
Abschlussbericht

Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen

Bayerisches Landesamt
für Umweltschutz



Augsburg, 2003

Herausgeber: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160, 86179 Augsburg
Tel.: (08 21) 90 71 – 0
Fax: (08 21) 90 71 – 55 56
eMail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: <http://www.bayern.de/lfu>

Redaktionelle Bearbeitung: Hildegard Rothe

Projektleiter: Dr.-Ing. Clemens Marb
Bearbeiter: Dr. Markus Scheithauer (01.05.2000 – 30.06.2001)
Dr. Thomas Bittl (01.08.2001 – 30.04.2003)
Romy Köhler (01.10.2000 – 30.04.2003)
Nicole Veit (01.08.2001 – 30.04.2003)

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz
Josef-Vogl-Technikum
Am Mittleren Moos 46, 86167 Augsburg
Tel.: (08 21) 70 00 – 2 90
Fax: (08 21) 70 00 – 2 99
E-Mail: Josef-Vogl-Technikum@lfu.bayern.de
Internet: <http://www.bayern.de/lfu>

Zitiervorschlag:

Bayer. Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.):
Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen, Augsburg, 2003

Das Bayerische Landesamt für Umweltschutz (LfU) gehört zum Geschäftsbereich des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz (StMUGV).

© Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, überarbeitete Auflage April 2004

Inhaltsverzeichnis

1	Übersicht	3
2	Mitkompostierung von Brauerei-Kieselgurabfall (Technikumsversuch).....	5
2.1	Einleitung	5
2.2	Versuchsdurchführung und Methoden	6
2.2.1	Technikumsversuch	6
2.2.2	Laboranalytik	6
2.3	Ergebnisse und Diskussion	8
2.3.1	Allgemeine Eigenschaften der Ausgangsmaterialien und Komposte.....	8
2.3.2	Rotteprozess	8
2.3.3	Physikalisch-chemische Eigenschaften und Nährstoffgehalte der Extrakte	9
2.3.4	Schadstoffgehalte von Ausgangsmaterialien und Komposten	10
2.3.5	Pflanzenverträglichkeit der Komposte sowie keimfähige Samen und austriebsfähige Pflanzenteile.....	11
2.3.6	Vergleich der Komposte aus Kieselgur-/Bioabfall mit Mischungen aus Bioabfall-Kompost und Kieselgurabfall.....	11
2.4	Zusammenfassung.....	11
2.5	Literatur	13
3	Kompostierung von Röstrückständen aus der Kaffeeproduktion (Technikumsversuch) .	15
3.1	Einleitung	15
3.2	Versuchsdurchführung und Methoden	16
3.2.1	Technikumsversuch	16
3.2.2	Laboranalytik	16
3.3	Ergebnisse und Diskussion	17
3.3.1	Allgemeine Eigenschaften der Ausgangsmaterialien und Komposte.....	17
3.3.2	Rotteprozess	17
3.3.3	Physikalisch-chemische Eigenschaften und Nährstoffgehalte der Extrakte	19
3.3.4	Schadstoffgehalte von Ausgangsmaterialien und Komposten	20
3.3.5	Pflanzenverträglichkeit der Komposte sowie keimfähige Samen und austriebsfähige Pflanzenteile.....	21
3.4	Zusammenfassung.....	23
3.5	Literatur	24
4	Schadstoffgehalte von Bioabfall- und Grüngutkomposten.....	27
4.1	Einleitung	27
4.2	Probenahme und Analytik	28
4.3	Ergebnisse.....	30
4.3.1	Schwermetalle.....	30
4.3.2	Organische Schadstoffe.....	31
4.4	Diskussion	34
4.4.1	Schwermetalle.....	34
4.4.2	Organische Schadstoffe.....	38
4.5	Zusammenfassung.....	47

4.6	Analysenwerte der Beprobungen der Jahre 2000 und 2002	57
5	Einfluss des Störstoffanteils auf Rotteprozess und Kompostqualität (Technikumsversuch)	65
5.1	Einleitung	65
5.2	Material und Methoden	65
5.3	Ergebnisse.....	67
5.3.1	Allgemeine Eigenschaften der Ausgangsmaterialien und Komposte.....	67
5.3.2	Rotteprozess.....	69
5.3.3	Schadstoffgehalte von Ausgangsmaterialien und Komposten	69
5.3.4	Pflanzenverträglichkeit der Komposte sowie keimfähige Samen und austriebsfähige Pflanzenteile	71
5.4	Diskussion	71
5.5	Literatur	73
6	Schadstoffgehalte in verschiedenen Größenfraktionen von Komposten	74
6.1	Einleitung	74
6.2	Material und Methoden	74
6.3	Ergebnisse und Diskussion.....	75
6.4	Literatur	78
7	Molekularbiologische Untersuchung mikrobieller Lebensgemeinschaften und Aktivitäten während des Kompostierprozesses	79
7.1	Einleitung	79
7.2	Material und Methoden	80
7.3	Ergebnisse und Diskussion.....	82
7.3.1	Kompostierungsexperiment I.....	82
7.3.2	Kompostierungsexperiment II.....	87
7.4	Zusammenfassung	88
7.5	Literatur	89
8	Empfehlungen der bayerischen Gebietskörperschaften zur Sammlung von Bioabfällen – ein Vergleich	91
8.1	Einleitung	91
8.2	Pflanzliches Material	92
8.3	Tierisches Material	93
8.4	Küchenabfälle und Speisereste.....	94
8.5	Stoffe auf Holzbasis/Aschen	94
8.6	Sonstige Abfälle	96
8.7	Zusammenfassung	96
8.8	Literatur	97
	Danksagung	99

1 Übersicht

Die im Rahmen des „Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen“ während des Projektzeitraumes 01.05.2000 – 30.04.2003 durchgeführten Untersuchungen beschäftigten sich mit den Schwerpunktthemen Mitkompostierung von organischen Produktionsabfällen aus der Lebensmittelindustrie sowie Schadstoffgehalte von Komposten. Diese Untersuchungen wurden durch eine Analyse der Sammelempfehlungen von bayerischen Gebietskörperschaften für Bioabfälle sowie durch Untersuchungen zur Mikrobiologie der Kompostierung ergänzt.

Den Untersuchungen zur Mitkompostierung von Produktionsabfällen gingen Umfragen bei Betreibern von Kompostieranlagen und bei Lebensmittel produzierenden Betrieben voraus. Aus beiden Umfragen zeichnete sich für zwei organische Produktionsabfälle ein gewisser Informationsbedarf ab: Brauereikieselgur, das bei der Bierfiltration anfällt, und Röstrückstände aus der Kaffeeherstellung. Offensichtlich ist die Entsorgung/Verwertung organischer Abfälle sowohl für Abfallerzeuger als auch für die Betreiber von Kompostieranlagen gegenwärtig unproblematisch.

Im zweiten Schwerpunkt wurden Untersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz aus dem Jahr 1993 fortgeführt. In den Jahren 2000 und 2002 wurden Bioabfall- und Grün- gutkomposte neben Schwermetallgehalten auf eine Vielzahl umweltrelevanter organischer Schadstoffe wie polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), endokrin wirksame Stoffe, Pestizide und ubiquitär verbreitete Chemikalien wie Phthalate und polybromierte Flammschutzmittel untersucht. Ebenfalls im Rahmen der Schadstoffuntersuchungen wurde die Verteilung von Schwermetallen auf verschiedene Größenfraktionen der Komposte sowie der Einfluss von Störstoffen auf die Schadstoffgehalte ermittelt.

Die Untersuchungen zur Zusammensetzung mikrobieller Lebensgemeinschaften und deren Aktivitäten während der Kompostierung schließen sich daran an. Hierbei wurden in Zusammenarbeit mit dem Bereich Mikrobiologie des Departments I der Ludwig-Maximilians-Universität München moderne kultivierungsunabhängige molekularbiologische Methoden eingesetzt, um Einblick in die zugrunde liegenden dynamischen Prozesse zu gewinnen.

Im letzten Abschnitt werden die Auswertungsergebnisse der Sammelhinweise bayerischer Gebietskörperschaften zur Sammlung von Bioabfällen dargestellt mit dem Ziel, die Empfehlungen zu vergleichen und einen möglichen Handlungsbedarf zur Vereinheitlichung dieser Empfehlungen aufzuzeigen.

2 Mitkompostierung von Brauerei-Kieselgurabfall (Technikumsversuch)

2.1 Einleitung

Eine wichtige Säule der stofflichen Verwertung im Rahmen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) [1] stellt die Kompostierung organischer Abfälle dar. Um langfristig die Anwendung von Komposten zu gewährleisten, ist die Herstellung hochwertiger Produkte gemäß des bayerischen Verwertungsgrundsatzes „Qualität vor Quantität“ unabdingbare Voraussetzung. Die Qualität von Komposten wird wesentlich von der Zusammensetzung der Ausgangsmaterialien bestimmt. Einseitig zusammengesetzte organische Abfälle, wie sie bei industriellen Prozessen in großen Mengen anfallen können, können den Rotteprozess, den Schadstoffgehalt oder die hygienischen Eigenschaften der daraus entstehenden Komposte positiv oder negativ beeinflussen.

Insbesondere in Lebensmittel verarbeitenden Betrieben entstehen organische Abfälle in größeren Massen. Daher wurden im Rahmen des Projektes Betreiber von Kompostieranlagen und Lebensmittelhersteller nach organischen Produktionsabfällen befragt, für die Untersuchungsbedarf besteht. Aus dieser Umfrage gingen zwei Abfallarten aus dem Bereich der Lebensmittelproduktion hervor, für die Informationsbedarf bestand: zum einen Brauereikieselgurabfälle aus der Bierherstellung, zum anderen Röstrückstände aus der Kaffeeproduktion.

Die pulverförmige, zur Bierfiltration verwendete Kieselgur wird aus Diatomeenerde aufbereitet, die in Lagerstätten fossiler Kieselalgenablagerungen abgebaut wird [2]. Aufgrund ihrer porösen Struktur ist die Kieselgur in der Lage sowohl feste als auch flüssige Stoffe zu sorbieren. Bei der Bierfiltration werden Hefen und ungelöste organische Partikel in den Poren der Kieselgur angereichert und von der Flüssigkeit getrennt. Durchschnittlich werden etwa 175 g Kieselgur pro hl Bier benötigt. Dieses wird nach Gebrauch i.d.R. entsorgt, da eine Wiederaufbereitung energie- und kostenintensiv ist. In Deutschland fallen aus jährlich ca. 18.000 Mg Trockenkieselgur etwa 72.000 Mg Brauerei-Kieselgurschlamm an [2], welcher überwiegend auf Deponien, über die Kanalisation oder durch direkte Aufbringung auf landwirtschaftliche Flächen entsorgt wird [3, 4]. Bei diesen Entsorgungswegen treten jedoch unterschiedliche Probleme auf. So ist beispielsweise eine Einleitung von Kieselgurschlamm in die Kanalisation meist nicht mehr erlaubt. Auch die Entsorgung auf Hausmülldeponien ist nach der TA Siedlungsabfall [5] und der Abfallablagerungsverordnung [6] ab dem 01.06. 2005 u.a. aufgrund des zu hohen restorganischen Anteils in Brauerei-Kieselgurschlamm {7 – 14 % d. Trockensubstanz (TS) [2]} nicht mehr möglich. Brauerei-Kieselgurschlamm kann grundsätzlich auch als Bodenverbesserungs- und Düngemittel auf landwirtschaftliche Flächen aufgebracht werden. Da die Verwertung in der Landwirtschaft allerdings nur zu bestimmten Perioden während der Vegetationszeit möglich ist, ist dieser Entsorgungsweg nur dann möglich, wenn eine Zwischenlagerung erfolgt. Aufgrund der raschen Zersetzung des organischen Anteils im Kieselgurschlamm und des dabei emittierten, belästigenden Geruchs ist jedoch eine Lagerung über mehrere Tage bei Raumtemperatur nicht wünschenswert.

