegebenen mineralogischen Eigenschaften sich bei Erhöhung des Humusgehalts um 1 % der Helligkeitswert des Munsell-Farbsystems (Value) um 19,3 % verringert“ (Renger et al. 1987). Nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Boden 2005) ist bei einer Erhöhung des Humusgehaltes von der Stufe h2 auf h3 bzw. bei einer Erhöhung des Humusgehaltes um 2 % von einer Verringerung des Value-Wertes für die meisten Bodenarten um eine Werteinheit auszugehen.

Verringert sich der Value-Wert um eine Einheit, so sinkt die Reflektion der Strahlungsenergie (Albedo) um ca. 20 % (vgl. Wessolek et al. 2008). Entsprechend kann bei einer Verringerung des Value-Wertes um eine Werteinheit von einer Reduktion

⁶ Sofern in Pflanzen PAK, PCB oder PCDD/F nachgewiesen werden, ist in der Regel von einer Verschmutzung der Pflanzen durch anhaftendes Bodenmaterial auszugehen und nicht von einem Transfer über die Pflanzenwurzel.

der Strahlungsenergie (Albedo) um 20 % ausgegangen werden. Komplementär zur Reflektion steigen die Absorption und damit die Erwärmung des Bodens.

Mit der Erhöhung der Bodentemperatur um 10 °C steigt die Geschwindigkeit biologischer, biochemischer und chemischer Umsetzungen häufig um etwa den Faktor 2 bis 3 (van't Hoffsche Regel; Beyer 1990; Kätterer et al. 1998). Im Einzelfall kann dieser Faktor jedoch auch außerhalb dieses Bereichs liegen (Benbi & Richter 2002).

Fazit für die Ökobilanz

Als Voraussetzung wird angenommen, dass sich in Szenario 2 durch die Kompostzugabe der Humusgehalt von Humusstufe h2 auf h3 erhöht und der Boden langfristig in Humusstufe h3 gehalten wird. Eine Unterscheidung für die unterschiedlichen Kompostarten wird nicht vorgenommen, da für alle Kompostarten die gleiche Anreicherung vorausgesetzt wird. Durch die Erhöhung des Humusgehaltes um eine Humusstufe kann von einer Reduktion der Strahlungsenergie (Albedo) um 20 % ausgegangen werden. Komplementär zur Reflektion steigt die Absorption und damit die Erwärmung des Bodens.

Folgewirkungen

Folgewirkungen der Erhöhung der Bodentemperatur in Szenario 2 sind positive Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum insbesondere im Frühjahr sowie ggf. eine frühere Aussaat. Diese können jedoch aufgrund bislang fehlender Modellvorstellungen nicht quantifiziert werden. Für Szenario 1 ergibt sich keine Veränderung des Humusgehaltes und entsprechend keine Folgewirkung.

3.6.2 Porenvolumen

Die Zunahme des Porenvolumens wird durch einen Anstieg des Grobporenanteils bzw. des Mittel- und Grobporenanteils zu Lasten der Feinporen bewirkt (vgl. Wessolek et al. 2008; Steffens et al. 1996; Hartmann 2002). Der Anteil von weiten, möglichst kontinuierlichen vertikalen Grobporen ($> 50 \mu\text{m}$) ist aufgrund der Belüftung und Erwärmung vor allem für das Wurzelwachstum und die Wasserdurchleitung (Infiltration) im Boden entscheidend. So konnte Poletschny (1995) eine Zunahme von Regenwurmröhren nach Kompostgaben feststellen.

Steigende OBS-Gehalte erhöhen auch nach Hamblin & Davies (1977) sowie Haynes & Naidu (1998) in der Regel das Porenvolumen eines Bodens. Nach Kluge et al. (2008) ist ebenfalls vor allem eine Anhebung des Anteils an Mittel- und Grobporen zu verzeichnen.

Bei den von ihm untersuchten Dauerversuchen hat sich der Porenanteil der leichten Böden absolut um 2,2 % bei jährlich 10 t TM/(ha*a) Kompost und bei mittleren Böden um 4,4 % erhöht. Nur an einem Standort der bereits vor den Kompostgaben einem Porenanteil $> 50 \%$ aufwies, konnte keine signifikante positive Kompostwirkung festgestellt werden (Kluge et al. 2008).

Eine Zunahme des Wasserspeichervermögens (vgl. Kap. 3.2) kann auf einen Anstieg der engen Grob- und Mittelporen zurückgeführt werden. Diese bewirken eine erhöhte Wasserverfügbarkeit der mit Kompost behandelten Böden bei unterschiedlichen Wasserspannungszuständen und können durch eine erhöhte nutzbare Feldkapazität belegt werden (vgl. Giusquiani et al. 1995; Mamo et al. 2000; Naeini & Cook 2000). Das Wasserhaltevermögen wird zudem von der Zufuhr quelfähiger organischer Substanz beeinflusst.

Fazit für die Ökobilanz

Das Porenvolumen nimmt durch Kompost- und Gärrestanwendung entsprechend der Literatur zu. Erhöht wird vor allem der Anteil an Mittel- und Grobporen. Die Zunahme des Porenvolumens wird für die Ökobilanz nicht quantifiziert, da dieser Parameter über das erhöhte Wasserspeichervermögen, die Infiltrationsleistung und Durchlüftung der Böden abgedeckt wird (vgl. Kap. 3.2).

Folgewirkungen

Folgewirkungen ergeben sich vor allem durch ein verbessertes Wasserspeichervermögen, eine verbesserte Infiltrationsleistung und Drainage sowie eine Erhöhung Durchlüftung. Diese werden ebenfalls in Kapitel 3.2 abgehandelt.

3.6.3 Stabilität des Bodengefüges

Wessolek et al. (2008) führen aus, dass die Aggregatstabilität auf organische „Bindemittel“ zurückzuführen ist. Er bezieht sich hier nach Tisdall & Oades (1982) sowie Oades & Waters (1991) auf das Modell der hierarchischen Aggregierung. Nach diesem Modell erfolgt die Stabilisierung auf verschiedenen Größenskalen von Aggregaten und wird durch verschiedene „Bindemittel“ hervorgerufen. Sie sind daher unterschiedlich dauerhaft.

„Einzelne Minerale der Tonfraktion können allein durch die Zusammensetzung der Bodenlösung geflockt sein. Aggregate bis 250 µm werden dagegen durch Huminstoffe (über polyvalente Kationen, schwächere Wasserstoffbrücken und van-der-Waals-Kräfte) sowie durch Polysaccharide, wie sie von aktiven Mikroorganismen ausgeschieden werden, zusammengehalten.“ (Wessolek et al. 2008)

Mikroaggregate werden dabei durch lebende Feinwurzeln und Pilzhyphen sowie durch Polysaccharide zu Makroaggregaten (> 250 µm) mit größeren Poren verknüpft, die u. a. für die Belüftung, Durchwurzelung, Infiltration von Wasser und den Lebensraum der Mesofauna von Bedeutung sind.

Da Makroaggregate aufgrund ihrer Größe gegenüber Scherkräften wesentlich anfälliger sind als Mikroaggregate, werden sie durch häufige Bodenbearbeitung zerstört, wodurch der Abbau der Kittsubstanzen beschleunigt wird. Makroaggregate werden nur dann wieder neu gebildet, wenn regelmäßig umsetzbare, organische Substanz zugeführt wird (Sauerbeck 1992).

Nach Amlinger et al. (2006) besteht ein direkter Zusammenhang mit der mikrobiellen Aktivität, die über Stoffwechselprodukte die Aggregatstabilität positiv beeinflussen.

Die Ergebnisse aus den Dauerversuchen zur Kompostzugabe in Baden-Württemberg hinsichtlich der Aggregatstabilität zeigen nach Kluge et al. (2008) eine starke Überprägung vor allem durch die Bodenarten.

- Auf dem leichten Sandboden wurde keine signifikante Wirkung erzielt. Auch auf einem Standort, der bereits zu Beginn der Versuche aufgrund hoher Tonanteile eine hohe Stabilität der Bodenaggregate aufwies, wurde durch den Kompost keine weitere Verbesserung erzielt.
- Auf dem Standort mit hohen Schluffanteilen dagegen nahm die Aggregatstabilität bei Kompostgaben von jährlich 10 t TM/(ha*a) im Vergleich zur Kontrolle absolut um 4,4 % zu, trotz der großen Streuung der Einzelwerte statistisch gesichert. Als Ursache dafür sind die sehr lockere Lagerung und der hohe Schluffanteil des Bodens anzusehen: optimale Bedingungen für eine Stabilisierung der Bodenkrümel durch Zufuhr an organischer Substanz. Diese Kompostwirkung ist angesichts des relativ strukturlabilen Bodens als eindeutig positiv zu bewerten, da sie dazu beiträgt, der Oberflächenverschlammung durch Niederschläge entgegenzuwirken (Kluge et al. 2008).
- Mittlere bis schwere Böden mit schlechter Bodenstruktur werden leichter bearbeitbar, wodurch sich, wie Erfahrungen von Landwirten zeigen, auch der Treibstoffverbrauch vermindern kann (Kluge et al. 2008).

Deller (2008) schließt aus Untersuchungen zur Kompostanwendung ebenfalls eine reduzierte Trockenrohdichte, d. h. eine Lockerung des Bodens und eine Verbesserung der Aggregatstabilität.

In verschiedenen Studien, die von Wessolek et al. 2008 ausgewertet wurden, finden sich Korrelationen der Aggregatstabilität mit der OBS (vgl. Angers & Carter 1996; Carter 2002; Jastrow & Miller 1998; Übersichten in: Haynes & Beare 1996; Tisdall & Oades 1982 und Loveland & Webb 2003). Es werden lineare, exponentielle sowie logarithmische Zusammenhänge (jeweils mit sehr unterschiedlichen Proportionalitätsfaktoren) beschrieben.

Eine Quantifizierung des allgemeingültigen Zusammenhangs zwischen (Fraktionen) der OBS und der Aggregatstabilität ist nach Wessolek et al. (2008) schon allein durch die Vielfalt der Methoden, die zur Charakterisierung der Aggregatstabilität eingesetzt werden, bisher nicht möglich.

Fazit für die Ökobilanz

Als Ergebnis ist festzuhalten, dass höhere Gehalte an organischer Bodensubstanz in der Regel zu einer erhöhten Stabilität des Bodengefüges führen. Eine Quantifizierung, wie stark sich die Aggregatstabilität der Böden durch die Kompostaufbringung verbessert, ist derzeit aufgrund fehlender Daten nicht möglich.

Folgewirkungen

Als Folgewirkung ist festzuhalten, dass die Aggregierung die größeren Poren in Böden stabilisiert und auf diese Weise den Lebensraum von Meso- und Makrofauna verbessert sowie das Wurzelwachstum erleichtert und in der Folgewirkung das Pflanzenwachstum verbessert. Durch eine verbesserte Aggregatstabilität, d. h. stabilere Bodenstruktur können die Böden leichter bearbeitet werden und sind mechanisch belastbarer. Die damit verbundenen positiven Folgewirkungen, wie z.B. eine geringere Verdichtungsempfindlichkeit und ein verbessertes Pflanzenwachstum, lassen sich nicht quantifizieren. Die potenzielle Erosionsgefährdung wird durch stabilere Aggregate verringert (vgl. Kap. 3.8).