Nach Anhang 1 Nr. 1 der BioAbfV [7] ist Brauereifiltrationskieselgur für eine Verwertung auf landwirtschaftlichen Flächen grundsätzlich geeignet, und gemäß Anlage 1 Abschnitt 3a Spalte 5 der DüMV [8] dürfen Filtrationsrückstände aus Brauereien auch in Verkehr gebracht werden. Damit ist auch die Kompostierung in Mischung mit anderen organischen Abfällen ein möglicher Verwertungsweg. Im Landkreis Neumarkt i.d. Opf. werden die bei einer Brauerei anfallenden Kieselgurmengen – mit Malzstaub vermischt – als pastöse Masse in einer Kompostierungsanlage sukzessive dem Bioabfall zugemischt und in einem Anteil von ca. 1 Mass.-% mitkompostiert [4].

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Mitkompostierung von Brauerei-Kieselgurschlamm in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen mit Bioabfällen systematisch zu untersuchen. Hierbei war insbesondere von Interesse, ob und in welchem Ausmaß sich die Mitkompostierung der Kieselgurabfall-Fraktion, welche einen hohen mineralischen Anteil aufweist, auf den Rottevorgang und die Kompostqualität auswirkt. Im Weiteren sollte geprüft werden, welche Vor- und Nachteile sich ergeben, wenn der Kieselgurabfall nicht mitkompostiert, sondern stattdessen gleich mit Kompost in unterschiedlichen Anteilen gemischt wird.

2.2 Versuchsdurchführung und Methoden

2.2.1 Technikumsversuch

Die Kompostierungsversuche erfolgten in den drei Kompostierreaktoren des Josef-Vogl-Technikums. Der Aufbau der Versuchsanlage wurde bereits früher detailliert beschrieben [9, 10, 11, 12].

Die Reaktoren mit einem Volumen von 1 m³, die zur Massebestimmung auf Wägemesszellen gestellt sind, wurden wie folgt befüllt:

Ansatz A1: 100 Mass.-% Bioabfall

Ansatz A2: 97 Mass.-% Bioabfall, 3 Mass.-% Brauereikieselgur

Ansatz A3: 89 Mass.-% Bioabfall, 11 Mass.-% Brauereikieselgur.

Das Füllgewicht der Reaktoren betrug jeweils 287 kg; der Bioabfall wurde von der Abfallverwertung Augsburg GmbH (AVA) zur Verfügung gestellt.

Der Temperaturverlauf wird in jedem Reaktor mit jeweils 10 Thermoelementen erfasst. Alle Daten werden in Zeitintervallen von 30 min über einen Datenlogger (Ahlborn Therm 5500-3) in das Programm „Kompostierung.vi“ (Programmsystem Labview) übernommen.

Nach zwei Wochen wurden die Reaktorinhalte manuell umgesetzt. Nach acht Wochen wurden die Reaktoren entleert und Teilproben von jeweils ca. 45 l für einen Zeitraum von fünf Wochen zur Nachrotte bei Umgebungstemperatur gelagert. Während der achtwöchigen Reaktorrotte wurden in etwa zweiwöchentlichem Abstand jeweils ca. 3 kg Feststoffproben für die Laboranalytik entnommen.

Zusätzlich wurden Mischungen aus Brauereikieselgurschlamm und dem Reaktor-Kompost aus AVA-Bioabfall ohne Kieselgur-Beimischung hergestellt. Aus Vergleichsgründen erfolgte die Vermischung – wie bei den Ausgangsrottemischungen – mit Anteilen von 3 bzw. 11 Mass.-% Kieselgurabfall, wobei der Trockensubstanzanteil im Kompost nach der Reaktorrotte ähnlich der des Ausgangsmaterials war {31,0 bzw. 34,8 % d. Frischsubstanz, FS}. Die Mischungen wurden in gleicher Menge und in gleicher Weise wie die Reaktor-Komposte zur Nachrotte bzw. Trocknung auf einer Edelstahlwanne ausgebreitet.

2.2.2 Laboranalytik

Die Proben wurden in den Laboratorien des Josef-Vogl-Technikums und den LfU-Zentrallaboratorien analysiert. Hygiene- und Pflanzenverträglichkeitstests wurden vom Bayerischen Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik, BlfA GmbH, durchgeführt.

Die Untersuchung der Proben erfolgte gemäß den Methoden der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) [13], des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) [14, 15, 16] sowie nach dem LAGA-Merkblatt M 10 [17] und den einschlägigen DIN-Vorschriften. Die Feststoffanalytik wurde an den ungesiebten Originalproben durchgeführt. Die Fertigkomposte (nach der Nachrotte) wurden auf eine Korngröße < 10 mm gesiebt.

Die Feststoffgehalte wurden nach folgenden Verfahren bestimmt:

Trockensubstanzgehalt (TS). Gefriertrocknung nach DIN 38 414 S22; in Mass.-% der Frischsubstanz (FS)

Organische Substanz (oTS). Glühverlust bei 550 °C, in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK, DIN 38 414 S3 und VDLUFA, Band II; in Mass.-% der Trockensubstanz (TS)

Stickstoff (N) und Kohlenstoff (C). CHN-Elementaranalysator, nach dem Methodenbuch der BGK und VDLUFA, Band II; in Mass.-% d. TS

Phosphor (P), Kalium (K), Magnesium (Mg) und Calcium (Ca). Im Königswasseraufschluss (nach DIN 38 414 S7), Plasma-Emissions-Spektrometrie (nach EN ISO 11885); Mass.-% P_2O_5 i.d. TS, Mass.-% K_2O i.d. TS, Mass.-% MgO i.d. TS und Mass.-% CaO i.d. TS

Schwermetalle. Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg) und Zink (Zn): im Königswasseraufschluss (DIN 38 414 S7), Plasma-Emissions-Spektrometrie (DIN 38 406 E22); in mg/(kg TS)

Polychlorierte Dibenzodioxine und Dibenzofurane (PCDD/F). 17 Kongenere nach AbfklärV [17]; in ng I-TEQ/(kg TS)

Polychlorierte Biphenyle (PCB). 6 Kongenere (Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180) in Anlehnung an VDLUFA, Band VII; in $\mu\text{g}/(\text{kg TS})$

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). 16 PAK nach EPA 610 [18] in Anlehnung an VDLUFA, Band VII; in mg/(kg TS)

Calciumcarbonat ($CaCO_3$). In Anlehnung an das Methodenbuch der BGK und VDLUFA, Band I, in Mass.-% $CaCO_3$ i.d. TS

Die Bestimmung physikalisch-chemischer Parameter im Extrakt erfolgte nach folgenden Verfahren:

Ammonium (NH_4)-N. Im $CaCl_2$ -Extrakt, in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK und VDLUFA, Band I; in mg NH_4 -N/(l FS)

Nitrat (NO_3)-N. Im $CaCl_2$ -Extrakt, in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK; in mg NO_3 -N/(l FS)

Phosphor (P). Im CAL-Extrakt (CAL: Lösung aus Calciumacetat, Calciumlaktat und Essigsäure), photometrisch, in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK und VDLUFA, Band I; in mg P_2O_5 /(l FS)

Kalium (K). Im CAL-Extrakt, Plasma-Emissions-Spektrometrie, in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK und VDLUFA, Band I; in mg K_2O /(l FS)

Magnesium (Mg). Im $CaCl_2$ -Extrakt, Plasma-Emissions-Spektrometrie, in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK und VDLUFA, Band I; in mg Mg /(l FS)

Salzgehalt. Im H_2O -Extrakt, in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK und VDLUFA, Band I; in g KCl /(l FS)

Chlorid (Cl). Im H_2O -Extrakt, nach dem Methodenbuch der BGK bzw. DIN 38 405 D1; in mg Cl /(l FS)

Natrium (Na). Im H_2O -Extrakt, Plasma-Emissions-Spektrometrie, nach dem Methodenbuch der BGK bzw. DIN EN ISO 11885; in mg Na /(l FS)

pH-Wert. Im $CaCl_2$ -Extrakt, in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK und VDLUFA, Band I

An weiteren Parametern wurden ermittelt:

Rohdichte. In Anlehnung an das Methodenbuch der BGK und VDLUFA, Band I; in g/(l FS)

Keimfähige Samen und austriebfähige Pflanzenteile. Im abgeseibten Kompost (Korngröße < 10 mm), in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK; in Anzahl/(l FS)

Pflanzenverträglichkeit mit Sommergerste. Von Mischungen aus abgeseibtem Kompost (Korngröße < 10 mm) und Einheitserde, in Anlehnung an das Methodenbuch der BGK; in % bezogen auf Einheitserde 0 (EE0) als Vergleichssubstrat.

2.3 Ergebnisse und Diskussion

2.3.1 Allgemeine Eigenschaften der Ausgangsmaterialien und Komposte

Trockensubstanz, Glühverlust und Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis. Der Trockensubstanzgehalt (TS) der Brauereikieselgurabfälle unterschied sich nicht vom TS-Gehalt des Bioabfalls (Tab. 2-1). Der TS-Gehalt aller drei Ansätze blieb während der Reaktorrotte mit Werten zwischen 30 – 35 % relativ konstant und stieg erst nach der Nachrotte auf über 70 % (Tab. 2-2).

Die Kieselgur besteht überwiegend aus Silikaten [2]. In Folge des geringen Anteils organischer Substanz betrug der Glühverlust des untersuchten Materials nur 3,7 % und war damit etwas niedriger als in Vergleichsuntersuchungen (7 – 14 %, vgl. [2]). Trotz des höheren mineralischen Anteils durch Zugabe von Kieselgur war der Glühverlust der Kompostieransätze 2 und 3 (3 bzw. 11 Mass.-% Kieselgur) zu Beginn der Kompostierung nur geringfügig höher als im Bioabfall (Tab. 2-1). Durch den Abbau organischen Materials während der Rotte erhöhte sich der mineralische Anteil in Ansatz 3 am stärksten, so dass der Glühverlust nach der Nachrotte ca. 46 % TS betrug, im Unterschied zu Ansatz 1 (Bioabfall) und Ansatz 2 (Bioabfall mit 3 Mass.-% Kieselgurabfall) mit 53 bzw. 55 % TS.

Deutliche Unterschiede zwischen Bioabfall und Kieselgur zeigte das C/N-Verhältnis, das mit 5,5 für Kieselgur einen deutlich höheren Stickstoffgehalt im Vergleich zu Bioabfall aufwies (20,8; vgl. Tab. 2-1). In den Ansätzen 2 und 3 wurde allerdings durch Zugabe von Kieselgur das C/N-Verhältnis im Vergleich zum Bioabfall aus Ansatz 1 nicht verringert. Durch Abbau des organischen Kohlenstoffs während des Rotteprozesses stieg der Stickstoffanteil in allen Ansätzen an, so dass das C/N-Verhältnis am Ende zwischen 15 und 16 lag.

Abgesehen von einem etwas erhöhten mineralischen Anteil durch Zugabe größerer Mengen Kieselgur kann hinsichtlich dieser Parameter kein Unterschied im Vergleich zu Bioabfallkompost festgestellt werden.

2.3.2 Rotteprozess

Rottegrad, Temperaturverlauf, Kohlenstoffdioxid-Produktion. Wenngleich der Kohlenstoffgehalt der Kieselgurabfälle im Vergleich zu Bioabfall sehr gering ist, ist ein Einfluss auf den Rotteprozess selbst bei einem Anteil von 11 Mass.-% nicht erkennbar.

In allen Kompostieransätzen wurde bereits nach drei Wochen im Selbsterhitzungstest der **Rottegrad V** erreicht.

Auch der **Temperaturverlauf** während des Rotteprozesses zeigte keine wesentlichen Unterschiede. Die Maximaltemperaturen waren im Ansatz ohne Kieselgur mit ca. 75 °C am höchsten. Aber auch in den beiden anderen Ansätzen wurden Temperaturen > 70 °C erreicht, so dass eine ausreichende Hygienisierung selbst bei Zugabe von 11 Mass.-% Kieselgur gegeben sein dürfte.

Mit den etwas niedrigeren Temperaturen in diesem Ansatz ging auch eine etwas geringere **Kohlenstoffdioxid-Produktion** zu Beginn der Kompostierung einher. Der biologische Abbau des organischen Substrates verlief in Gegenwart größerer Mengen Kieselgur etwas langsamer als bei der Kompostierung von Bioabfall allein. Die CO₂-Produktion – und damit der aerobe Abbau – erstreckte sich in diesem Fall jedoch über einen längeren Zeitraum, so dass keine Einschränkung hinsichtlich des Rotteprozesses unter den gewählten Versuchsbedingungen festzustellen war.

2.3.3 Physikalisch-chemische Eigenschaften und Nährstoffgehalte der Extrakte

Die ermittelten physikalisch-chemischen Eigenschaften sowie Nährstoffgehalte vor und nach der Kompostierung sind in den Tab. 2-1, Tab. 2-2 dargestellt.

Der Salzgehalt der Kieselgurextrakte betrug nur ca. 10 % des Salzgehalts der Bioabfallprobe. Dadurch war auch der Salzgehalt im Kompostieransatz 3 etwas erniedrigt.

Kieselgur weist stark saure Eigenschaften auf (pH 4,2); die Säurebildung geht offensichtlich auf den Abbau organischen Substrates und die Bildung kurzkettiger organischer Säuren sowie Kohlenstoffdioxid zurück. Um die durch das Kieselgur eingetragene Säure zu neutralisieren, besitzt Bioabfall eine ausreichende Pufferkapazität. Daher zeigten die Extrakte der drei Kompostieransätze keine wesentlichen Unterschiede hinsichtlich des pH-Wertes (pH 6,6 – 6,7 zu Beginn der Kompostierung). Im Verlauf der Rotte stiegen die pH-Werte in den Extrakten aller Ansätze auf pH 7,6 – 7,7 (vgl. Tab. 2-2).

Tab. 2-1: Physikalisch-chemische Eigenschaften, Nährstoff- und Schadstoffgehalte der Kompostieransätze A1, A2 und A3 zu Beginn der Kompostierung im Vergleich zur Brauereikieselgur (BA: Bioabfall, BK: Brauereikieselgur); n.b.: nicht bestimmt

Parameter	Einheit	Ansatz 1	Ansatz 2	Ansatz 3	BK
		(Bioabfall)	(BA + 3% BK)	(BA + 11% BK)	
Trockensubstanzgehalt	% FS	34,8	32,2	33,7	34,2
Glühverlust	% TS	66,2	67,0	67,4	3,7
pH-Wert	–	6,7	6,7	6,6	4,2
Rohdichte	g/l FS	405	325	338	n.b.
C _{ges}	% TS	34,7	33,7	34,0	1,48
C/N-Verhältnis	–	20,8	25,9	23,6	5,5
Salzgehalt	g KCl/(l FS)	3,2	2,5	2,4	n.b.
Gesamtnährstoffe					
N	% TS	1,67	1,31	1,44	0,27
P ₂ O ₅	% TS	0,63	0,51	0,50	0,45
K ₂ O	% TS	1,25	0,98	0,97	0,09
MgO	% TS	1,26	0,71	0,90	0,06
CaO	% TS	6,62	4,17	5,00	0,42
Lösliche Nährstoffe					
NH ₄ -N	mg/(l FS)	168	134	80,9	–
	mg/(g TS)	1,19	1,28	0,71	0,15
NO ₃ -N	mg/(l FS)	8,5	20,9	2,28	–
	mg/(g TS)	0,06	0,20	0,02	0,26
P ₂ O ₅	mg/(100 g FS)	n.b.	n.b.	n.b.	72,3
K ₂ O	mg/(g TS)	n.b.	n.b.	n.b.	0,63
Mg	mg/(g TS)	n.b.	n.b.	n.b.	0,21
Schwermetalle					
Blei (Pb)	mg/(kg TS)	28,2	17,5	25,2	0,45
Cadmium (Cd)	mg/(kg TS)	0,37	0,27	0,25	0,05
Chrom (Cr)	mg/(kg TS)	14,1	12,6	21,7	15,4
Kupfer (Cu)	mg/(kg TS)	27,3	30,0	28,0	3,6
Nickel (Ni)	mg/(kg TS)	8,1	6,0	10,8	5,5
Quecksilber (Hg)	mg/(kg TS)	0,12	0,11	0,10	0,005
Zink (Zn)	mg/(kg TS)	245	167	154	7,9
Organische Schadstoffe					
PCDD/F (ohne NWG)	ng I-TEQ/(kg TS)	5,82	n.b.	n.b.	0,03
PCB (Summe 6 Kongenere)	µg/(kg TS)	30,5	n.b.	n.b.	2,84
PAK (nach EPA 610)	mg/(kg TS)	6,62	4,68	4,3	0,85
Sonstige					
Chlorid	mg/(l FS)	275	182	162	
	mg/(g TS)	1,95	1,74	1,42	0,13
Natrium	mg/(g TS)	n.b.	n.b.	n.b.	0,42
CaCO ₃	% TS	0,75	0,22	0,45	0,02

Tab. 2-2: Physikalisch-chemische Eigenschaften, Nährstoff- und Schadstoffgehalte der Komposte der Ansätze A1, A2 und A3 nach der Nachrotte (BA: Bioabfall; BK: Brauereikieselgur); n.b.: nicht bestimmt

Parameter	Einheit	Ansatz 1	Ansatz 2	Ansatz 3	Kompost	Kompost
		(BA)	(+ 3% BK)	(+ 11% BK)	+ 3% BK	+ 11% BK
Trockensubstanzgehalt	% FS	72,9	76,4	72,2	76,9	61,2
Glühverlust	% TS	53,4	54,6	45,6	53,4	43,8
pH-Wert	–	7,6	7,6	7,7	7,7	7,7
Rohdichte	g/l FS	343	335	401	346	454
C _{ges}	% TS	28,7	28,2	23,7	28,2	22,7
C/N-Verhältnis	–	16,1	15,9	15,1	16,1	15,7
Salzgehalt	g KCl/(l FS)	2,4	2,5	2,4	2,6	2,4
Gesamtnährstoffe						
N	% TS	1,79	1,77	1,57	1,75	1,44
P ₂ O ₅	% TS	0,76	0,77	0,65	0,72	0,67
K ₂ O	% TS	1,42	1,42	1,12	1,39	1,20
MgO	% TS	1,85	1,56	1,31	1,70	1,50
CaO	% TS	9,08	7,87	6,86	8,15	7,96
Lösliche Nährstoffe						
NH ₄ -N	mg/(l FS)	9,8	16,5	14,2	8,0	0,0
NO ₃ -N	mg/(l FS)	155	208	208	139	163
P ₂ O ₅	mg/(l FS)	1.098	1.088	1.118	1.089	1.281
K ₂ O	mg/(l FS)	4.605	4.456	4.113	4.319	3.998
Mg	mg/(l FS)	205	200	206	206	227
Schwermetalle						
Blei (Pb)	mg/(kg TS)	44,2	37,6	78,1	32,6	36,9
Cadmium (Cd)	mg/(kg TS)	1,15	0,47	0,30	0,91	0,86
Chrom (Cr)	mg/(kg TS)	17,7	17,8	19,5	18,0	18,6
Kupfer (Cu)	mg/(kg TS)	32,5	48,8	37,8	32,9	28,8
Nickel (Ni)	mg/(kg TS)	11,7	16,6	11,3	12,9	12,3
Quecksilber (Hg)	mg/(kg TS)	0,17	0,17	0,13	0,20	0,14
Zink (Zn)	mg/(kg TS)	317	280	186	554	267
Organische Schadstoffe						
PCDD/F (ohne NWG)	ng I-TEQ/(kg TS)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
PCB (Summe 6 Kongenere)	µg/(kg TS)	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
PAK (nach EPA 610)	mg/(kg TS)	4,24	3,67	2,02	9,28	5,07
Sonstige						
Chlorid	mg/(l FS)	629	619	573	677	587
Natrium	mg/(l FS)	150	177	187	167	158
CaCO ₃	% TS	1,30	1,07	0,88	1,15	1,24
Keimfähige Samen u. austriebsfähige Pflanzenteile		1,0	2,7	4,0	1,3	1,0
Pflanzenverträglichkeit mit Sommergerste:						
Ansatz mit 25% Kompost	%	104	107	112	108	120
Ansatz mit 50% Kompost	%	119	113	115	127	108

Auch auf die Gehalte pflanzenverfügbaren Stickstoffs N_{min} (Ammonium und Nitrat) hatte die Zugabe von Kieselgur keinen negativen Einfluss. Wenngleich zu Beginn der Kompostierung der N_{min}-Gehalt im Ansatz mit 11 Mass.-% Kieselgur etwas niedriger als in den beiden anderen Ansätzen war, lag am Ende der Nachrotte der Gehalt in beiden Ansätzen mit Kieselgur höher als im Bioabfall alleine. Zu Beginn der Kompostierung lag N_{min} in Folge der Ammonifikation in allen Ansätzen überwiegend als Ammonium vor, das im Verlauf der Rotte zu Nitrat oxidiert wurde (vgl. Tab. 2-2).

Die Gehalte löslichen Phosphats in den Komposten unterschieden sich nur geringfügig.