3.6.4 Trockenrohdichte / Verdichtung

Nach Kluge et al. (2008) zeigen Dauerversuche, dass als Wirkung der Kompostausbringung mit der Verbesserung der Aggregatstabilität auch die Trockenrohdichte (TRD)⁷ in Böden reduziert wurde, d. h. die Böden nach der Kompostaufbringung weniger dicht gelagert waren. Mit abnehmender Trockenrohdichte nahm das Porenvolumen zu, wobei dieser Effekt auf schweren Böden seltener zu beobachten war.

Für die Verdichtungsempfindlichkeit bzw. Robustheit von Böden gegenüber Schädverdichtungen ist zusätzlich relevant, dass die Konsistenzgrenzen durch Humus in Richtung höherer Wassergehalte verschoben werden, so dass die Bodenbearbeitung in einem größeren Feuchtebereich der Böden ohne Gefügeschädigung möglich ist (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Die Verringerung der Trockenrohdichte, d. h. die Lockerung des Bodens wirkt der Verdichtung von Böden entgegen. Es ist zu berücksichtigen, dass die Effekte auf den Oberboden beschränkt sind und Verdichtungen in Böden, die sich unterhalb von 30 cm (Pflugsohle) oder im Unterboden befinden, in der Regel nicht beeinflusst werden.

Fazit für die Ökobilanz

In der Regel führen höhere Gehalte an organischer Bodensubstanz zu einer Reduzierung der Trockenrohdichte im Oberboden. Da die langfristige Kompostaufbringung die Gehalte an organischer Bodensubstanz im Boden erhält bzw. von einer Erhöhung der organischen Substanz im Boden von Humusstufe h2 auf h3 ausgegangen wird, erhält bzw. erhöht sich dadurch die Gefügestabilität.

Eine Lockerung des Oberbodens, d. h. eine Reduzierung der Trockenrohdichte durch die Kompostaufbringung, wird in der Literatur weitgehend bestätigt. Eine Quantifizierung der Verringerung der Trockenrohdichte in Böden durch die Kompostaufbringung ist derzeit nicht möglich.

⁷ Die Trockenrohdichte kann in die effektive Lagerungsdichte übertragen werden.

Folgewirkungen

Durch die verringerte Trockenrohdichte und die zunehmenden Porenanteile der Böden verbesserten sich in Feldversuchen mit größerer Infiltration, Wasser- und Luftkapazität auch die Drainage und Durchlüftung der Böden (Kluge et al. 2008).

Durch eine Verringerung der Trockenrohdichte, d. h. die Lockerung des Bodens, können die Böden leichter bearbeitet werden und sind mechanisch belastbarer. Eine verminderte (effektive) Lagerungsdichte und eine erhöhte Aggregatstabilität in Verbindung mit einem verbesserten Bodengefüge und einem erhöhten Grobporenanteil sind Indikatoren für eine bessere Bearbeitbarkeit und geringere Verdichtungsanfälligkeit. Sie können zu einer Reduzierung der Erosion und Verschlammungsneigung (vgl. Kap. 3.8) sowie zu einer erhöhten Infiltration führen (vgl. Kap. 3.2.4).

3.6.5 Durchwurzelungsintensität / Durchwurzelbarkeit

Die Durchwurzelbarkeit kennzeichnet nach KA 5 die physiologische Gründigkeit, d. h. die Tiefe, bis zu der Pflanzenwurzeln in den Boden eindringen können. Da die Kompostaufbringung sich in der Regel in ihrer Wirksamkeit auf die Oberböden beschränkt, ist nicht von einer Zunahme der Durchwurzelbarkeit auszugehen.

Unter Durchwurzelungsintensität wird nach KA 5 die mittlere Anzahl der Wurzeln pro dm^2 verstanden. Eine Durchwurzelungsintensität bis 5 Wurzeln wird als schwach bzw. sehr schwach durchwurzelt bezeichnet, 6 bis 10 Wurzeln kennzeichnen eine mittlere und über 10 Wurzeln eine starke bis sehr starke Durchwurzelungsintensität. Durch die Verringerung der (effektiven) Lagerungsdichte, die Erhöhung des Grob- und Mittelporenanteils und eine verbesserte Wasserspeicherkapazität ist infolge der Anwendung von Komposten und Gärresten von einer Erhöhung der Durchwurzelungsintensität auszugehen. Nach Kluge et al. (2008) zeigen sich in Untersuchungen höhere Pflanzenaufwüchse mit einer größeren Wurzelmasse. Eine Quantifizierung erfolgt in der Literatur nicht.

Fazit für die Ökobilanz

Infolge der Anwendung von Komposten und Gärresten ist von einer Erhöhung der Durchwurzelungsintensität auszugehen. Eine Quantifizierung ist derzeit nicht möglich.

Folgewirkungen

Mit einer erhöhten Durchwurzelungsintensität ist in der Regel eine verbesserte Infiltrationsleistung und Lockerung der Böden verbunden. Diese können jedoch nicht quantifiziert werden.

3.6.6 Textur und Körnung

Durch die Aufbringung von Kompost und Gärresten werden den Böden zusätzlich zur organischen Substanz auch dauerhaft mineralische Bestandteile zugeführt (vgl. Abb. 3).

In der Literatur finden sich keine konkreten Angaben über die Zusammensetzung der mineralischen Substanz und deren Textur, die mit den Komposten aufgebracht werden. Es ist davon auszugehen, dass die Zusammensetzung regionalspezifisch ist, da es sich bei den Anteilen der mineralischen Substanz zu hohen Anteilen um anhaftendes Bodenmaterial z. B. bei Gartenabfällen handelt. Hinzu kommen herausgefilterte Stäube und Sedimente von versiegelten Flächen. Ein weiterer Anteil der mineralischen Substanz sind Blumenerden, denen in der Regel sandiges Material beigemischt wird, so dass die mineralische Substanz in Komposten voraussichtlich zu großen Teilen die Bodenart Sand enthält (IFEU mündl.) und die Korngrößenzusammensetzung in Richtung Sand verschiebt.

Ein Teil der mineralischen Substanz im Kompost liegt in Form von Carbonaten vor. Dieser Anteil ist der Mineralbodenfraktion zuzuordnen, kann jedoch auch gelöst und ausgewaschen werden. Aufgrund der langfristigen Betrachtung der Kompostanwendung wird das Auswaschungspotenzial berücksichtigt und die CaCO_3 -Bestandteile im Kompost von der langfristigen Zufuhr mineralischer Substanzen abgezogen. Die Umrechnung von CaO-Anteilen im Kompost (vgl. BGK 2010) in CaCO_3 erfolgt nach MLR (2010) mit dem Faktor 1,78. Die langfristige Zufuhr mineralischer Substanz und potenzielle Erhöhung des Horizontes ist in Tabelle 20 dargestellt.

Tabelle 20: Zufuhr mineralischer Bestandteile durch die Kompostanwendung je Tonne Kompost TM pro ha und Jahr (Quelle: BGK 2010)

Einheit	Frischkompost und Fertigungskompost (mit Bioabfall)	Fertigungskompost (Grüngut)	kompostierter Gärrest (mit Bioabfall)	Vergleich Eintrag durch Bewirtung*
Mineralische Bestandteile in t (je t Kompost TM/(ha*a))	0,58	0,64	0,63	0,59
CaCO_3 -Anteile in t (je t Kompost TM/(ha*a))	0,075	0,065	0,086	0,114
Langfristige Zufuhr mineralischer Bestandteile in t (je t Kompost TM/(ha*a))	0,50	0,58	0,54	0,48
Szenario 1 (in t / ha*a)	2,1	2,5	2,3	1,8
Szenario 2 (in t / ha*a)	5,0	5,8	5,4	4,8
Erhöhung des Horizonts für Szenario 1 in mm pro Jahr	0,15	0,18	0,16	0,13
Erhöhung des Horizonts für Szenario 2 in mm pro Jahr	0,36	0,41	0,39	0,34

Fazit für die Ökobilanz

Die langfristige Zufuhr mineralischer Bestandteile pro Hektar und Jahr liegt je nach Kompostart bei 0,48 t und 0,58 t je aufgebrachter Tonne TM Kompost (vgl. Tab. 20). Die damit verbundene jährliche Erhöhung des Horizonts ist für Szenario 1 und 2 in Tabelle 20 dargestellt. Über einen langjährigen Aufbringungszeitraum können diese Mengen die Korngrößenzusammensetzung im Oberboden verändern, wobei eine Quantifizierung der Veränderungen von Textur und Korngrößenzusammensetzung bislang nicht möglich ist.

Folgewirkungen

Die Zufuhr von mineralischer Substanz in Böden wirkt gegenläufig zur Erosion von Bodenmaterial (vgl. Kap. 3.8).

3.7 Bodenorganismen / Bodenbiologie / Pflanzenwachstum

Die bodenbiologischen Effekte der Anwendung von Komposten und Gärresten sind eng verzahnt mit den bodenphysikalischen und -chemischen Auswirkungen (z. B. Erhöhung Wasserspeicherkapazität, Erhöhung Porenvolumen, Erhöhung pH-Wert etc.) und der Zufuhr organischer Substanz als Nahrungsquelle für Pflanzen und Bodenorganismen. Diese Prozesse sind jeweils als Wechselwirkungen zu betrachten, da einerseits die Bedingungen für Bodenorganismen verbessert werden und andererseits verschiedene bodenphysikalische Prozesse, wie beispielsweise erhöhte Wasserspeicher- und Luftkapazität, höhere Infiltration oder Lockerung des Bodens, als Folge einer erhöhten biologischen Aktivität und Bioturbation im Boden zu verstehen sind.

3.7.1 Aktivität Bodenorganismen

Zu den maßgebenden und am meisten verwendeten bodenbiologischen Parametern zählt die „mikrobielle Biomasse“. Sie ist definiert als der lebende Anteil der organischen Substanz und wird seit langem als Indikator für die Bodengesundheit verwendet (vgl. u. a. Kluge et al. 2008; Amlinger et al. 2006). Die mikrobielle Biomasse charakterisiert die Abbau- und Syntheseleistungen der Bakterien und Pilze, durch die letztlich anorganische Nährstoffe und Spurennährstoffe aus der organischen Substanz im Boden mobilisiert und damit pflanzenverfügbar werden. Die Meso- und Makrofauna sowie Pflanzenwurzeln sind nicht mit eingeschlossen.

Relevant ist zusätzlich die Basal-Atmung bzw. CO₂-Atmung. Sie ist eine Kenngröße für den Kohlenstoffkreislauf und steht als Summenparameter für die Gesamtheit der biologischen (Stoffwechsel-)Aktivität eines Bodens über die Messung der CO₂-Freisetzung unter standardisierten Bedingungen (vgl. u. a. Kluge et al. 2008; Amlinger et al. 2006).

Des Weiteren werden Siedlungsdichte und Artenzahl von Regenwürmern oder seltener von Tiergruppen der Bodenmesofauna als bodenbiologische Parameter genutzt. Verschiedene Methoden der Enzymaktivität werden verwendet, um spezifische Leistungen des Kohlenstoff- oder Stickstoffmetabolismus zu messen.

Die Versuchsergebnisse zur Auswirkung der Kompostzufuhr auf das Bodenleben und die biologische Aktivität lassen sich nach Amlinger et al. (2006) und Kluge et al. (2008) in folgenden Aussagen zusammenfassen:

- Erhöhung der Gehalte an mikrobieller Biomasse,
- Erhöhung der Basal-Atmung (CO_2 -Atmung) als Kenngröße für den Kohlenstoffkreislauf und Summenparameter für die biologische (Stoffwechsel-)Aktivität eines Bodens,
- höherer Regenwurmbesatz,
- höhere Artenzahl und Abundanz (Besatzdichte) der Mesofauna,
- Erhöhung der Phosphatase-Aktivität, d. h. Erhöhung des Potenzials zur Mineralisierung von organisch gebundenem Phosphor in anorganisches und damit pflanzenaufnehmbares Orthophosphat (PO_4^{3-}),
- Erhöhung der Dehydrogenase-Aktivität als Indikator für die Gesamt-Enzymaktivität des zellinternen Stoffwechsels, d. h. Erhöhung der mikrobiellen Stoffwechselaktivität,
- Erhöhung der Urease-Aktivität als Indikator für den Stickstoffkreislauf.

Dass durch die Kompostzufuhr eine Verbesserung der Bedingungen für Mikroorganismen und insbesondere eine Erhöhung der mikrobiellen Aktivität verbunden ist, wird in der Literatur durchgehend bestätigt. Die Fragestellung, wie stark die mikrobielle Biomasse oder andere bodenbiologische Parameter durch die Kompostzufuhr erhöht wird, lässt sich nach Literaturangaben jedoch nicht eindeutig bestimmen, da zusätzlich zu den Standort- und Bodenfaktoren die Bewirtschaftung und klimatische Effekte relevant sind, so dass auch innerhalb von Versuchsreihen zwar zum Teil (hoch) signifikante Anstiege zu verzeichnen waren, diese jedoch unterschiedlich stark ausfielen (vgl. u. a. Kluge et al. 2008 und Abbildung 8).

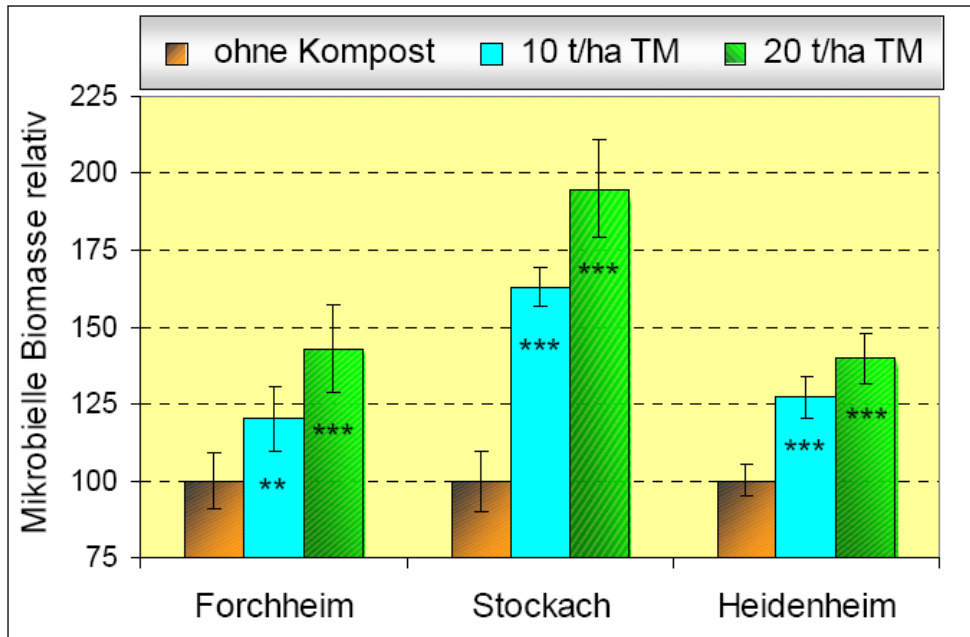


Abbildung 8: Wirkungen der Kompostgaben auf die mikrobielle Biomasse an drei Standorten in Baden-Württemberg (Quelle: Kluge et al. 2008)

Die Effekte der Kompostaufbringung für die Bodenorganismen können wie folgt zusammengefasst werden:

- Optimierung des Lebensraums (Wasser- und Lufthaushalt, Vergrößerung der spezifischen Oberflächen für die Bildung von Haftwasserfilmen als Lebensraum für Bakterienkolonien u. a.);
- Einbringung von Nahrungssubstrat, das das bakterielle Wachstum und in der Folge die enzymatische Aktivität fördert;
- je nach Vorbehandlung direktes Einbringen von Mikroorganismenpopulationen in den Boden.

Zum Verständnis von Schwankungen in den Untersuchungsergebnissen ist zu beachten, dass die unterschiedlich stabilen Fraktionen der organischen Substanz (vgl. Tab. 3) die Höhe der mikrobiellen Biomasse und ihrer Aktivität beeinflussen (vgl. Amlinger et al. 2006). Kurzfristig kann sie durch die Zufuhr organischen Materials mit einem hohen Anteil leicht abbaubarer Fraktionen stark erhöht werden. Dieser Effekt ist jedoch nur temporär. Beispielsweise kann die mikrobielle Biomasse nach der Kompostdüngung um den Faktor 4 bis 6 ansteigen und nach dem Verbrauch der leicht abbaubaren organischen Substanz schnell wieder abnehmen, so dass sie sich innerhalb eines Jahres wieder der Ausgangsmenge annähert (Kögel-Knabner et al. 1996). Auch der Effekt auf die Bodenfauna ist möglicherweise nur temporär vorhanden bzw. kurzfristig ein anderer als langfristig.

Eine langfristige Erhöhung der Gehalte an mikrobieller Biomasse und ihrer Aktivität ist möglich, wenn durch (langfristige) organische Düngung der Gehalt an organischer Substanz im Boden erhöht wird, da diese eine ständige Nahrungsquelle für die Mikroorganismen darstellt und die physikalischen Bedingungen des Lebensraumes verbessert.

In Untersuchungen wurde eine relative Erhöhung der Biomasse zwischen 20 % und 95 % ermittelt (vgl. Timmermann et al. 2003; Flaig 2008).

In Studien wird zudem der Zusammenhang zwischen organischer Substanz und Regenwurmpopulationen untersucht. Hier ist ebenfalls zu beachten, dass Regenwürmer in ihrer Abundanz (Besatzdichte) auf die Zufuhr von organischem Material, das leicht umgesetzt werden kann, stärker reagieren als auf die im Boden vorliegende stabile organische Substanz.

Bei Peres et al. (1998) führte die Kompostdüngung zusätzlich zu einem Anstieg der Artenzahl. Für die Ableitung von allgemeingültigen Vermehrungsraten ist die Datengrundlage jedoch zu gering. Für eine Auswertung von Ergebnissen ist neben der quantitativen Erhöhung auch von Interesse, welche Arten dazukommen, da nicht alle Regenwurmart in gleicher Weise zur Gefügebildung beitragen. Insbesondere die epigäischen, streuzersetzenden Arten, die möglicherweise durch Kompostgaben am meisten gefördert werden, tragen zur Gefügebildung und Aggregatverbesserung des Mineralbodens in geringerem Maß bei.

Für quantifizierende Angaben kann ebenfalls auf die Untersuchung zur Erhöhung der Besatzdichte, insbesondere den Besatz mit Regenwürmern zurückgegriffen werden. So erhöhte sich nach Hartl & Erhart (1998) die Regenwurmdichte bei Untersuchungen in den mit Biokompost beaufschlagten Flächen von ca. 10 Würmern pro 1/4 m² auf > 20. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Anzahl der Regenwürmer pro m² auf Ackerstandorten generell schwankt (Beylich & Graefe 2001) und u. a. von der Bodenart und von der Bodenbearbeitung abhängt. Auch die Abundanz anderer Bodentiergruppen wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Der Einfluss der Kompostdüngung auf die Abundanz kann somit nur standortbezogen unter Berücksichtigung von Bodenart, Bewirtschaftungsweise und klimatischen Effekten quantifiziert werden.

Generell ist davon auszugehen, dass Kompostgaben größere positive Effekte auf das Bodenleben haben, wenn die Bedingungen für die Bodenorganismen im Boden z.B. aufgrund einer erhöhten Verdichtung u. ä. vorher eher ungünstig sind, als in Fällen, in denen die Kompostanwendung auf Böden mit sehr günstigen Bedingungen erfolgt.

Fazit für die Ökobilanz

Mit der Zufuhr von organischem Material bei der Kompostanwendung ist nach Literaturangaben von einer Verbesserung der Lebensbedingungen und Aktivität von Bodenorganismen auszugehen. Untersucht wurde dies an verschiedenen bodenbiologischen Parametern wie z. B. mikrobielle Biomasse, Basal-Atmung oder Regenwurmdichte. Eine Quantifizierung kann über die Erhöhung der Aktivität der mikrobiellen Biomasse erfolgen, die zu den am meisten verwendeten bodenbiologischen Parametern zählt. In Untersuchungen wurde eine relative Erhöhung der Biomasse zwischen 20 % und 95 % ermittelt (vgl. Timmermann et al. 2003; Flaig 2008).

Folgewirkungen

Mit der verstärkten Aktivierung der Biomasse geht in der Regel eine Förderung der Umsetzungsprozesse im Boden einher, wie z. B. Mineralisation der organischen Substanz. Aus der verstärkten Mineralisierung der organischen Substanz resultiert eine erhöhte Freisetzung von düngewirksamen Nährstoffen, vor allem von Stickstoff und Phosphat. Die höhere Aktivität des Bodenlebens führt auch zu bodenphysikalischen Verbesserungen wie einer Erhöhung der Infiltrationsleistung, des Wasserspeichervermögens oder der Aggregatstabilität.

Zusätzlich ist mit der Aktivität des Bodenlebens in der Regel eine Erhöhung der Transformatorleistung und ein Abbau von Schadstoffen durch Mikroorganismen verbunden. Nach Amlinger et al. (2006) ist insbesondere die während der Kompostreifung und Humifizierung aktive mikrobiologische Gemeinschaft dazu befähigt, organische Schadstoffe wie PAKs und andere Kohlenwasserstoffe abzubauen. Frischkompost führt demnach zu einer geringeren Abbauleistung.

Für eine Quantifizierung dieser Folgewirkungen ist die Datenlage derzeit nicht ausreichend.

Zu diskutieren ist ebenfalls, ob die mit der Kompostanwendung verbundene Aktivität der Bodenorganismen auch in Form einer neuen Wirkungskategorie „Biodiversität“ berücksichtigt werden kann. Tendenziell weisen intensiv bewirtschaftete Ackerstandorte ein eingeschränktes Artenspektrum auf, so dass durch Änderungen der Bewirtschaftung – bei denen Kompostgaben einen positiven Beitrag leisten – eine wünschenswerte Erhöhung der Biodiversität erfolgen kann. Für eine Quantifizierung der Biodiversität fehlen jedoch zusätzlich zu entsprechenden Daten zu Veränderungen von Artenzahl, -dichte und -diversität auch abgestimmte Parameter, mit denen eine potenzielle Verbesserung der Biodiversität belegt werden kann.

3.7.2 Phytohygienische Wirkungen

Mit der Aufbringung von Komposten und Gärresten können auf der einen Seite Krankheitserreger (Pathogene) und Unkrautsamen in die Böden eingebracht werden; auf der anderen Seite können durch die Kompostaufbringung bodenbürtige Krankheiten unterdrückt werden.