2.3.4 Schadstoffgehalte von Ausgangsmaterialien und Komposten

Alle Schwermetalle (vgl. Tab. 2-1 und Tab. 2-2) – mit Ausnahme von Chrom – wiesen im Kieselgurabfall z.T. um ein bis zwei Größenordnungen niedrigere Gehalte auf. Die Chromgehalte lagen im Bereich von Bioabfall. Aufgrund des niedrigen Anteils an organischer Substanz im Kieselgur ist

auch während der Kompostierung keine Anreicherung von Schwermetallen zu erwarten. Dies bestätigen die Schwermetallgehalte im Kompost aus den Ansätzen 2 und 3, die alle unterhalb des strengeren Grenzwertes der BioAbfV [20] liegen.

Die Schwermetallgehalte sprechen somit nicht gegen eine Mitkompostierung von Kieselgur. Die Zugabe führte z.T. sogar zu einer Verringerung der Gehalte.

Alle untersuchten organischen Schadstoffe lagen im Bioabfall (Ansatz 1) deutlich höher als im Kieselgurabfall: polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) etwa um Faktor 8, polychlorierte Biphenyle (PCB) um Faktor 11 und polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) sogar um nahezu das 200fache.

Bei der untersuchten Kieselgurprobe handelt es sich um im Vergleich zu Bioabfall sehr gering mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen belastetes Material.

2.3.5 Pflanzenverträglichkeit der Komposte sowie keimfähige Samen und austriebsfähige Pflanzenteile

Sowohl bei einem Kompostanteil von 25 Mass.-% als auch von 50 Mass.-% betrug die Erträge im Pflanzenverträglichkeitstest mit Sommergerste für die Komposte aller Ansätze mehr als 100 % des Vergleichssubstrates (vgl. Tab. 2-2). Auch bei einem relativ hohen Anteil an Kieselgur im Kompostierungsansatz sind die Komposte als pflanzenverträglich zu bewerten und als Mischkomponenten für Blumenerden sowie Kultursubstrat geeignet.

Der Test auf keimfähige Samen und austriebsfähige Pflanzenteile wies für alle untersuchten Komposte Gehalte von > 1 keimfähige Pflanzen je Liter Prüfsubstrat auf. Dies ist vermutlich darin begründet, dass trotz der hohen Temperaturen im Zentrum der Reaktoren in den Randbereichen keine vollständige Hygienisierung in Folge niedrigerer Temperaturen erfolgt und so das Überleben von Samen bzw. austriebsfähigen Pflanzenteilen ermöglicht wird.

2.3.6 Vergleich der Komposte aus Kieselgur-/Bioabfall mit Mischungen aus Bioabfall-Kompost und Kieselgurabfall

Die Mischungen aus Kompost und Kieselgur hielten abgesehen von Zink die strengeren Schwermetallgrenzwerte der BioAbfV [3] ein. Da der Zinkgehalt in Kieselgur um das 30fache unter den Gehalten im Bioabfall lag (vgl. Tab. 2-1), ist der hohe Zinkgehalt keine Folge der Kieselgurzugabe, sondern der Zinkbelastung des Bioabfalls.

Der Vergleich der übrigen Parameter weist für die Mischungen der Komposte mit Kieselgur keine wesentlichen Unterschiede zu den Komposten aus der Mischung von Bioabfall und Kieselgur auf. Da bei der Zugabe der Kieselgur zu den Komposten auch keine auffälligen Geruchsemissionen festgestellt werden konnten, eignet sich die Zugabe nach der Kompostierung ebenfalls als möglicher Verwertungsweg für Kieselgurabfall.

2.4 Zusammenfassung

Die gemeinsame Kompostierung von Brauerei-Kieselgurschlamm in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen von 3 bzw. 11 Mass.-% mit Bioabfällen wurde im Technikumsmaßstab untersucht, um die Auswirkung auf den Rotteprozess und die Kompostqualität zu beschreiben.

Die vorliegenden Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Bei der Mitkompostierung des Kieselgurabfalls konnten keine wesentlichen Auswirkungen auf den **Rotteprozess** festgestellt werden.
- Auf die **Nährstoffgehalte** hatte Kieselgur auch bei höherer Massezugabe von 11 Mass.-% keine wesentlichen Auswirkungen.

- Kieselgur war hinsichtlich der Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink sowie der organischen Schadstoffgruppen polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F), polychlorierte Biphenyle (PCB) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) z.T. deutlich geringer belastet als Bioabfall, die Chromgehalte waren vergleichbar zu Bioabfall; von Seiten der **Schadstoffbelastung** liegen daher keine Einwände gegen eine Mitkompostierung vor.
- Auch hinsichtlich der **Pflanzenverträglichkeit** der Komposte sind keine negativen Einflüsse der Beimengung von Kieselgur zu Bioabfällen zu erkennen.
- Beim Vergleich der Komposte aus Kieselgur-/Bioabfall mit **Mischungen** aus Bioabfall-Kompost und Kieselgurabfall konnten keine wesentlichen Unterschiede festgestellt werden.
- Weder bei den Mischungen aus Bioabfall-Kompost und Brauerei-Kieselgurabfall noch bei den Rottemischungen aus Bioabfall und Brauerei-Kieselgurabfall ergaben sich auffällig unterschiedlich starke **Geruchsemissionen**.
- **Brauerei-Kieselgurabfall** kann **als Beimischung zu Bioabfällen** und zur Herstellung von Mischungen mit Bioabfall-Kompost verwendet werden, wenn dabei wenige Mass.-% nicht überschritten werden; dabei ist zur Vermeidung belästigender Geruchsemissionen auf eine gute Verteilung der Kieselgur zu achten.

2.5 Literatur

- [1] Anonym:
Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG).
BGBl. I (1994), 66, S. 2705 – 2724
- [2] Schildbach, R. und Ritter, W.:
Brauerei-Kieselgur, Verwertung auf landwirtschaftlichen Nutzflächen als Bodenhilfs-/Pflanzennährstoff. Berichte aus der Wissenschaftsförderung der Deutschen Brauwirtschaft e.V. Gesellschaft für Öffentlichkeitsarbeit der Deutschen Brauwirtschaft e.V. (Hrsg.), Bonn 1995
Versuchs- und Lehranstalt für Brauerei, Berlin
- [3] Knirsch, M.; Penschke, A. und Meyer-Pittroff, R.:
Die Entsorgungssituation für Brauereiabfälle in Deutschland. Ergebnisse einer Umfrage.
Brauwelt 137 (1997) 33/34, S. 1322 – 1326
- [4] Hertel, M.; Hoppenheidt, K.; Kottmair, A.; Rommel, W.; Feische, M.; Gaibler, F.; Binkert, J. und Ehrnsperger, F.:
Endbericht des StMLU-Projektvorhabens 'Abfallarme Klärfiltration in Brauereien'.
Bayerisches Institut für Abfallforschung – BIfA GmbH, BIfA-Texte ,12, Augsburg 1999
- [5] Anonym:
Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall), Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14. Mai 1993.
Beilage zum Bundesanzeiger Nr. 99 vom 29.05.1993
- [6] Anonym:
Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen (AbfAbIV – Abfallablagerungsverordnung). Vom 20. Februar 2001.
BGBl. I (2001), S. 305, zuletzt geändert am 24.07.2002, S. 2807
- [7] Anonym:
Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV) vom 21.09.1998.
BGBl. I (1998) 65, S. 2955 – 2981
- [8] Anonym:
Düngemittelverordnung (DüMV) vom 11.08.1999.
BGBl. I (1999) 42, S. 1758 – 1812
- [9] Dietrich, G.; Marb, C.; Probst, M. und Weishaupt, W.:
Vergleichende Untersuchungen über den Kompostierungsverlauf und Schadstoffabbau in zwei Rottereaktoren und in Mieten bei unterschiedlichen Anteilen der kompostierbaren Fraktion des Hausmülls. Abschlußbericht zum 31.12.1993 des BayFORREST-Projekts Nr. 30.
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, München 1994
- [10] Dietrich, G.; Köbernik, M.; Marb, C. und Neuchl, C.:
Vergleichende Untersuchungen zur Kompostierung von Bioabfällen in Reaktoren und auf Mieten: Emissionen, Qualität und Schadstoffe.
Müll und Abfall 29 (1997) 10, S. 609 – 620

- [11] Marb, C.; Maurus, M.; Menne, U.; Neuchl, C.; Schindler, M. und Striegel, M.:
Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen.
Erster Zwischenbericht zum 01.05.1998 des StMLU-Projektmittelvorhabens Nr. L4.
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg 1998
- [12] Häger, A.:
Kompostierung von Bioabfällen: Entwicklung einer Messwerterfassung und Aufbau und Inbetriebnahme einer Technikumsanlage zur aeroben Kompostierung von Bioabfällen.
Theoretische Diplomarbeit Nr. 229 am Lehrstuhl B für Verfahrenstechnik der TU München und am Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, München und Augsburg 1996
- [13] Anonym:
Methodenbuch zur Analyse von Kompost.
Kompost-Information Nr. 222, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln (Hrsg.), 4. ergänzte und überarbeitete Auflage vom Juli 1998.
Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart 1998
- [14] Anonym:
Methodenbuch Band I – Die Untersuchung von Böden.
Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Darmstadt (Hrsg.), 4. Auflage, 1. Teillieferung 1991 und 2. Teillieferung 1997.
VDLUFA-Verlag, Darmstadt 1991/1997
- [15] Anonym:
Methodenbuch Band II – Die Untersuchung von Düngemitteln.
Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Darmstadt (Hrsg.), 4. Auflage, 1. Teillieferung 1995 und 1. Ergänzungslieferung 1999.
VDLUFA-Verlag, Darmstadt 1995/1999
- [16] Anonym:
Methodenbuch Band VII – Umweltanalytik.
Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten, Darmstadt (Hrsg.), 1. Auflage, 1. Teillieferung 1996 und 1. Ergänzungslieferung 1998.
VDLUFA-Verlag, Darmstadt 1996/1998
- [17] Anonym:
LAGA-Merkblatt M 10. Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost.
In: Hösel, G.; Bilitewski, B.; Schenkel, W. und Schnurer H.: Müll-Handbuch, Band 5, Kennzahl 6856. MuA Lfg. 11/02.
E. Schmidt Verlag, Berlin
- [18] Anonym:
Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15.04.1992.
BGBl. I, S. 912 – 934, zuletzt geändert am 06.03.1997. BGBl. I (1997), S. 446 ff
- [19] Anonym:
EPA, Test Methods: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons – Method 610.
Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati OH 45268, USA, 1982
- [20] Anonym:
Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV) vom 21.09.1998.
BGBl. I (1998), 65, S. 2955 – 2981

3 Kompostierung von Röstrückständen aus der Kaffeeproduktion (Technikumsversuch)

3.1 Einleitung

Als weiterer organischer Produktionsabfall aus dem Bereich Lebensmittelproduktion wurde die Eignung von Abfällen aus der Kaffeeherstellung für die Kompostierung untersucht. Beim Rösten des Rohkaffees fallen als Rückstände sogenannte Silberhäutchen an, die die Kaffeebohne umhüllen [1]. Während des Röstens bei ca. 200 °C dehnt sich die Bohne wesentlich stärker aus als das ummantelnde Silberhäutchen. Dieses fällt ab und bildet einen sehr trockenen, voluminösen Rückstand, der etwas befeuchtet und in 10 – 30 cm lange Abschnitte gepresst wird.