Pathogene und Unkrautsamen in Komposten

Bioabfall beinhaltet neben verschiedenen Nähr- und Schadstoffen potenziell alle im europäischen Raum vorkommenden phytopathogenen Erreger sowie keimfähige Samen. Phytohygienisch relevante Krankheitserreger sind z. B. pilzliche Erreger wie *Rhizoctonia*, *Sclerotinia*-Arten, *Pythium* und *Phytophthora* oder Bakterien wie *Salmonellen* (vgl. ausführlich Breitenbach 1998; Timmermann et al. 2003).

Für die Anwendung von Komposten ist daher die seuchen- und phytohygienische Unbedenklichkeit ein wichtiges Qualitätskriterium. Durch den Kompostierungsprozess muss entsprechend der Bioabfall-Verordnung sichergestellt werden, dass die im Bioabfall enthaltenen Pathogene abgetötet werden, damit bei der Anwendung der Komposte keine Verschleppung bzw. Anreicherung von Pflanzenkrankheitserregern stattfinden kann.

Für die erforderliche seuchen- und phytohygienische Wirkung ist die Heißrotte, die auch als Intensiv- oder Hauptrottephase bezeichnet wird, von wesentlicher Bedeutung. Sie ist bei gütegesicherten Komposten vorgeschrieben. Bei einer Erwärmung auf mindestens 65 °C über einen Zeitraum von sieben Tagen werden Unkrautsamen und andere austriebsfähige Pflanzenteile inaktiviert. Hier sind die Unterschiede in der Herstellung zu berücksichtigen: Frischkompost wird der Heißrotte unterzogen (Reifegrad II und III), während Fertigkompost zusätzlich die Nachrotte durchläuft (Reifegrad IV und V). Für Gärreste aus thermophiler Vergärung wird von einer vergleichbaren Hygienisierungsleistung ausgegangen wie bei der Hauptrotte. Gärreste aus Bioabfall aus mesophiler Vergärung müssen vor oder nach der Vergärung entsprechend den Vorgaben der EU-Hygiene-Verordnung gesondert hygienisiert werden (70 °C über 1 Stunde).

Die Wirkung erfolgt bei der Heißrotte weitgehend durch die Hitzeeinwirkung, über die vegetative Stadien vieler Arten der Mikroflora abgetötet werden, darunter auch solche, die sich nicht aus thermoresistenten Ruhestadien, z. B. Sporen, regenerieren können. Diese werden durch antagonistische Effekte der Mikroflora während der Reifung des Kompostes ergänzt. Nach Breitenbach (1998) ist das Pilzspektrum im Kompost am Ende der Heißrotte relativ arm und umfasst nur phytohygienisch unbedenkliche Pilzarten. Im Verlauf der Nachrotte erfolgen bei hoher biologischer Aktivität, günstigen Feuchte- und Nährstoffverhältnissen und optimaler Luftführung qualitative und quantitative Veränderungen der Pilzflora. Diese erklären u. a. die gesundheitsfördernde Wirkung von Komposten.

Messparameter für die seuchenhygienische Unbedenklichkeit gegenüber Krankheitserregern ist der Leit-Mikroorganismus *Salmonella*. Eine phytohygienische Unbedenklichkeit ist gegeben, wenn der Grenzwert der Bioabfall-Verordnung von 2 Keimpflanzen/l Prüfsubstrat im Mittel unterschritten wird.

Verschiedene Untersuchungen bestätigen die phytohygienische Unbedenklichkeit:

Nach Breitlinger (1998) umfasst „die Pilzflora der Frisch- und Fertigkomposte fast ausschließlich mesothermophile, saprophytische und unter phytosanitären Gesichtspunkten unbedenkliche oder antagonistisch wirkende Pilzarten“.

Nach Kluge et al. (2008) waren bei Untersuchung *Salmonella* in Komposten durchweg nicht nachweisbar. Die Anteile koliformer Keime bewegten sich unterhalb von unbedenklichen Orientierungswerten. Keimfähige Samen und austriebsfähige Pflanzenteile lagen bei den Untersuchungen im arithmetischen Mittel bei 0,09 Keimpflanzen/l FM und damit deutlich unterhalb des Grenzwertes der Bioabfall-Verordnung von 2 Keimpflanzen/l FM. Es wurden keine messbaren Belastungen festgestellt.

Höhere Gehalte an Unkrautsamen bei den Untersuchungen waren in erster Linie auf den vereinzelt Einsatz von Frischkomposten zurückzuführen. Diese durchlaufen zwar ebenfalls die Heißrotte, weisen jedoch häufiger als Fertigkomposte geringe Anzahlen an keimfähigen Samen und austriebsfähigen Pflanzenteilen auf. Hier kam es auch in Einzelfällen mit Werten von 2 oder 3 Keimpflanzen/l FM zu geringen Grenzwertüberschreitungen (vgl. Kluge et al. 2008).

Daraus folgt als Ergebnis, dass die Seuchen- und Phytohygiene der pflanzenbaulich verwerteten Komposte i. d. R. gewährleistet ist, wenn eine ordnungsgemäße Heißrotte durchgeführt wurde (Ausnahme in Einzelfällen bei Frischkomposten).

Förderung Pflanzengesundheit

Pflanzen können durch Virus-, Bakterien- und Pilzbefall sowie durch Insekten, insbesondere deren Larvenstadien, Milben, Nematoden und andere Organismen geschädigt werden. Die Aufbringung von Komposten kann hier für die Pflanzen gesundheitsfördernd wirken: zum einen durch eine Stärkung der eigenen Abwehrkräfte der Pflanzen als Folge der Verbesserung der Wachstumsbedingungen und zum anderen über spezifische, Krankheiten und Schädlinge unterdrückende Mechanismen (vgl. Kluge et al. 2008; Amlinger et al. 2006).

Eine wesentliche Voraussetzung für die mikrobiologische Aktivität des Bodens ist eine optimale Einstellung der Rottephasen, um auf der einen Seite pathogene Erreger abzutöten (s. o.) und auf der anderen Seite insbesondere über die Prozesse in der Nachrotte biologisch aktive Komposte zu erhalten, durch die suppressive Wirkungen (Unterdrückung von Krankheiten) erreicht werden. Kluge et al. (2008) bewertet die in Untersuchungen festgestellten, hohen Gehalte an Bakterien und Pilzen in Böden nach Kompostanwendung als Ausdruck für einen biologisch aktiven Boden.

Nach Amlinger et al. (2006) beruht der Hauptschutzmechanismus gegen Pflanzenkrankheiten auf der mikrobiellen Aktivität der Komposte. Kompost bietet den Antagonisten der Pflanzenpathogene Schutz und Nahrung. Die Unterdrückung von Krankheiten, d. h. die suppressive Wirkung bzw. biologische Kontrolle, basiert auf mikrobiologischen Interaktionen (Breitenbach 1998) wie:

- Konkurrenz (Antagonisten konkurrieren mit pathogenen Erregern um Lebensraum und Nährstoffe),
- Antibiose (Hemmung der Entwicklung oder Abtöten von Organismen durch andere aufgrund der erzeugten Stoffwechselprodukte),
- Hyperparasitismus (Form des Zusammenlebens von Organismen zum einseitigen Vorteil der Parasiten auf Kosten des Wirts).

Dem entsprechen die Ergebnisse von Breitenbach et al. (1998), dass die meisten der dominanten Pilze in Komposten nach der Reifungsphase einen antagonistischen Effekt gegen verschiedene Pathogene aufweisen.

Beispielsweise können nach Cohen & Chefetz et al. (1998) (in: Amlinger et al. 2006) für die Unterdrückung von *Fusarium* sp. hitzeresistente fungistatische Substanzen im Kompost verantwortlich gemacht werden.

Zur Bewertung der Wirksamkeit ist der Mikroorganismenkomplex eines Kompostes als Ganzes von Bedeutung, während teilweise einzelne Komponenten unter isolierten Versuchsbedingungen keine Wirkungen zeigen. So ist die Diversität an Mikroorganismen in Komposten bedeutsam, da nach Sullivan (2004) die hohe Anzahl und Diversität an Mikroben in Komposten Wurzelkrankheiten unterdrücken kann, die von *Pythium* und *Phytophthora* verursacht werden. Fuchs (2003) beschreibt, dass die suppressive Wirkung meist proportional zur Menge der Kompostgabe ist und in direkter Beziehung zur Anzahl an Mikroben des Substrates steht.

Fazit für die Ökobilanz und Folgewirkungen

Die im Bioabfall enthaltenen Krankheitserreger und keimfähigen Samen werden durch die vorgeschriebene Hygienisierung in der Regel deaktiviert, so dass keine negativen Folgewirkungen mit der Kompostausbringung verbunden sind.

Positive direkte Effekte auf die Pflanzengesundheit durch die Unterdrückung bodenbürtiger Erreger werden in der Literatur bestätigt, jedoch nicht quantifiziert. Zusätzliche indirekte Effekte, die den allgemeinen Gesundheitsstatus der Pflanzen erhöhen, sind über die Beeinflussung der Wachstumsbedingungen für die Pflanzen gegeben, wie Erhöhung der Wasserspeicherkapazität, Durchlüftung und Infiltration etc. Diese lassen sich nur über die einzelnen Parameter angeben, soweit diese quantifiziert werden können (s. voranstehende Kapitel).

3.7.3 Pflanzenwachstum und -produktion

Durch die Aufbringung von Kompost und die Zufuhr an organischer Substanz werden die Prozesse im Boden und die Bodeneigenschaften positiv beeinflusst. Veränderungen wie eine potenzielle Verbesserung der Pflanzengesundheit und eine Erhöhung des Pflanzenwachstums bzw. Einflüsse auf die Qualität der Ernteprodukte sind als Folgewirkungen zu betrachten, die z. B. aus verbesserter Bodenstruktur, Nährstoffversorgung etc. resultieren. Ein potenziell verbessertes Pflanzenwachstum ist als Kombinationswirkung zu betrachten. Verschiedene Studien untersuchen deshalb direkt die Zusammenhänge zwischen Kompostaufbringung und Ertrag bzw. Pflanzenwachstum sowie die Einflüsse auf die Qualität von landwirtschaftlichen Produkten.

Pflanzenwachstum

Nach Wessolek et al. (2008) können die – mit den Komposten zugeführten – niedermolekularen organischen Stoffe verschiedene Stoffwechselprozesse in Pflanzen eindeutig stimulieren, auch wenn ein reiner Nährstoffeffekt ausgeschlossen werden kann. Entsprechend Kapitel 3.1 wird langfristig von einer Humussteigerung in Böden für Szenario 2 ausgegangen.

Nach Amlinger et al. (2006) kann trotz der hohen Variabilität an Versuchsbedingungen eine positive Ertragswirkung als generelle Wirkungsgesetzmäßigkeit der Kompostdüngung formuliert werden. In einer Auswertung von verschiedenen Untersuchungen kommen Amlinger et al. (2006) zu dem Ergebnis, dass Kompost stets signifikante Ertragszuwächse gegenüber ungedüngten Kontrollflächen bewirkt. Allerdings waren auf kompostgedüngten Böden im Vergleich zu Kontrollflächen, die mit Mineraldünger bestückt werden, in der Regel keine höheren Erträge gegeben. Teilweise (v. a. auf schlecht versorgten Böden) wurden Ertragsminderungen festgestellt.

Für die Ökobilanz wird davon ausgegangen, dass im Rahmen der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft eine Ausgleichsdüngung (insbesondere von Stickstoff) erfolgt, so dass keine Mangelversorgung der Böden gegeben ist. Entsprechend den positiven Wirkungen auf die Bodeneigenschaften (vgl. Kap. 3.1 bis 3.8) ist von verbesserten Wachstumsbedingungen für die Pflanzen auszugehen, eine Quantifizierung der Zuwächse kann jedoch nicht vorgenommen werden.

Erntequalität

Potenziell ist durch die Kompostaufbringung eine höhere Qualität der Ernteprodukte möglich. Die vorliegenden Untersuchungen sind jedoch sehr uneinheitlich:

- Nach Amlinger et al. (2006) erhöht die Anwendung von Kompost das Ertragspotenzial und zum Teil auch qualitative Merkmale der Ernteprodukte. Die Ergebnisse sind jedoch sehr vom Ertragspotenzial des Standortes und der Fruchtfolge abhängig. Kulturen mit einer längeren Vegetationsphase zeigen eine bessere Ausnutzung der Kompost-Nutzwirkung. Kompost kann als organischer Mehrnährstoffdünger angesprochen werden und ersetzt neben der vorwiegend bodenverbessernden Wirkung (Humus, basisch wirkende Bestandteile) als solcher eine Phosphor- und Kalidüngung.
- Eine kurzfristige Kompostanwendung hatte nach Timmermann et al. (1999) keinen Einfluss auf Nährstoffgehalte und Qualität von Getreidearten und Mais. Auch nach Buchgraber (2002) sind keine signifikanten Unterschiede zu Kontrollvarianten bei umfangreichen Qualitätsuntersuchungen in Österreich (u. a. Backeigenschaften von Winterweizenmehl, Mälzeigenschaften von Braugerste, Fettsäuremuster von Rapsöl) nach 5- bzw. 6-jähriger Versuchsdauer gegeben.
- Bei Zuckerrüben war nach Kompostapplikation eine Verschlechterung der Qualitätsparameter (Erhöhung des Aminostickstoffs und des K-Gehaltes im Zuckersaft) zu verzeichnen (vgl. Edelbauer 1996).

Fazit für die Ökobilanz

Da die wenigen, bisher vorliegenden Ergebnisse zur Kompostwirkung auf die Qualität der Ernteprodukte sehr unterschiedlich ausfallen, kann keine Quantifizierung vorgenommen werden.

3.8 Erosionsgefährdung

Nach § 17 BBodSchG sind durch die Einhaltung der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft Bodenabträge möglichst zu vermeiden. Dennoch ist eine potenzielle Erosionsgefährdung vorhanden.

Dauerhafte Kompostausbringung und eine damit verbundene Anreicherung an OBS nimmt einen positiven Einfluss auf die Erosionsgefährdung der Böden durch Wasser (vgl. Kluge et al. 2008). Neben diesem Vorteil, der im Folgenden näher erläutert wird, kommt es durch die Zufuhr von mineralischer Substanz durch die Kompostaufbringung (vgl. Kap. 3.6.6) zu einer Horizonterhöhung. Diese wirkt bei geringen flächenhaften Abträgen gegenläufig zur Erosion und gleicht den Mineralbodenverlust teilweise aus. Diese Wirkung ist jedoch nicht bei hohen flächenhaften und linienhaften Bodenabträgen gegeben.

Das Ausmaß der potenziellen Bodenerosion lässt sich mittels Modellen quantifizieren. So wird nach der ABAG (Allgemeine Bodenabtragsgleichung) der zu erwartende Bodenabtrag durch Wassererosion wie folgt bestimmt (DIN 19708):

$$A = R \cdot K \cdot S \cdot L \cdot C \cdot P$$

mit:

A = langjährige zu erwartende mittlerer Bodenabtrag (t/(ha*a))

R = Oberflächenabfluss- und Regenerositätsfaktor N/(h*a)

K = Bodenerodierbarkeitsfaktor (t*h)/(ha*N)

S = Hangneigungsfaktor

L = Hanglängenfaktor

C = Bodenbedeckungs- und Bodenbearbeitungsfaktor

P = Faktor zur Berücksichtigung von Erosionsschutzmaßnahmen

Da in der Regel die Faktoren L, C und P vor Ort gebietsspezifisch erhoben werden müssen, wird zur Abschätzung des Einflusses der Kompostaufbringung bzw. der dadurch eingebrachten OBS auf die Erosionsgefährdung die natürliche Erosionsgefährdung (E_{nat}) verwendet (DIN 19708):

$$E_{nat} = R \cdot K \cdot S$$

Bestimmung R-Faktor (Regenintensitätsfaktor):

Wenn für Energie und Intensität der Niederschläge konkrete Prognosen fehlen, kann die Ableitung von R aus der Jahresniederschlagshöhe erfolgen.

Es wird hierzu die Formel für Deutschland angesetzt. Dabei wird die langjährige mittlere Niederschlagsmenge für Deutschland nach Hölting (2005) mit 837 mm angenommen:

$$R = 0,0788 \cdot 837 \text{ (mm)} - 2,85 \text{ (n = 139, r = 0,787)}$$

Demnach beträgt der R-Faktor 63,14.

Bestimmung S-Faktor (Hangneigungsfaktor):

Es wird ein Standardhang mit 5°-Gefälle angenommen (DIN 19708). Damit beträgt der S-Faktor 1.

Bestimmung K-Faktor (Bodenerodierbarkeitsfaktor):

Der K-Faktor wird vom Gehalt an OBS mitbestimmt:

$$K = (K_b \cdot K_h + K_a + K_d) \cdot K_s$$

mit:

K_b der bodenartenabhängige Anteil des K-Faktors

K_h der humusgehaltsabhängige Anteil des K-Faktors

K_a der aggregatgrößenabhängige Anteil des K-Faktors

K_d der wasserdurchlässigkeitsabhängige Anteil des K-Faktors

K_s der grobbodenbedeckungsabhängige Anteil des K-Faktors

Um den Einfluss der OBS auf den Bodenabtrag rechnerisch einfach und nachvollziehbar zu erfassen, werden die in Tabelle 21 dargestellten Annahmen getroffen. Zum Vergleich werden neben der Bodenart des Referenzbodens (gelb markiert) weitere Bodenarten dargestellt, die extrem gering, extrem hoch und mittel erodierbar sind.

Tabelle 21: K-Faktoren in Abhängigkeit ausgewählter Bodenarten (Referenzboden farbig markiert)

Bodenart K-Faktoren	Tl	Ss	Ls2	Uu	Us
Ks*	1	1	1	1	1
Kb	0,02	0,10	0,35	0,71	0,63
Kd	0,07	-0,07	0,03	0,03	0,03
Ka**	0,08	0	0	0	0
Kh	h1 = 1,15 h2 = 1,05 h3 = 0,9 h4 bis h5 = 0,8				

Ks*: 1 = Grobbodenanteil ist < 2 % Flächenbedeckung

Ka**: 0 = feinkrümelig; 0,08 = blockig, plattig, fest

Daraus berechnen sich die in Tabelle 22 dargestellten Bodenabträge der Erosionsgefährdung $[t/(ha \cdot a)]$. Für die Bodenart des Referenzbodens ergibt sich in Humusstufe h3 eine potenzielle Bodenabtragsgefahr von 37,7 $t/(ha \cdot a)$ für Humusstufe h2 von 43,7 $t/(ha \cdot a)$. Die Differenz bei einer Humusanreicherung in Szenario 2 von Humusstufe h2 zu h3 beträgt somit 6 $t/(ha \cdot a)$, d.h. die potenzielle Erosionsgefährdung wird um 6 $t/(ha \cdot a)$ reduziert. Dies entspricht bei der angenommenen Trockenraumdichte von 1,4 g/cm^3 einer potenziellen Abtragsreduzierung von 0,43 mm pro Jahr.

Tabelle 22: Erosionsgefährdung – Bodenabträge $[t/(ha \cdot a)]$ in Abhängigkeit von Bodenart und Humusstufe (Referenzboden gelb markiert)

Bodenart	Humusstufe				Differenz Humusstufe		
	h1	h2	h3	h4-h5	h2-h1	h3-h2	h4-h3
Tt	10,9	10,8	10,6	10,5	0,1	0,2	0,1
Ss	2,8	1,9	1,3	0,63	0,9	0,6	0,67
Ls	27,3	25,1	21,8	19,6	2,2	3,3	2,2
Uu	53,5	49	42,2	37,8	4,5	6,8	4,4
Us	47,7	43,7	37,7	33,7	4	6	4

Neben den dargestellten Faktoren bestimmen der Bedeckungsgrad des Bodens und der Oberbodenzustand (der sogenannte C-Faktor) die Erosionsanfälligkeit mit. Diese ist zu jedem Zeitpunkt der Kulturperiode unterschiedlich. So nimmt z.B. die

Schutzwirkung mit zunehmendem Entwicklungsstand einer Pflanze zu. Es werden insgesamt sechs Kulturperioden separat gerechnet (von der Bodenbearbeitung über das Saatbeet bis zur Ernte).

Dieser C-Faktor der Erosionsanfälligkeit wird mit dem sogenannten relativen Bodenabtrag quantifiziert. Der C-Faktor ist regionalspezifisch, es liegen keine bundesweit einheitlich gültigen C-Faktoren vor (vgl. DIN 19708 2005). In der DIN 19708 sind nur für Bayern regionalspezifische C-Werte aus Tabellen ableitbar. Dort hat Mais einen C-Faktor von 0,327 und Weizen von 0,036.

Für Mais ist in bodenkundlichen Arbeiten in den Berechnungen häufig ein C-Faktor von 0,4 und für Weizen von 0,06 angesetzt (z.B. LUBW 2011; Fohrer 2007). Diesem Ansatz wird hier gefolgt.

Unter Ansatz der Fruchtfolge Weizen / Mais / Mais (vgl. Kap. 2) errechnet sich somit ein mittlerer C-Faktor von 0,29. Tabelle 23 zeigt die berechneten potenziellen Bodenabträge unter Einbeziehung des mittleren C-Faktors von 0,29 für die Fruchtfolge Weizen / Mais / Mais. Diese liegen für die Bodenart des Referenzbodens (gelb markiert) für die Humusstufe h2 bei 12,7 t/(ha*a) und für die Humusstufe h3 bei 10,9 t/(ha*a). Die Differenz bei einer Humusanreicherung von Humusstufe h2 zu h3 für Szenario 2 liegt somit bei 1,8 t/(ha*a), d.h. die potenzielle Erosionsgefährdung für die Fruchtfolge Weizen / Mais / Mais wird um 1,8 t/(ha*a) durch die Kompostanwendung reduziert. Dies entspricht bei der angenommenen Trockenraumdichte von 1,4 g/cm³ einer potenziellen Abtragsreduzierung von 0,13 mm pro Jahr.

Tabelle 23: Erosionsgefährdung – Bodenabträge [t/(ha*a)] in Abhängigkeit von Bodenart und Humusstufe unter Einbeziehung eines C-Faktors für die Fruchtfolge Mais / Mais / Weizen (Referenzboden gelb markiert)

Bodenart	Humusstufe				Differenz Humusstufe		
	h1	h2	h3	h4-h5	h2-h1	h3-h2	h4-h3
Tt	3,1	3,1	3,1	3,0	0	0	0,1
Ss	0,8	0,6	0,4	0,2	0,2	0,2	0,2
Ls	7,9	7,3	6,3	5,7	0,6	1	0,6
Uu	15,5	14,2	12,2	11,0	1,3	2	1,2
Us	13,8	12,7	10,9	9,8	1,1	1,8	1,1

Die strukturverbessernden Prozesse und die infiltrationsverbessernden Prozesse der OBS, die beide auch erosionsmindernd wirken, können zurzeit in die Berechnung noch nicht einbezogen werden, da hierzu keine geeigneten, einfach einsetzbaren Modelle vorliegen. Das heißt, dass erosionshemmende Wirkungen, die ähnlich wie beim Mulchen die Oberflächenstruktur des Bodens verbessern, nicht bilanziert werden und die potenzielle Wirkung höher einzustufen wäre.