Beim Kaffeeanbau finden kupferhaltige Pflanzenschutzmittel Verwendung. Wenngleich die äußeren Teile der Kaffeekirsche vor Ort entfernt werden und somit im Herkunftsland verbleiben, kann die Aufnahme von Kupfer durch die Pflanze zu einem Anstieg des Kupfergehaltes in der Kaffeebohne führen [2]. Bei einem geschätzten Anteil des Kaffeesatzes von bis zu 10 Mass.-% des häuslichen Bioabfalls – bezogen auf das Frischgewicht – ist der Kupfereintrag in Kompost auf diesem Weg nicht zu vernachlässigen [2]. Daher war es ein Ziel zu prüfen, wie sich der Zusatz von Kaffeeröstrückständen auf die Schwermetallbelastung von Komposten auswirkt.

Des Weiteren entsteht während des Röstprozesses eine Vielzahl organischer Verbindungen. Um auszuschließen, dass eine Schadstoffbelastung der Röstrückstände mit polychlorierten Biphenylen (PCB), polychlorierten Dioxinen/Furanen (PCDD/F) oder polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) vorliegt, wurden die Konzentrationen dieser Schadstoffe ermittelt.

Angaben über die beim Röstvorgang gebildete Masse an Silberhäutchen liegen – soweit bekannt – nicht vor. Daher wurde bei einer kleinen Kaffeerösterei (Dritte Welt Laden GmbH, Augsburg) die während des Röstens entstehende Masse an Röstrückständen ermittelt. Bei einer Ausgangsmasse von 34,0 kg Rohkaffee wurden 0,123 kg Silberhäutchen gebildet, entsprechend einem prozentualen Anteil am Frischgewicht von 0,36 Mass.-%. Legt man diesen prozentualen Anteil dem jährlichen Kaffeeverbrauch in Deutschland von ca. 550.000 Mg Rohkaffee zu Grunde [3], ergibt sich daraus eine Abfallmasse von etwa 2.000 Mg an Röstrückständen.

Ziel der Untersuchung war es, die Eignung der Röstrückstände aus der Kaffeeproduktion als Ausgangsmaterial zur Kompostierung unter den Aspekten

- (i) Beeinflussung des Rotteprozesses bei Zugabe größerer Mengen zu Bioabfall,
 - (ii) Nährstoffgehalte der Komposte,
 - (iii) Schadstoffgehalte von Schwermetallen und organischen Schadstoffen und
 - (iv) Pflanzenverträglichkeit und Phytohygiene
- zu prüfen.

Die Untersuchungen wurden in den Anlagen und Laboratorien des Josef-Vogl-Technikums am Bayerischen Landesamt für Umweltschutz durchgeführt.

3.2 Versuchsdurchführung und Methoden

3.2.1 Technikumsversuch

Die Kompostierversuche erfolgten in den drei Kompostierreaktoren des Josef-Vogl-Technikums. Der Aufbau der Versuchsanlage wurde bereits früher detailliert beschrieben [4]. Die Reaktoren mit einem Volumen von 1 m³, die zur Massebestimmung auf Wägemesszellen gestellt sind, wurden wie folgt befüllt:

Kompostierung von Röstrückständen aus der Kaffeeproduktion

Kontrollansatz A1: 100 Mass.-% Bioabfall

Ansatz A2: 96 Mass.-% Bioabfall, 4 Mass.-% Röstrückstände

Ansatz A3: 80 Mass.-% Bioabfall, 20 Mass.-% Röstrückstände.

Für die Untersuchung der Kompostierung von Röstrückständen aus der Kaffeeproduktion wurden die ca. 10 – 30 cm langen Rückstände (Presslinge) vor der Zugabe manuell zerkleinert und mit Bioabfall vermischt. Jeder Reaktor wurde mit jeweils 267 kg befüllt. Um eine ausreichende Sauerstoffversorgung zu gewährleisten, werden die Reaktoren mit Druckluft begast (Belüftungsraten in den Reaktionsansätzen zwischen 3 – 15 l/min). Die Abluftkonzentrationen an Kohlendioxid, Methan und Sauerstoff wurden kontinuierlich im Teilstrom (1 l/min) mittels Infrarotgasanalytoren bestimmt. Der Temperaturverlauf wird in jedem Reaktor mit jeweils 10 Thermoelementen erfasst. Alle Daten werden in Zeitintervallen von 30 min über einen Datenlogger (Ahlborn Therm 5500-3) in das Programm „Kompostierung.vi“ (Programmsystem Labview) übernommen.

Nach zwei Wochen wurden die Reaktorinhalte manuell umgesetzt; nach acht Wochen wurden die Reaktoren entleert und Teilproben von jeweils ca. 30 l für einen Zeitraum von vier Wochen zur Nachrotte bei Umgebungstemperatur gelagert.

Während der achtwöchigen Reaktorrotte wurden im etwa einwöchentlichen Abstand jeweils ca. 3 kg Feststoffproben entnommen und Glühverlust, Trockensubstanzgehalt, Rottegrad, pH-Wert, Salzgehalt und die Nährstoffkonzentrationen von Ammonium (NH₄-N), Nitrat (NO₃-N), Nitrit (NO₂-N) und Phosphat (P₂O₅) gemessen. Von den Ausgangsmaterialien und Fertigkomposten (Nachrotte) wurden die Schwermetallgehalte gemäß BioAbfV [12], das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis und die Gehalte an Calcium (CaO), Kalium (K₂O), Magnesium (MgO) und Phosphor (P₂O₅) bestimmt. Die Ausgangsmaterialien wurden darüber hinaus auf die Gehalte organischer Schadstoffe analysiert, d.h. auf polychlorierte Biphenyle (PCB), polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) und polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Die Fertigkomposte wurden ferner auf Pflanzenverträglichkeit und -hygiene untersucht.

3.2.2 Laboranalytik

Die Proben wurden v.a. in den Laboratorien des Josef-Vogl-Technikums und z.T. in den LfU-Zentrallaboratorien analysiert. Hygiene- und Pflanzenverträglichkeitstests wurden vom Bayerischen Institut für Angewandte Umweltforschung und -technik, BIfA GmbH, durchgeführt.

Die Untersuchung der Proben erfolgte gemäß den Methoden der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK) [5], des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA) [6, 7, 8], dem LAGA-Merkblatt M 10 [9], der AbfKlärV [10], EPA 610 [11], in Anlehnung an VDLUFA (Band VII) und den einschlägigen DIN-Vorschriften. Die Untersuchungsmethoden sind im Abschnitt 2 „Mitkompostierung von Brauerei-Kieselgurabfall (Technikumsversuch)“ zusammenfassend dargestellt.

3.3 Ergebnisse und Diskussion

Im Einzelnen sind die Analysenergebnisse (physikalisch-chemische Eigenschaften, Nähr- und Schadstoffgehalte) zu Beginn und Ende der Kompostierung in den Tab. 3-1 und Tab. 3-2 dargestellt.

3.3.1 Allgemeine Eigenschaften der Ausgangsmaterialien und Komposte

Trockensubstanz, Glühverlust und Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis. Während des Röstprozesses wird der Kaffeebohne das enthaltene Wasser entzogen. Der Trockensubstanzanteil in den Röstrückständen war mit 78 % des Frischgewichtes sehr hoch im Vergleich zum Bioabfall (39 % TS im Kontrollansatz A1). Auch der Glühverlust (oTS) lag in den Röstrückständen mit 93 % deutlich höher als im Bioabfall (Kontrollansatz A1: 68 %). Diese Daten belegen, dass es sich bei den Röstrückständen um sehr trockenes Material mit hohem organischen Anteil handelt.

Während des Rotteprozesses (Reaktorrotte und anschließende Nachrotte) war in allen Ansätzen ein Rückgang des Glühverlustes, d.h. ein Anstieg des mineralischen Anteils zu verzeichnen. Ursache für diese Abnahme ist der aerobe Abbau organischer Substanz und deren Austrag als Kohlenstoffdioxid über die Abluft. Durch den Kohlenstoffverlust in Folge des Kohlenstoffdioxid-Austrags nahm der Stickstoffanteil im Verlauf der Rotte in allen Ansätzen deutlich zu.

3.3.2 Rotteprozess

Rottegrad, Temperaturverlauf, Kohlenstoffdioxid-Produktion. Die zeitliche Entwicklung des Rottegrads verlief in den einzelnen Ansätzen unterschiedlich. Während in den Ansätzen A1 und A2 die verfügbare organische Substanz rasch abgebaut wurde und das Material bereits nach 3 Wochen einen Rottegrad von IV – V aufwies (Fertigkompost), war in Ansatz A3 wesentlich länger abbaubares Material vorhanden und der Rottegrad IV bzw. V wurde erst nach fünf bzw. sechs Wochen erreicht. Die Zugabe der Röstrückstände bewirkt offensichtlich eine Verlängerung und Intensivierung des Rotteprozesses.

Diese Verlängerung der Phase intensiver mikrobieller Aktivität durch Zugabe größerer Mengen Röstrückstände wird auch im Temperaturverlauf (vgl. Abb. 3-1) deutlich: In allen Ansätzen wurden Maximaltemperaturen > 70 °C erreicht. In Ansatz A3 mit dem höchsten Anteil an Röstrückständen

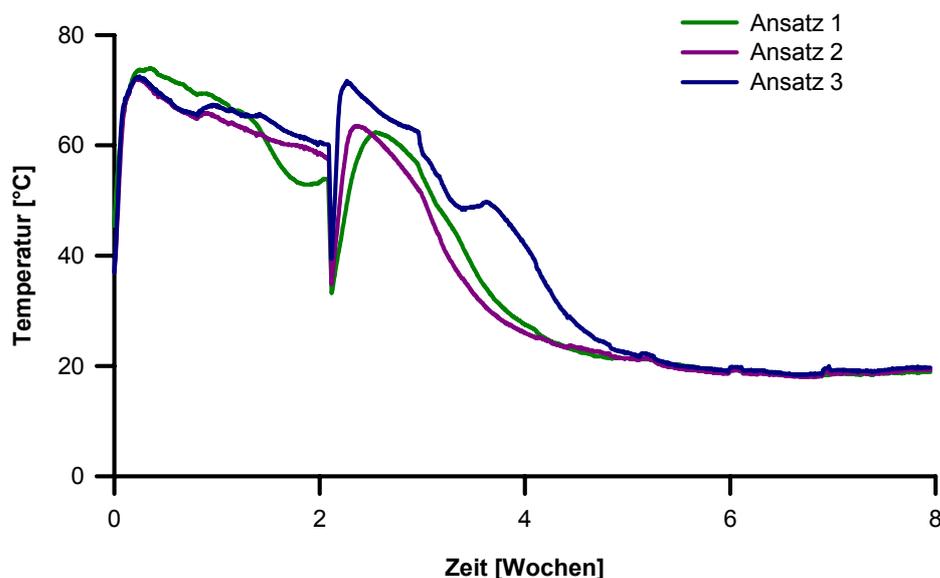


Abb. 3-1: Verlauf der Maximaltemperaturen in den Ansätzen A1, A2 und A3 während der Reaktorrotte