Fazit für die Ökobilanz

Es wird in Szenario 2 angenommen, dass durch die Kompostzugabe der Boden von Humusstufe h2 in Humusstufe h3 gelangt. Eine Unterscheidung für die unterschiedlichen Kompostarten wird nicht vorgenommen, da für alle Kompostarten die gleiche Anreicherung vorausgesetzt wird.

Wird der Humusgehalt im Referenzboden durch die Kompostaufbringung erhöht, vermindert sich die potenzielle Erosionsgefährdung unter den beschriebenen Rahmenbedingungen um $6 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. Unter Einbeziehung eines C-Faktors der Fruchtfolge Weizen / Mais / Mais beträgt die fruchtfolgespezifische Erosionsverminderung $1,8 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$. In Relation zum geschätzten Abtrag in der Humusstufe h2 von $12,7 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ wird die Erosionsgefährdung um ca. 14 % reduziert.

Ergänzend zum Referenzboden werden in Tabelle 23 zusätzlich die minimalen und maximalen potenziellen Abträge für die Fruchtfolge Weizen / Mais / Mais dargestellt: Für Ackerböden der Bodenarten Schluff (Uu) vermindert sich die potenzielle Erosionsgefährdung um $2 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$, während für Böden der Bodenart toniger Ton (Tt) keine Verbesserung erzielt wird.

Erosionsmindernd wirkt zusätzlich die Zufuhr mineralischer Substanz durch die Kompostaufbringung (vgl. Kap. 3.6.6). Die Erhöhungen und Zufuhrmengen für die betrachteten Kompostarten sind in Tabelle 20 zusammengefasst.

Somit beträgt die Mineralbodenzufuhr für Szenario 2 unter Abzug der CaCO_3 -Anteile je nach Kompostart:

- für Frischkompost Grün/Bioabfall $5 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$
- für Fertigkompost Grün/Bioabfall $5,8 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$
- für Fertigkompost Grüngut $5,4 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$
- für kompostierte Gärreste $4,8 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$.

Unter Berücksichtigung der fruchtfolgespezifischen Erosionsgefährdung von $1,8 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$ für den Referenzboden und der Zufuhr von mineralischer Substanz ergibt sich die folgende potenziell erosionsmindernde Wirkung für Szenario 2:

- für Frischkompost Grün/Bioabfall $6,8 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$
- für Fertigkompost Grün/Bioabfall $7,6 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$
- für Fertigkompost Grüngut $7,2 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$
- für kompostierte Gärreste $6,6 \text{ t}/(\text{ha} \cdot \text{a})$.

So verbleiben und gelangen insgesamt unter den beschriebenen Rahmenbedingungen jährlich zwischen 6,6 und 7,6 t Bodenmaterial zusätzlich durch die Kompostaufbringung auf 1 ha.

Folgewirkungen

Durch die Reduzierung der Bodenerosion durch Wasser kommt es zu verminderten Bodenabträgen und -umlagerungen (On-site-Schäden) und somit auch zu vermin-

derden Einträgen von Bodenmaterial in angrenzende Gewässer, Straßengräben oder auch Siedlungsgebiete (Off-site-Schäden).

Durch den Abtrag von Oberböden durch Wassererosion gehen auf der Ackerfläche Nährstoffe, Pflanzenbehandlungsmittel und organische Substanz verloren. Diese Stoffe müssen ersetzt werden. Durch den Verlust von Mineralboden und organischer Substanz vermindert sich zudem das Wasserspeichervermögen. Auch kann es zu direkten Schäden gerade an Keimlingen und jungen Pflanzen kommen, wenn diese mit abgespült oder durch Umlagerungen überdeckt werden. Unerwünschte Wirkungen von Off-site-Schäden in Gewässern sind oft auf die unerwünschten Stickstoff- und Phosphateinträge zurückzuführen (Eutrophierung). Aber auch der Eintrag von Pflanzenbehandlungsmittel kann gravierende ökologische Folgen haben. Durch die Sedimenteinträge erfolgen zudem Verlandungen (Scheffer & Schachtschabel 2002). Während die ABAG Abschätzungen über die potenzielle Bodenerosion erlaubt, liegen keine Angaben darüber vor, welche erodierten Bodenmengen im Mittel in Deutschland tatsächlich über die Randstreifen hinweg in die Oberflächengewässer gelangen.

Auch in Straßen- und Entwässerungsgräben sind Sedimenteinträge unerwünscht, da diese Systeme dadurch ihre Funktionsfähigkeit verlieren. Durch das notwendige Auskoffern entstehen hohe Unterhaltungskosten. Ganz gravierend werden die Kosten, wenn das erodierte Bodenmaterial in Siedlungsgebiete eingetragen wird.

Für eine Quantifizierung dieser Folgewirkungen liegen in der Literatur keine geeigneten Daten vor.

4 FOLGEWIRKUNGEN

Die in Kapitel 3 ausgeführten Wirkungen der Kompostaufbringung auf die Böden führen zu verschiedenen Folgewirkungen auf andere Umweltmedien bzw. die Nutzbarkeit von Böden und Pflanzenproduktion. Zusammenfassend werden die bodenbezogenen Veränderungen den potenziellen Folgewirkungen zugeordnet.

4.1 Pflanzenwachstum

Durch die Kompostanwendung ist von einem verbesserten Pflanzenwachstum auszugehen. Dies wird gefördert durch die folgenden Faktoren:

- Ein erhöhtes Wasserspeichervermögen (nFK) stellt Pflanzen in Trockenphasen ein höheres Maß an gespeichertem Niederschlagswasser zur Verfügung.
- Im Rahmen der Mineralisation werden beim Abbau der organischen Substanz durch Mikroorganismen CO_2 , NH_4 , NO_2 , PO_3 und SO_2 freigesetzt und stehen den Pflanzen als Nahrungsquelle zur Verfügung. Durch eine erhöhte mikrobielle Aktivität wird die Nährstoffverfügbarkeit erhöht. Dies betrifft v. a. Enzymaktivitäten, die zu einer erhöhten Dehydrogenase und Phosphatase führen.
- Die positiven phytosanitären Wirkungen führen zu einer geringeren Anfälligkeit von Pflanzen gegenüber Krankheiten.
- Die schnellere Bodenerwärmung führt insbesondere im Frühjahr zu einer Wachstumsförderung.
- Die geringere Lagerungsdichte im Oberboden erleichtert das Wurzelwachstum und reduziert in Kombination mit einer verbesserten Infiltrationsleistung die Staunässebildung.
- Die Reduzierung der Erosionsanfälligkeit, u. a. bedingt durch eine höhere Aggregatstabilität, erhält die Bodeneigenschaften und -qualität und mindert den Bodenabtrag.

Potenzielle Kriterien für Ökobilanz

Eine Quantifizierung, in welchem Maß eine Ertragssteigerung einer bestimmten Menge pro Tonne Kompost erreicht wird, ist nicht möglich.

4.2 Einsatz von Düngemitteln

Durch die Kompostanwendung ist von einer Einsparung an mineralischen Düngemitteln oder Bedarf an Wirtschaftsdünger auszugehen. Dies ist bedingt durch die folgenden Faktoren:

- Kompost enthält Nährstoffe, die mit der Kompostaufbringung dem Boden zugeführt werden und den Pflanzen zur Verfügung stehen. Die eingesparten Mengen sind in Kapitel 3.3 aufgeführt und betreffen insbesondere die Nährstoffe Stickstoff, Phosphat und Kalium.
- Kompost enthält Calcium, das den Böden zugeführt wird und zur Erhaltungskalkung beiträgt bzw. diese vollständig substituiert. Die eingesparten Mengen sind in Kapitel 3.3.5 dargestellt.

Potenzielle Kriterien für Ökobilanz

Die eingesparten Mengen an Düngemitteln sind in den Tabellen in Kapitel 3.3 aufgeführt und können monetär berechnet werden.

4.3 Einsatz von Pflanzenschutzmitteln

Durch die Kompostanwendung ist von einer Einsparung an Pflanzenschutzmitteln auszugehen.

Aufgrund der phytosanitären Wirkungen von Kompost ist von einem reduzierten Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auszugehen. Diese Ersparnis kann nicht quantifiziert werden.

4.4 Anpassung an den Klimawandel

Durch die Kompostanwendung ist von einer Speicherung bzw. potenziellen Freisetzung von klimarelevanten Gasen sowie einer erhöhten Fähigkeit der Böden, sich an den Klimawandel anzupassen, auszugehen. Dies ergibt sich aus den folgenden Faktoren:

- Durch die Speicherung von Kohlenstoff wird dieser der Atmosphäre entzogen. Die gespeicherten Mengen sind in Kapitel 3.1 dargestellt.
- Im Rahmen der Mineralisation wird beim Abbau der organischen Substanz CO_2 , NH_4 , NO_2 , PO_3 und SO_2 freigesetzt. Bei einer unsachgemäßen Einarbeitung können klimarelevante Gase wie z. B. Lachgas entstehen. Die potenzielle Freisetzung lässt sich durch eine sachgemäße Einarbeitung verhindern.
- Durch ein erhöhtes Wasserspeichervermögen wird die Fähigkeit des Bodens erhöht, (klimawandelbedingten) Trockenstress für Pflanzen zu reduzieren.

- Durch die erhöhte Aggregatstabilität wird der potenzielle Abtrag des Bodens bei (klimawandelbedingten) Starkniederschlagsereignissen reduziert.

Potenzielle Kriterien für Ökobilanz

Die Kohlenstoff-Speicherfunktion der Böden lässt sich über die ggf. langfristig gespeicherte Menge an Kohlenstoff in Böden als CO₂-Äquivalent bestimmen (vgl. Kap. 3.1).

4.5 Wasserhaushalt

Durch die Kompostanwendung ist von einer verbesserten Regelungsfunktion von Böden im Wasserhaushalt und einer reduzierten Hochwassergefährdung auszugehen. Dies ergibt sich aus den folgenden Faktoren:

- Durch die Steigerung der Wasserspeicherkapazität (FK) können die in Kapitel 3.2 dargestellten Mengen an Niederschlagswasser je Quadratmeter zusätzlich im Boden gespeichert werden.
- Zusätzlich wird die Luftkapazität erhöht, die auf ebenen oder flach geneigten Standorten bei Niederschlagsereignissen zusätzlich zur Wasseraufnahme beiträgt.
- Durch die Zufuhr an Kompost wird das Infiltrationsvermögen erhöht, so dass die Niederschläge schneller in den Untergrund geleitet werden können und geringere Mengen oberflächlich abfließen.

Potenzielle Kriterien für Ökobilanz

Die Mengen an Niederschlagswasser (Liter je Quadratmeter), die potenziell in Böden gespeichert oder in den Untergrund abgeleitet werden, können den Rückhalt von Niederschlagswasser erhöhen.

4.6 Bewässerung

Durch die Kompostanwendung ist von einer erhöhten Wasserspeicherkapazität der Böden auszugehen. Die Steigerung der Wasserspeicherkapazität (nFK) ist in Kapitel 3.2 dargestellt. Im Mittel steigt im Referenzboden die nFK um 30 m³/ha; die Bandbreite nach Bodenart reicht von 0 bis 60 m³/ha.