Tab. 3-1: Physikalisch-chemische Eigenschaften, Nährstoff- und Schadstoffgehalte der Kompostieransätze A1, A2 und A3 zu Kompostierbeginn im Vergleich zu den Röstrückstände aus der Kaffeeproduktion (BA: Bioabfall, RR: Röstrückstände)

Parameter	Einheit	Ansatz 1	Ansatz 2	Ansatz 3	RR
		(BA)	(+ 4% RR)	(+ 20% RR)	
Trockensubstanzgehalt	% FS	38,6	38,6	45,9	78,0
Glühverlust	% TS	67,6	64,8	78,4	92,9
PH	–	5,5	5,8	5,5	5,3
Rohdichte	g/(l FS)	225	217	261	445
Rottegrad	–	I	I	I	I bzw. V ¹⁾
Kohlenstoff	% TS	35,0	33,2	39,5	47,2
Stickstoff	% TS	1,4	1,6	2,3	3,0
C/N-Verhältnis	–	24,9	20,5	17,8	15,7
CaO	% TS	3,8	3,9	2,6	1,0
K ₂ O	% TS	1,0	1,1	1,5	2,1
MgO	% TS	1,1	1,0	0,60	0,34
P ₂ O ₅	% TS	0,46	0,40	0,30	0,14
Schwermetalle					
Blei (Pb)	mg/(kg TS)	14,1	14,9	7,7	0,73
Cadmium (Cd)	mg/(kg TS)	0,17	0,19	0,13	0,07
Chrom (Cr)	mg/(kg TS)	10,2	10,9	6,1	2,7
Kupfer (Cu)	mg/(kg TS)	13,3	15,2	38,1	53,4
Nickel (Ni)	mg/(kg TS)	4,4	4,8	2,9	1,2
Quecksilber (Hg)	mg/(kg TS)	0,05	0,05	0,04	0,03
Zink (Zn)	mg/(kg TS)	70,2	71,6	50,8	15,8
Organische Schadstoffe ²⁾					
PCB (Σ 6 Kongenere)	µg/(kg TS)	20,4	31,6	14,6	10,6
PCDD/F	ng I-TEQ/(kg TS)	2,7	2,6	5,1	0,13
PAK (nach EPA 610)	mg/(kg TS)	2,1	1,8	1,8	0,73
Lösliche Nährstoffe					
NH ₄ -N	mg/(l FS)	66,8	65,2	72,8	184
NO ₃ -N	mg/(l FS)	0,25	0,25	0,30	13,5
NO ₂ -N	mg/(l FS)	0,34	0,36	0,40	0,63
P ₂ O ₅	mg/(l FS)	146	143	152	137

¹⁾ Feuchte Röstrückstände weisen Rottegrad I, trockene Rückstände Rottegrad V auf

²⁾ Summenwerte ohne Berücksichtigung der Nachweisgrenze

wurden über einen längeren Zeitraum höhere Temperaturen erreicht als in den beiden anderen Ansätzen. Das Temperaturprofil und der Verlauf des Rottegrades weisen gemeinsam auf eine Verlängerung der intensiven biologischen Prozesse durch die zugegebenen Röstrückstände hin. Da sich hohe Temperaturen positiv auf die Hygienisierung der Komposte auswirken, lassen die anhaltend hohen Temperaturen bei Zugabe größerer Mengen an Röstrückständen einen positiven Einfluss auf den Hygienisierungsprozess erwarten.

Die höhere biologische Aktivität in Ansatz A3 zeigte sich auch im höheren Kohlenstoffanteil, der über die Abluft abgegeben wurde. Während in Ansatz A3 ca. 21 kg Kohlenstoff als Kohlenstoffdioxid über die Abluft abgegeben wurden, war der Austrag in Ansatz A2 und Kontrollansatz A1 mit ca. 17 und 12 kg z.T. deutlich geringer.

Tab. 3-2: Physikalisch-chemische Eigenschaften, Nährstoff- und Schadstoffgehalte der Komposte der Ansätze A1, A2 und A3 nach der Nachrotte (BA: Bioabfall, RR: Röstrückstände)

Parameter	Einheit	Ansatz 1 (BA)	Ansatz 2 (BA + 4% RR)	Ansatz 3 (BA + 20% RR)
Trockensubstanzgehalt	% FS	78,9	79,5	75,4
Glühverlust	% TS	55,9	57,1	62,7
PH	–	8,0	8,0	7,7
Rohdichte	g/(l FS)	287	285	317
Rottegrad	–	V	V	V
Kohlenstoff	% TS	30,0	30,1	33,7
Stickstoff	% TS	2,0	2,2	2,8
C/N-Verhältnis	–	14,7	13,4	12,2
CaO	% TS	6,6	6,4	4,8
K ₂ O	% TS	1,5	1,5	1,9
MgO	% TS	1,5	1,5	1,1
P ₂ O ₅	% TS	0,63	0,58	0,56
Schwermetallgehalte				
Blei (Pb)	mg/(kg TS)	20,6	31,2	16,2
Cadmium (Cd)	mg/(kg TS)	0,27	0,26	0,24
Chrom (Cr)	mg/(kg TS)	19,7	19,0	11,3
Kupfer (Cu)	mg/(kg TS)	22,5	90,2	43,0
Nickel (Ni)	mg/(kg TS)	5,6	5,6	5,2
Quecksilber (Hg)	mg/(kg TS)	0,06	0,07	0,06
Zink (Zn)	mg/(kg TS)	103	103	93,0
Organische Schadstoffe¹⁾				
PCB (Σ 6 Kongenere)	µg/(kg TS)	n.b.	n.b.	n.b.
PCDD/F	ng I-TEQ/(kg TS)	n.b.	n.b.	n.b.
PAK (nach EPA 610)	mg/(kg TS)	9,2	4,7	2,5
Lösliche Nährstoffe				
NH ₄ -N	mg/(l FS)	10,6	19,4	96,6
NO ₃ -N	mg/(l FS)	4,8	15,6	50,7
NO ₂ -N	mg/(l FS)	1,4	2,6	11,6
P ₂ O ₅	mg/(l FS)	453	413	492
Keimfähige Pflanzen u. austriebsf. Pflanzenteile	l ⁻¹	0,33	0	0
Pflanzenverträglichkeit:				
Ansatz mit 25 % Kompost	%	121	107	108
Ansatz mit 25 % Kompost	%	122	99	90

¹⁾ Summenwerte ohne Berücksichtigung der Nachweisgrenze

Insgesamt zeigt der höhere Austrag von Kohlenstoffdioxid bei den Ansätzen A2 und A3, dass bei den untersuchten Mischungsverhältnissen die Zugabe von Röstrückständen zu einer Erhöhung des biologischen Stoffumsatzes geführt hat. Der Austrag von Kohlenstoff über die Abluft erfolgte fast ausschließlich als Kohlenstoffdioxid. Der Austrag als Methan war gering (0,06 %, 0,34 % und 0,23 % des in den jeweiligen Ansätzen gebildeten CO₂-C).

3.3.3 Physikalisch-chemische Eigenschaften und Nährstoffgehalte der Extrakte

Die Extrakte der Röstrückstände wiesen im Vergleich zu Bioabfall eine deutlich höhere Leitfähigkeit auf, deren Ursache der höhere Salzgehalt ist. Mit Salzgehalten zu Ende der Nachrotte von 2,1 – 3,4 g/(l FS) lagen die Konzentrationen nach [5] im Wertebereich von 1,9 – 8,0 g/(l FS).

Ebenso wie bei Bioabfällen waren die Extrakte der Röstrückstände mit pH 5,3 schwach sauer. In allen Reaktionsansätzen wurden nach der Anfangsphase mit pH-Werten von 5,5 – 5,8 nach der Nachrotte Werte zwischen pH 7,7 – 8,0 erreicht, die im Wertebereich von pH 6,9 – 8,3 [5] lagen. Der Zusatz der Röstrückstände führte zu einer Erniedrigung des C/N-Verhältnisses, d.h. einer Erhöhung des Stickstoffanteils im Kompost. Damit gingen höhere Konzentrationen der extrahierbaren anorganischen Stickstoffverbindungen Ammonium, Nitrat und Nitrit einher.

Die Konzentration an wasserlöslichem Ammonium-Stickstoff in den Röstrückständen war mit 184 mg/(l FS) deutlich höher als in Bioabfall mit 67 mg/(l FS). Am Ende der Nachrotte übertraf der Ammoniumgehalt in den Extrakten des Ansatzes A3 die Konzentration im Kontrollansatz A1 nahezu um das 10fache. Die wasserlösliche Ammoniumkonzentration im Kompost des Ansatzes A2 war im Vergleich zu Kontrollansatz A1 etwa um den Faktor 2 erhöht. Wasserlösliches Nitrat lag in den Röstrückständen ebenfalls in deutlich höheren Konzentrationen als im Bioabfall des Ansatzes A1 vor. Zu Kompostierbeginn waren die Konzentrationen in allen drei Ansätzen sehr ähnlich. Nach vier Wochen war im Ansatz A3 ein deutlicher Anstieg der Nitratkonzentration zu verzeichnen. Im Verlauf der Nachrotte war auch für den Ansatz A2 im Vergleich zum Kontrollansatz A1 ein Anstieg an extrahierbarem und damit pflanzenverfügbarem Nitrat zu beobachten.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die Zugabe von Röstrückständen zum Bioabfall **eine Erhöhung der Konzentration pflanzenverfügbaren Stickstoffs** in Kompost bewirkt. Sowohl die Konzentrationen von Ammonium als auch von Nitrat lagen in den Komposten aller Ansätze nach [5] im Wertebereich von 0 – 500 mg/(l FS) für Ammonium- und von 0 – 240 mg/(l FS) für Nitrat-Stickstoff.

Im Unterschied zu den extrahierbaren anorganischen Stickstoffverbindungen unterschieden sich die Konzentrationen an löslichem Phosphat (als P_2O_5) in Röstrückständen und Bioabfall nicht wesentlich voneinander. Während des Rotteprozesses war für alle Ansätze ein vergleichbarer Anstieg der Konzentration von 140 – 150 mg/(l FS) zu Beginn auf Werte zwischen 400 – 500 mg/(l FS) in den Fertigkomposten zu verzeichnen. Damit lagen diese Konzentrationen nach [5] im Wertebereich von 400 – 1.600 mg/(l FS). Ein Einfluss der Röstabfälle auf die Gehalte löslichen Phosphats ist nicht erkennbar.

3.3.4 Schadstoffgehalte von Ausgangsmaterialien und Komposten

Schwermetallgehalte. Die Röstrückstände wiesen im Vergleich zum Bioabfall deutlich niedrigere Konzentrationen für die Schwermetalle Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink auf (vgl. Abb. 3–2). Für Kupfer hingegen war der Wert im Vergleich zu Bioabfall etwa um das 4fache erhöht. Dies spiegelt auch die Analyse der Ausgangsmaterialien der Reaktionsansätze wider, bei denen bis auf Kupfer niedrigere Schwermetallgehalte im Ansatz A3 im Vergleich zum Kontrollansatz A1 gefunden wurden. Die Schwermetallgehalte von Ansatz A2 und dem Kontrollansatz unterschieden sich nur unwesentlich.