Potenzielle Kriterien für Ökobilanz

Die Menge an Niederschlagswasser (Liter je Quadratmeter), die potenziell in Böden gespeichert wird, kann in Trockenphasen zu einer Reduzierung der Bewässerungsleistung führen.

4.7 Wasserqualität

Durch die Kompostanwendung ist von einem potenziellen Beitrag zur Verbesserung der Qualität von Grund- und Oberflächengewässer auszugehen. Dies ergibt sich aus den folgenden Faktoren:

- Durch die Erhöhung der organischen Substanz erhöht sich das Potenzial des Bodens zur Festlegung von Schadstoffen. Dieses kommt bei anorganischen Schadstoffen jedoch erst bei einem Unterschreiten der Grenz-pH-Werte zum Tragen.
- Bedingt durch die erhöhte mikrobielle Aktivität kann der Abbau von organischen Schadstoffen erhöht werden.
- Durch die geringere Erosionsanfälligkeit kann sich potenziell der Austrag von Phosphat und ggf. Schadstoffen in die Oberflächengewässer reduzieren, wenn Ackerflächen an Oberflächengewässern liegen und keine ausreichenden Gewässerrandstreifen angelegt werden.

Potenzielle Kriterien für Ökobilanz

Eine Quantifizierung der potenziell reduzierten Schadstoffmenge in Grund- und Oberflächengewässer ist nicht möglich.

4.8 Biodiversität

Durch die Kompostanwendung ist von einer erhöhten mikrobiellen Aktivität und einer Erhöhung der Arten sowie einer Erhöhung der Individuenzahl auszugehen. Eine Erhöhung der Biodiversität im Boden ist auf intensiv ackerbaulich genutzten Flächen wahrscheinlich, Eine Quantifizierung ist aufgrund fehlender Daten und abgestimmter Parameter jedoch nicht möglich (vgl. Kap. 3.7.1).

4.9 Bodenfunktionen

Die Wirkungen im Boden verändern die Leistungsfähigkeit von Böden und ihre Funktionserfüllung. Die Ableitung der natürlichen Bodenfunktionen ergibt sich aus den Vorgaben des Bundes-Bodenschutzgesetzes nach § 2 Abs. 2.1 BBodSchG: Wesentlich sind demnach die Funktionen von Böden als

- *„Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen“*

Diese Teilfunktion umfasst z. B. das Biotopentwicklungspotenzial und die natürliche Ertragfähigkeit von Böden und wird als Lebensraumfunktion bezeichnet. Die Biodiversität in Böden ist somit ebenfalls Bestandteil dieser Teilfunktion. Zusätzlich werden durch die Festlegung von Schadstoffen bzw. den Abbau organischer Schadstoffe die Lebensbedingungen für Mensch, Tier und Pflanzen verbessert. Da sich sowohl die Bedingungen für die Aktivi-

tät der Bodenorganismen als auch die natürliche Bodenfruchtbarkeit erhöhen, ist durch die Kompostanwendung von einer Verbesserung der Lebensraumfunktion auszugehen.

- *„Bestandteil des Naturhaushalts mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen“*

Diese Teilfunktion umfasst die Regelungsfunktion im Wasserhaushalt und im Nährstoffhaushalt. Die C-Speicherfunktion kann ebenfalls dieser Teilfunktion zugerechnet werden. Durch die Aufbringung von Kompost wird diese Teilfunktion verbessert.

- *„... als Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund ihrer Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften – insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers“*

Diese Teilfunktion umfasst die Regelungsfunktionen im Stoffkreislauf wie die Filter- und Pufferfunktion. Die Fähigkeit, sich an den Klimawandel anzupassen, kann dieser Teilfunktion zugerechnet werden. Da die Filter- und Pufferfunktion von Böden durch die Kompostaufbringung sowie die Fähigkeit, sich an den Klimawandel anzupassen, erhöht wird, ist von einer Verbesserung dieser Teilfunktion auszugehen.

Ergänzend wird die Nutzungsfunktion von Böden nach BBodSchG § 2, Abs. 2.3 als „Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung“ insbesondere zum Anbau von Nutzpflanzen verbessert, da von Wirkungen wie einer verbesserten Bearbeitung, einem erhöhten Wasserspeichervermögen und Pflanzenwachstum etc. auszugehen ist.

5 LITERATURVERZEICHNIS

Ad-hoc-AG Boden (1999): Ad-hoc-AG Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der BGR. Ermittlung des R-Faktors (Regen- und Oberflächenabflussfaktor) der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) Verknüpfungsregel 3.11.

Ad-hoc-AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4). 4. Aufl., Hannover.

AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). 5. Aufl. Herausgegeben von der Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

Aichberger, K.; Wimmer, J.; Mayr, R. (2000): Auswirkungen der Kompostanwendung auf Ertrag und Bodeneigenschaften. In: 6. Alpenländische Expertenforum: Kompostanwendung in der Landwirtschaft, 16. – 17. März 2000, Bundesanstalt für Alpenländische Landwirtschaft Gumpenstein, Irdning, 81-83.

Alef, K. (1991): Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie, Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. ecomed, Landsberg.

Amberger, A. (1996): Pflanzenernährung. Eugen Ulmer, Stuttgart.

Amelung, W.; Zech, W. (1999): Minimisation of organic matter disruption during particle-size fractionation of grassland epipedons, *Geoderma*, 92, 73-85.

Amlinger, F.; Peyr, S.; Dreher, P. (2003): Kenntnisstand zur Frage des Stickstoffaustrags in Kompostdüngersystemen. Endbericht Lebensministerium Österreich. ZL 34 2500/48-III/4/99.

Amlinger, F.; Peyr, S.; Geszti, J.; Dreher, P.; Weinfurter, K.; Nortcliff, S. (2006): Evaluierung der nachhaltig positiven Wirkung von Kompost auf die Fruchtbarkeit und Produktivität von Böden. Literaturstudie. Herausgegeben vom österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. Wien.

Anonym (2002): Kompost leistet wichtigen Beitrag zur Bodenverbesserung. Humuswirtschaft und KomPost Nr. 2/02, S. 120 -122.

Baldock, J.A. & Nelson, P.N. (2000): Soil organic matter. In Summer, M.E. (ed.) Handbook of soil science. CRC Press, Boca Raton, B25-85.

Bayrisches Landesamt für Umwelt – LfU (2007): Schadstoffgehalte von Komposten und Vergärungsrückständen. Augsburg.

BBodSchG (1998): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz BBodSchG), BGBl I 1998, 502.

Behrendt, A.; Mundel, G.; Hölzel D. (1994): Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz in Niedermoorböden und ihre Ermittlung über Lysimeterversuche. Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 35, 200-208.

Beyer, L. (1990): Die Standortsbewertung der biologischen Aktivität von Böden über die Ermittlung der Bodenatmung und der zellulytischen Aktivität. Z. Pflanzen. Bodenk. 153, S. 261-269.

Beylich, A. & Graefe, U. (2001): Regenwürmer und Kleinringelwürmer als Bioindikatoren im Bodenmonitoring. Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft. 70 (2010) Nr. 4 April.

BGR – Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (2006): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BÜK 1000). FISBo BGR; Hannover und Berlin.

BioAbfV – Bio-Abfall-Verordnung(1998): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV) vom 21.09.1998. Bundesgesetzblatt 1998, Teil I, Nr. 65, S. 2955 - 2981.

Breitenbach, E. (1998): Phytosanitäre Qualitätsbeurteilung von gewerblich hergestellten Komposten anhand ihres Pilzspektrums. Dissertation an der Landwirtschaftlich-Gärtnerischen Fakultät der Humboldt-Universität in Berlin.

Breitschuh, G. et al. (2000): Erarbeitung von Beurteilungskriterien und Messparametern für nutzungsbezogene Bodenqualitätsziele. UBA-Texte 50/00, Umweltbundesamt, Berlin.

Buchgraber, K. (2002): Einsatz von Biokompost als Düngemittel in der Landwirtschaft. Abschlussbericht. Hrsg. Amt der Steiermärkischen Landesregierung, Fachabteilung Ic, Graz, Österreich, und Saubermacher-Dienstleistungs-AG, Graz, Österreich.

Bundesgütegemeinschaft Kompost – BGK (2004): Stellungnahme der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. zur Düngeverordnung (DüV), BR DS 500/04.
[http://www.gaerprodukt.de/index.php?id=452&L=0a0002148Humuswirtschaft%20&tx_ttnews\[tt_news\]=164&tx_ttnews\[backPid\]=385&cHash=f9e261856c](http://www.gaerprodukt.de/index.php?id=452&L=0a0002148Humuswirtschaft%20&tx_ttnews[tt_news]=164&tx_ttnews[backPid]=385&cHash=f9e261856c)

Bundesgütegemeinschaft Kompost – BGK (2006): Organische Düngung. Grundlagen der guten fachlichen Praxis. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V.; 3. Auflage, Juni 2006.

Bundesgütegemeinschaft Kompost – BGK (2010): Medianwerte gütegesicherter Komposte und Gärprodukte im Jahr 2010. Zur Verfügung gestellt von der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Februar 2011.

Bundesgütegemeinschaft Kompost – BGK (2011) Was ist Humus-C ? In: <http://www.kompost.de/index.php?id=624&L=0>

Carter, M.R. (1996): Analysis of soil organic matter storage in agroecosystems. In: Carter, M.R. and B.A. Stewart (eds.): Structure and organic matter storage in agricultural soils. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL.

Carter, M.R. (2002): Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. Agron. J. 94, 38-47.

Diez, T. & Kraus, M. 1997. Wirkung langjähriger Kompostdüngung auf Pflanzenertrag und Bodenfruchtbarkeit. *Agribiol. Res.* 50, Nr. 1, S. 78 - 84.

DIN 19708 (2005): Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung von Böden durch Wasser mit Hilfe der ABAG.

DirektZahlVerpflV – Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (2004): Verordnung über die Grundsätze der Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung – DirektZahlVerpflV), 4. November 2004.

DüngeVO – Dünge-Verordnung (1996): Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen - Düngeverordnung - vom 26.01.1996. Bundesgesetzblatt 1996, Teil I, Nr. 6, S. 118 - 121.

DüV – Düngeverordnung (2007) Verordnung über die Anwendung von Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV) vom 27. Feb. 2007, BGBl I Nr. 7 vom 5.03.2007 S. 221).

ECETOC (1994) European Centre of Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals, ammonia emissions to air in Western Europe, Brüssel 1994.

Edelbauer, A. (1996): Wirkung von Biotonnenkompost auf Ertrag und Qualität landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. *VDLUFA-Schriftenreihe* 44. S. 365 – 368.

Flaig, H. (2008): Punkt C 2.2.2.2 Bodenbiologische Untersuchungen. Ausführlicher Ergebnisbericht. Kompost-Abschlussbericht 2008. Anhang 2, Teil 3.

Fohrer, N. (2007): http://www.hydrology.uni-kiel.de/lehre/ss07/m207_erosion_po4.pdf

Gäth, S. & Schug, B. (2000): Regionalisierung der Filter- und Verlagerungseigenschaften von Böden gegenüber Schwermetallen am Beispiel des Cadmiums. *Bodenschutz*. 6-10.

Giusquiani, P.L. et al. (1995): Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *J. of Environ. Qual.* 24, S. 175-182.