Auch nach der Nachrotte lagen die Schwermetallgehalte mit Ausnahme von Kupfer in den Komposten der Ansätze A2 und A3 im Bereich des Kontrollansatzes bzw. darunter. Alle Komposte unterschritten für Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink die Grenzwerte der BioAbfV [12] deutlich (vgl. Tab. 3-3 und Abb. 3-2). Der hohe Kupfergehalt in den Röstrückständen spiegelt sich – ähnlich wie in den Ausgangsmaterialien – auch in den Kompostansätzen A2 und A3 wider. Der Kupfergehalt erreichte dabei in Ansatz A3 etwa 60 % des strengeren Grenzwerts der BioAbfV bzw. überschritt ihn in Ansatz A2 (vgl. Abb. 3-2).

Die relativ hohen Kupfergehalte zeigen, dass in organischen Abfällen aus der Lebensmittelproduktion ein gewisses Schadstoffpotenzial vorhanden sein kann, das vor der Zuführung größerer Mengen zur Kompostierung zu prüfen ist – vgl. § 4 Abs. 1 der BioAbfV.

Tab. 3-3: Grenzwerte für Schwermetalle nach BioAbfV [12]; alle Werte in mg/(kg TS)

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Grenzwert 1 BioAbfV ¹⁾	150	1,5	100	100	50	1	400
Grenzwert 2 BioAbfV ²⁾	100	1	70	70	35	0,7	300

¹⁾ Bei Einhaltung des Grenzwertes 1 ist die Ausbringung einer Kompostmenge (TS) von 20 Mg je ha in 3 Jahren erlaubt

²⁾ Bei Einhaltung des Grenzwertes 2 ist die Ausbringung einer Kompostmenge (TS) von 30 Mg je ha in 3 Jahren erlaubt

Organische Schadstoffe. Während des Röstprozesses bildet sich in der Kaffeebohne eine Vielfalt organischer Substanzen, von denen bisher über 800 Verbindungen identifiziert worden sind [1]. In Folge der vielfältigen chemischen Reaktionsabläufe während des Röstprozesses ist die Bildung organischer Schadstoffe nicht auszuschließen.

Der Vergleich mit Bioabfall zeigt aber niedrigere PAK-Gehalte in den Röstrückständen (Tab. 3-1). Auch nach der Kompostierung waren die PAK-Gehalte in den Komposten mit Röstrückständen (Ansätze A2 und A3) niedriger als bei Kontrollansatz A1.

Das Schadstoffpotenzial der Röstrückstände hinsichtlich PCB und PCDD/F ist ebenfalls gering. In den Röstrückständen lagen sowohl PCB als auch PCDD/F in geringeren Konzentrationen vor als im Bioabfall {10,6 µg/(kg TS) gegenüber 20,4 µg/(kg TS) für PCB bzw. 0,13 ng I-TEQ/(kg TS) gegenüber 2,7 ng I-TEQ/(kg TS) für PCDD/F in Röstrückständen und Bioabfall}, so dass trotz des hohen Trockensubstanzanteils keine wesentliche Erhöhung im Vergleich zu Bioabfall zu erwarten ist.

3.3.5 Pflanzenverträglichkeit der Komposte sowie keimfähige Samen und austriebsfähige Pflanzenteile

Sowohl bei einem Kompostanteil von 25 Mass.-% als auch von 50 Mass.-% betrug die Erträge im Pflanzenverträglichkeitstest mit Sommergerste für die Komposte aller Ansätze mindestens 90 % des Vergleichssubstrats. Damit sind auch Komposte mit einem relativ hohen Anteil an Röstrückständen im Ausgangsmaterial als pflanzenverträglich zu bewerten und als Mischkomponente in Blumenerden sowie Kultursubstrat geeignet.

Auch der Test auf keimfähige Samen und austriebsfähige Pflanzenteile wies für die Komposte aller Ansätze Gehalte < 0,5 keimfähige Pflanzen je Liter Prüfsubstrat auf, so dass diese als frei von keimfähigen Samen und austriebsfähigen Pflanzenteilen gelten können.

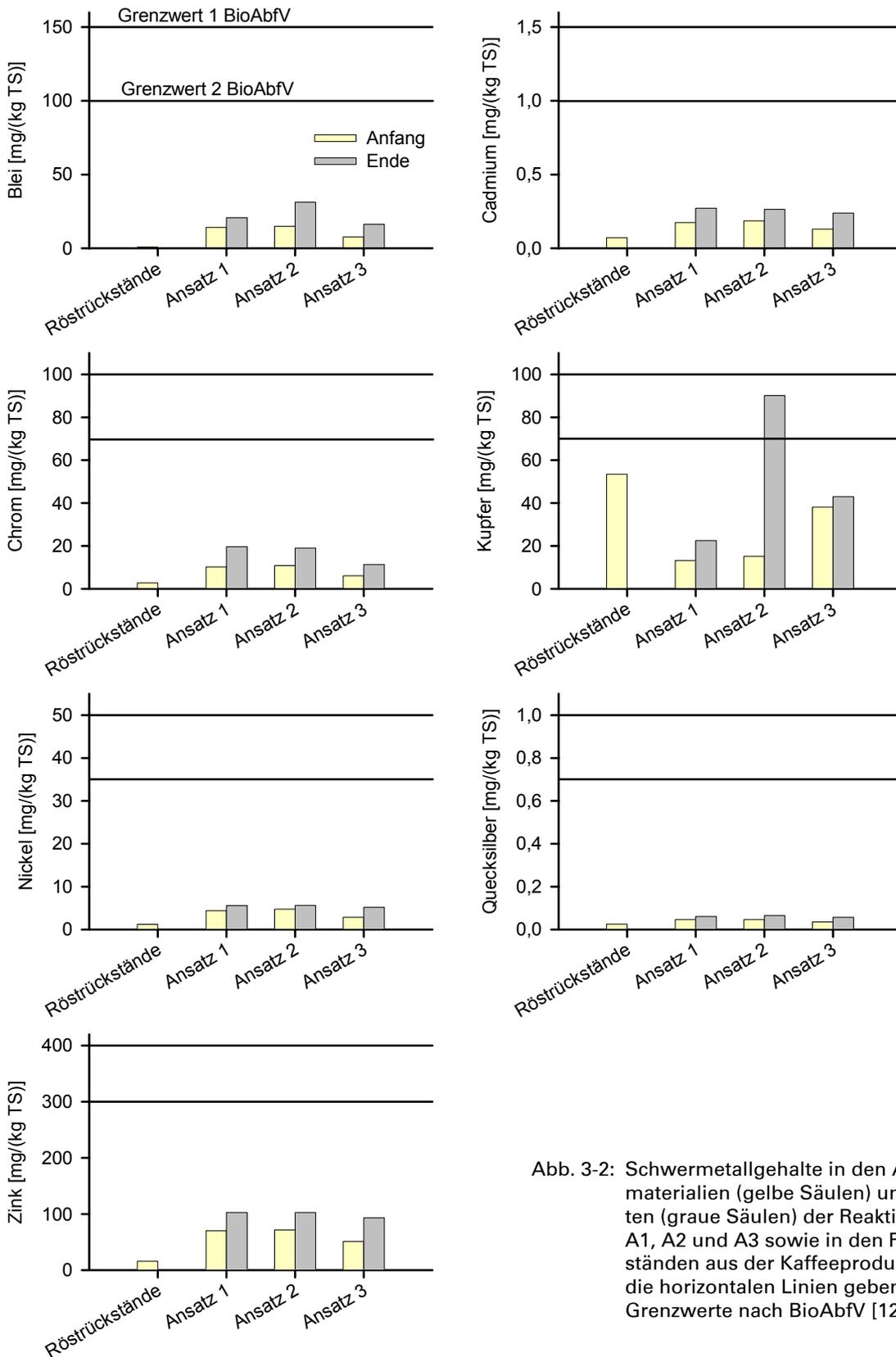


Abb. 3-2: Schwermetallgehalte in den Ausgangsmaterialien (gelbe Säulen) und Kompostmaterialien (graue Säulen) der Reaktionsansätze A1, A2 und A3 sowie in den Röstrückständen aus der Kaffeeherstellung (gelb); die horizontalen Linien geben die beiden Grenzwerte nach BioAbfV [12] an

3.4 Zusammenfassung

Die Kompostierung von Röstrückständen aus der Kaffeeproduktion wurde im Technikumsmaßstab in Versuchsansätzen mit 4 Mass.-% bzw. mit 20 Mass.-% Röstrückständen als Zugabe zum Bioabfall untersucht und mit einem Kontrollansatz (ausschließlich Bioabfall) verglichen.

- Die Zugabe einer großen Menge an Röstrückständen bewirkte **höhere Temperaturen** und einen **höheren Kohlenstoffabbau** als im Kontrollansatz, da durch einen hohen organischen Anteil die biologische Aktivität intensiviert wird.
- Die Röstrückstände sind durch einen **höheren Stickstoffgehalt** im Vergleich zu Bioabfällen gekennzeichnet. Dadurch wurde der Anteil pflanzenverfügbarer Stickstoffverbindungen (Ammonium, Nitrat) im Kompost erhöht.
- Die **Schwermetallgehalte** für Blei, Cadmium, Chrom, Nickel, Quecksilber und Zink in den Röstrückständen waren gering, so dass trotz des hohen Trockensubstanzgehalts keine Erhöhung durch die Mitkompostierung festgestellt werden konnte. Im Unterschied hierzu führte die Zugabe größerer Mengen an Röstrückständen zu einer Zunahme der Kupfergehalte im Kompost, so dass diese dem strengeren Grenzwert der BioAbfV nahe kommen bzw. ihn überschreiten.
- **Organische Schadstoffe** (PAK, PCB, PCDD/F) lagen in den Röstrückständen in niedrigeren Konzentrationen vor als im Bioabfall, so dass durch Zusatz der Röstrückstände **keine zusätzliche Belastung** mit diesen organischen Schadstoffen zu beobachten war.
- Die Untersuchungen auf Pflanzenverträglichkeit und -hygiene zeigten für die Komposte keine Auffälligkeiten.