Gutser, R. & Ebertseder, T. (2002): Grundlagen zur Nährstoff- und Sonderwirkung sowie zu optimalen Einsatzstrategien von Komposten im Freiland. In: *Handbuch Kompost im Gartenbau*, Hrsg. Zentralverband Gartenbau e.V., Bonn, S. 47-72.

Haber, W.; Held, M.; Schneider M. (Hrsg.) (1999): Nachhaltiger Umgang mit Böden – Initiative für eine internationale Bodenkonvention. München.

Hamblin, A.P. & Davies, D.B. (1977): Influence of organic matter on the physical properties of some east Anglian soils of high silt content. In: *European Journal of Soil Science*.

Haynes, R.J. & Naidu, R. (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. 51, 123-137.

Hartmann, R. (2002): Studien zur standortgerechten Kompostanwendung auf drei pedologisch unterschiedlichen, landwirtschaftlich genutzten Flächen der Wildeshauser Geest, Niedersachsen. Dissertation Universität Bremen, Fachbereich 2 (Biologie/Chemie).

Heumann, S. (2003): Parameterizing net N mineralization in NW German sandy arable soils with different former land uses. Dissertation Universität Hannover.

Hollis, J.M.; Jones, R.J.A.; Palmer R.C. (1977): The effect of organic matter and particle size on the water retention properties of some soils in the West Midlands of England. *Geoderma* 17: 225-238.

Hortenstine, C.C. & Rothwell, D.F. (1973): Pelletized municipal refuse compost as a soil amendment and nutrient source for sorghum. In *J. Environ. Qual.* 2. S. 343 – 345.

Huntington, T. (2006): Available water capacity and soil organic matter. *Encyclopedia of Soil Science*, Taylor & Francis. 2nd edition.

IFEU (2010): Mündliche Mitteilungen.

IFEU (2011): Düngebedarfe für Fruchtfolge. E-Mail vom 06.04.2011.

Illera, V.; Walter, I.; Cuevas, G.; Cala, V. (1999): Biosolid and municipal solid waste effects on physical and chemical properties of a degraded soil. In: *Agrochimica XLIII* 3-4, 178-186.

Kaupenjohann, M. (2010): Arbeitsbeitrag zur Wirkung der Kompostzufuhr in Böden (unveröffentlicht).

Kay, B.D.; da Silva, A.P.; Baldock, J.A. (1997): Sensitivity of the structure of different soils to changes in organic carbon content: predictions using pedotransferfunctions. *Can. J. Soil Sci.* 77, S. 655-667.

Kluge, R. et al. (2008): Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft. Hg. vom Landwirtschaftlichen Technologiezentrum Augustenberg – LTZ, Karlsruhe. Auch veröffentlicht in BGK/ltz (2008): Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft. Thema des Abschlussprojektes Kompost-Anwendungsversuche Baden-Württemberg. Gefördert durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum BW, BGK und VHE. Nachfolgeprojekt des Verbund-Forschungsprojektes der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (Laufzeit 2000 - 2002). Landwirtschaftliches Technologiezentrum Augustenberg (Hrsg.), August 2008.

Knappe, F.; Möhler, S.; Ostermayer, A.; Lazar, S.; Kaufmann, C. (2008): Vergleichende Auswertung von Stoffeinträgen in Böden über verschiedene Eintragspfade. UBA-Forschungsbericht 203 74 275. UBA Texte 39/08. Berlin.

Knie, A. et al. (2001): Untersuchungen zur Seuchen- und Phytohygiene in Anaerobanlagen. Stuttgart-Hohenheim.

Kögel-Knabner, I. & von Lützw, M. (2008): Klimawandel - Auswirkungen auf den Humuskörper von Böden. Aktueller Kenntnisstand. 5. Marktreidwitzer Bodenschutz-tage. Boden und Klima im Wandel. Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Ge-

sundheit und Verbraucherschutz, Bayrisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.). S. 48-53.

Körschens, M. & Waldschmidt, U. (1995): Ein Beitrag zur Quantifizierung der Beziehungen zwischen Humusgehalt und bodenphysikalischen Eigenschaften. Arch. Acker- Pfl. Boden, 1995, Bd. 39, S. 165-173.

Körschens, M. & Schulz, E. (1999): Die organische Bodensubstanz: Dynamik, Reproduktion – ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte. UFZ, Umweltforschungszentrum, Leipzig-Halle.

Landwirtschaftskammer NRW (2010): Informationen zu Ziel-pH-Werten und Erhaltungskalkung. In: www.landwirtschaftskammer.de.

LfL – Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2003): Hinweise für die Düngung mit Magnesium (Mg). In: http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/mineralisch/13734/linkurl_0_13_0_0.pdf

LUBW – Landesamt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (2011: <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/20064/mzb040093.html?COMMAND=DisplayBericht&FIS=199&OBJECT=20064&MODE=BER&RIGHTMENU=null>

von Lutzow, M.; Kögel-Knabner, I.; Ekschmitt, K.; Matzner, E.; Guggenberger, G.; Marschner, B.; Flessa, H. (2006): Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil. European Journal of Soil Science 57, 426-445.

Mamo, M.; Moncrief, J.F.; Rosen, C.J.; Halbach, T.R. (2000): The Effect Of Municipal Solid Waste Compost Application On Soil Water and Water Stress in Irrigated Corn. In: Compost Science & Utilization Vol. 8, No. 3: 236 – 246.

MLR – Ministerium für Ernährung, Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg (2010): Infodienst Landwirtschaft - Ernährung - Ländlicher Raum. Dünger-Umrechnungstabellen. In: [http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/show/1209715/Dnger %20Umrechnungstabelle.xls](http://www.landwirtschaft-bw.info/servlet/PB/show/1209715/Dnger%20Umrechnungstabelle.xls).

Naeini, M. & Cook, H.F. (2000): Influence of municipal compost on temperature, water, nutrient status and the yield of maize in a temperate soil. Soil use and management, 16, Heft 3, S. 215-221.

Oades, J.M. & Waters, A.G. (1991): Aggregate hierarchy in soils. Aust. J. Soil Res. 29, 815-828.

Reinhold, J. (2003): Neubewertung von Kompostqualitäten. Darstellung der zur Bewertung von Grenzwertfragen relevanten Ergebnisse. Bericht zum Projekt des UBA, Berlin und Der BGK e.V., Köln.

Reinhold, J. (2005): Eine Möglichkeit der Ableitung der Stickstoffwirksamkeit organischer Dünger aus stofflicher Zusammensetzung und Humusreproduktionsleistung einschließlich Auswirkungen auf die betriebliche Stickstoffbilanz, VDLUFA-Schriftenreihe, Band 61, Bonn.

Reinhold, J. (2008a) (Bioplan): Bestimmung und Entwicklung des Wertes organischer Substanz im Kompost. Humustag 2008 der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK), 6.11.08.

Reinhold, J. (2008b): Anhang 2, Teil 1, zu (Kluge et al. 2008): Untersuchungen sowie zu heißwasserlöslichen Bodengehalten an Kohlenstoff und Stickstoff sowie zur Humusreproduktion und Humusqualität. Kompost-Abschlussbericht 2008. Punkte C 2.2.1.2 und C 2.2.1.5. Ausführlicher Ergebnisbericht.

Reinhold, J. (2011): Definitionen zur Humusreproduktion auf Ackerflächen. Mündliche Mitteilungen.

Riek, W.; Wessolek, G.; Renger, M.; Facklam, M. (1992): Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus Basisdaten auf der Grundlage von bodenkundlichen Labordatenbanken. Forschungsbericht im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover (unveröffentlicht).

Rogasik, J. & Reinhold, J. (2005): Organische Düngung. Grundlagen der guten fachlichen Praxis, herausgegeben von der Bundesgütegemeinschaft Kompost BGK, Köln.

Rogasik, J.; Dämmgen, U.; Lüttich, M. (1995): Ökosystemare Betrachtungen zum Einfluß klimatischer Faktoren und veränderter Intensität der Landnutzung auf Quellen und Senkeneigenschaften von Böden für klimarelevante Spurengase. Symposium Klimaveränderung und Landwirtschaft - Wechselwirkungen, mögliche Entwicklungen und Handlungserfordernisse, Ökologische Hefte der Landw.-Gärtn. Fak., Heft 3, Humboldt-Univ. zu Berlin, 37-57.

Sabrah, R.E.A. et al. (1995): Optimizing physical properties of a sandy soil for higher productivity using town refuse compost. *Journal of Arid Environments* 29, 253-262.

Schaaf, H. (1994): Die Gehalte an Nährstoffen und Mikronährstoffen sowie Schwermetallen in Komposten, in: in Müllhandbuch Nr. 6512, Lfg. 2/94.

Scherer, H.W.; Welp, G.; Metker, D.J. (2008): Kompost fördert die biologische Aktivität und das Stickstoffnachlieferungsvermögen des Bodens. *Getreide Magazin*, 1/2008 (Sonderdruck).

Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Heidelberg.

da Silva, A.P. & Kay, B.D. (1997): Estimation the least imiting water range of soils from properties and management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61, 877-883.

Stewart, C.E. et al. (2007): Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. In: *Biogeochemistry* (2007) 86. S. 19-31.

Timmermann, F. et al. (1999): Erarbeitung von Grundlagen für Anwendungsrichtlinien zur Verwertung geeigneter Rest- und Abfallstoffe im landwirtschaftlichen Pflanzenbau. Forschungsvorhaben BW PWAB 95 171. Stuttgart.

Timmermann, F. et al. (2003): Nachhaltige Kompostverwertung in der Landwirtschaft, DBU-Abschlussbericht zum Verbundforschungsprojekt Praxisbezogene Anwendungsrichtlinien sowie Vermarktungskonzepte für den nachhaltigen Einsatz von gütegesicherten Komposten im landwirtschaftlichen Pflanzenbau, Hrsg: Gütegemeinschaft Kompost Region Süd e.V., Leonberg.

Tisdall, J.M. (1996). Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. In: Carter, M. R. (1996): Structure and organic matter storage in agricultural soils. Advances in Soil Science. CRC Press, Boca Raton, FL.

Tisdall, J.M. & Oades, J.M. (1982): Organic matter and water-stable aggregates in soils. Journal of Soil Science. 33, 141-163.

Uterman, J.; Düwel, O.; Siebner, C. (2008): IST-Zustand: Humusklassen in Oberböden Deutschlands – Länderübergreifende Auswertung von Punktinformationen im FISBo BGR. In: Wessolek et al. (2008).

Utermann, J. (2010): Häufigkeitsverteilung der nach Hauptlandnutzungen unterschiedenen Humusklassen (nach KA5) in den Böden Deutschlands. 2010 als Abbildung zur Verfügung gestellt.

Vogel, H.-J. & Franko, U. (2010): UFZ-Newsletter. September 2010.

Vogt, R.; Knappe, F.; Giegrich, J.; Detzel, A. (Hrsg.): Ökobilanz Bioabfallverwertung. Untersuchung zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. Gefördert von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, Osnabrück (AZ 08848). Erschienen als Initiativen zum Umweltschutz, Band 52, Berlin 2002.

Wessolek, G. et al. (2008): Ermittlung von Optimalgehalten an organischer Substanz landwirtschaftlich genutzter Böden nach § 17 (2) Nr. 7 BBodSchG. Forschungsprojekt im Auftrag des Umweltbundesamtes FuE-Vorhaben. Förderkennzeichen 202 71 264. Berlin.