3.5 Literatur

- [1] Anonym:
Kaffee – interessiert mich nicht die Bohne?
Gesellschaft zur Förderung der Partnerschaft mit der Dritten Welt mbH (Hrsg.).
Wuppertal 2001
- [2] Wilke, M.:
Untersuchung zu Eintrag und Abbau ausgewählter Schadstoffe in Bioabfallkomposten.
Dissertation an der Fakultät für Chemie und Pharmazie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen.
Tübingen 1997
- [3] Anonym:
Kaffee-Bericht 2000.
Deutscher Kaffeeverband e.V. (Hrsg.), Hamburg 2001
- [4] Marb, C.; Maurus, M.; Menne, U.; Neuchl, C.; Schindler, M. und Striegel, M.:
Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen. Zwischenbericht zum 01.03.1998 des StMLU-Projektvorhabens Nr. L4.
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg 1998
- [5] Anonym:
Methodenbuch zur Analyse von Kompost. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (Hrsg.).
Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart 1998
- [6] Anonym:
Methodenbuch Band I – Die Untersuchung von Böden.
Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Hrsg.),
4. Auflage.
VDLUFA-Verlag, Darmstadt 1991/1997
- [7] Anonym:
Methodenbuch Band II – Die Untersuchung von Düngemitteln.
Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Hrsg.),
4. Auflage.
VDLUFA-Verlag, Darmstadt 1995/1999
- [8] Anonym:
Methodenbuch Band VII – Umweltanalytik.
Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (Hrsg.),
1. Auflage.
VDLUFA-Verlag, Darmstadt 1996/1998
- [9] Anonym:
LAGA-Merkblatt M 10. Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost.
In: Hösel, G.; Bilitewski, B.; Schenkel, W. und Schnurer H.: Müll-Handbuch, Band 5, Kennzahl 6856. MuA Lfg. 11/02.
E. Schmidt Verlag, Berlin
- [10] Anonym:
Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15.04.1992.
BGBl. I, S. 912 – 934, zuletzt geändert am 06.03.1997. BGBl. I (1997), S. 446 ff

[11] Anonym:

EPA, Test Methods: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons – Method 610.

Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati OH 45268, USA 1982

[12] Anonym:

Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV) vom 21.09.1998.

BGBl. I (1998) 65, S. 2955 – 2981

4 Schadstoffgehalte von Bioabfall- und Grüngutkomposten

4.1 Einleitung

Im Jahr 2001 wurden in Bayern ca. 1,59 Mio. Mg Bioabfälle und Grüngut aus Haushalten und kommunalen Anlagen durch die entsorgungspflichtigen Körperschaften gesammelt. Mit ca. 130 kg/(E-a) stellen Bioabfälle und Grüngut ca. 25 % des Gesamtabfallaufkommens von 507,4 kg/(E-a) [1]. Die Kompostierung besitzt somit eine zentrale Bedeutung für die stoffliche Verwertung von Abfällen im Rahmen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) [2]. Ein weitgehend geschlossener Stoffkreislauf ist gewährleistet, wenn der Absatz der erzeugten Produkte gesichert ist. Maßgeblich dafür ist eine hohe Qualität der produzierten Komposte, d.h. neben günstiger Nährstoffzusammensetzung und hygienischer Unbedenklichkeit v.a. geringe Schadstoffgehalte.

Deshalb sieht die Bioabfallverordnung (BioAbfV) [3] aus dem Jahr 1998 Grenzwerte für die Schwermetalle Blei (Pb), Cadmium (Cd), Chrom (Cr), Kupfer (Cu), Nickel (Ni), Quecksilber (Hg) und Zink (Zn) in Komposten vor (vgl. Tab. 4-1). Um den Anforderungen des vorsorgenden Bodenschutzes im Sinne des Bundesbodenschutzgesetzes [4] und der Bundesbodenschutzverordnung [5] verstärkt gerecht zu werden, werden die Grenzwerte von Schadstoffen in Düngemitteln derzeit überarbeitet. Zu Beginn stand im Mittelpunkt der Diskussion die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm. Im Zuge des Bestrebens, die Schadstoffgehalte in Düngemitteln einheitlich zu bewerten, wurde das Konzept auf andere Düngemittel, u.a. Komposte, erweitert [6]. Der vom Bundesumweltministerium und Umweltbundesamt erarbeitete Vorschlag für Schwermetallgrenzwerte [7] wird sehr kontrovers diskutiert [8, 9, 10].

Hinsichtlich der Belastung von Sekundärrohstoffdüngern mit organischen Schadstoffen sind beträchtliche Unterschiede zu erwarten. So ist es das definierte Ziel der Abwasserreinigung, neben Nährstoffen auch Schadstoffe aus dem Abwasser zu entfernen und in der Schadstoffsene Klärschlamm aufzukonzentrieren. Daher ist in Klärschlämmen eine Vielzahl umweltrelevanter organischer Schadstoffe nachweisbar; neben polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F), polychlorierten Biphenylen (PCB) und anderen chlororganischen Verbindungen sind dies Stoffe mit hormonartiger Wirkung (endokrin wirksame Stoffe) wie polybromierte Flammschutzmittel, Pharmaka bzw. deren Metabolite, Duftstoffe, Tenside sowie weitere Xenobiotika. Über das ökotoxikologische Gefährdungspotenzial und die Auswirkung dieser Substanzen auf Bodenorganismen sind bisher nur sehr begrenzt Aussagen möglich [11, 12], da die Datengrundlage für eine Risikoabschätzung aufgrund des Mangels an terrestrischen Testverfahren sehr lückenhaft ist [13].

Im Unterschied zu Klärschlämmen liegen kaum Angaben über das Vorkommen und die Gehalte dieser umweltrelevanten Substanzen in Komposten vor. Komposte dienen im Gegensatz zu Klärschlämmen nicht als Schadstoffsene; die Ausgangsmaterialien der Kompostierung (Bioabfall und Grüngut) stellen Wertstoffe dar. Eintragungspfade für Schadstoffe in Komposte sind zum einen die geogene Hintergrundbelastung, zum anderen anthropogene Quellen. Diese können diffuser Natur

Tab. 4-1: Grenzwerte für Schwermetallgehalte in Komposten nach BioAbfV [3]; werden nur die Grenzwerte 1 der BioAbfV eingehalten, ist die Ausbringung von max. 20 Mg TS/ha, bei Einhaltung der strengeren Grenzwerte 2 die Ausbringung von max. 30 Mg TS/ha im Zeitraum von drei Jahren gestattet; alle Werte in mg/(kg TS)

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Grenzwert 1 BioAbfV	150	1,5	100	100	50	1	400
Grenzwert 2 BioAbfV	100	1	70	70	35	0,7	300

sein, v.a. durch atmosphärische Deposition oder Punktquellen in Form von Fehlwürfen. Die Eintragspfade von Schadstoffen in Komposte unterscheiden sich daher grundlegend von denjenigen in Klärschlämme, was eine unterschiedliche Schadstoffbelastung mit organischen Substanzen vermuten lässt. So ist zu erwarten, dass sich Komposte und Klärschlämme hinsichtlich einiger abwasserbürtiger Substanzen wie Tenside (lineare Alkylbenzolsulfonate, Abbauprodukte nichtionischer Tenside wie Nonylphenol) unterscheiden. Ein Transfer dieser Stoffe über andere Umweltmedien in Komposte ist aber nicht auszuschließen.

Daher wurden im Rahmen des Projektes in den Jahren 2000 und 2002 zusätzlich zu Schwermetallen auch die Gehalte organischer Schadstoffe in Bioabfall- und Grüngutkompost aus bayerischen Kompostieranlagen bestimmt. Folgende Substanzen wurden untersucht:

Schwermetalle

- Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink

Organische Schadstoffe

- Polychlorierte Biphenyle (PCB)
- Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F)
- Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)
- Persistente organische Schadstoffe (POP: persistent organic pollutants), v.a. Organochlorverbindungen {z.B. Hexachlorbenzol (HCB), Pentachlorphenol (PCP)}
- Pestizide (z.B. Biphenyl, o-Phenylphenol, Thiabendazol)
- Endokrin wirksame Substanzen {z.B. Bisphenol A, Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP), 4-Nonylphenol, zinnorganische Verbindungen, Moschusxylol}
- Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS)
- Polybromierte Diphenylether (PBDE).

Ziel der Untersuchungen war es, einen breiten Überblick über die Schadstoffbelastung von Komposten zu erhalten. Da die Qualität von Komposten maßgeblich von der Qualität der Ausgangsmaterialien bestimmt wird, wurde dieser Aspekt besonders berücksichtigt und die Belastung von Grüngut- mit Bioabfallkomposten verglichen.

Die Untersuchungen stellen eine Fortsetzung der vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz im Jahr 1993 durchgeführten Analysen dar. Daher wurde versucht, durch Vergleich der aktuellen Schadstoffbelastung mit den Daten des Jahres 1993 [14, 15] zeitliche Veränderungen der Schadstoffbelastung von Komposten aufzuzeigen.

4.2 Probenahme und Analytik

Im Jahr 2000 wurden 15 Bioabfall- und 5 Grüngutkompostproben aus bayerischen Kompostieranlagen untersucht. Um eine Vergleichbarkeit der Daten mit früheren Untersuchungen zu gewährleisten, wurden überwiegend Anlagen beprobt, die bereits im Jahr 1993 beprobt worden waren [14]. Die Probenahme erfolgte im Zeitraum August bis Oktober 2000 und wurde gemäß Methodenbuch zur Analyse von Kompost der Bundesgütegemeinschaft Kompost [16] durchgeführt. Die Proben wurden umgehend gefriergetrocknet und gemahlen.

Zur Bestimmung der Schwermetallgehalte wurden die Proben mit Königswasser nach DIN 38414-7 aufgeschlossen. Die Schwermetallgehalte wurden mittels Plasma-Emissions-Spektrometrie ICP-OES nach EN ISO 11885, Plasma-Massenspektrometrie ICP-MS nach DIN 38406-29 und Atomabsorptionsspektrometrie AAS nach DIN 38406 (Blei, Kupfer, Nickel, Zink), DIN EN ISO 5961 (Cadmium), DIN EN 1233 (Chrom) bestimmt. Die Analyse der Quecksilbergehalte erfolgte nach DIN EN 1483 mittels AAS und Flow-Injection-Mercury-System (FIMS).

Die gefriergetrockneten und gemahlten Proben wurden hinsichtlich der Gehalte von polychlorierten Biphenylen (PCB), polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F), polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Phthalaten und Nonylphenol untersucht sowie hinsichtlich einer Vielzahl an Pestiziden gemäß DFG-S19-Methode und weiterer chlororganischer Verbindungen (s. Abschnitt 4.6). Die Messung der Komposte auf organische Schadstoffe erfolgte durch das Labor Ökometric GmbH, Bayreuth. Für eine detailliertere Beschreibung vgl. [15].

Im Jahr 2002 wurden zwei Probenahmekampagnen durchgeführt. In jeder der beiden Messkampagnen wurden jeweils 11 Bioabfall- und Grüngutkompostproben genommen, d.h. insgesamt 44 Einzelproben. Die Probenahme der ersten Messkampagne erfolgte Ende Januar/Anfang Februar 2002, die der zweiten Ende Juni/Anfang Juli 2002. Die Proben beider Probenahmekampagnen im Jahr 2002 wurden hinsichtlich der Schwermetallgehalte nach BioAbfV sowie auf die Gehalte an PCB, PCDD/F und PAK untersucht. Die Analyse der Schwermetallgehalte erfolgte nach Gefrier-trocknung, Mahlen und Königswasseraufschluss atomabsorptionsspektrometrisch wie oben beschrieben in den Laboratorien des Josef-Vogl-Technikums am Bayerischen Landesamt für Umweltschutz. Die Messung von PCB, PCDD/F und PAK erfolgte aus den gefriergetrockneten und gemahlten Proben. Zur Bestimmung der PAK-Gehalte wurden 16 Einzelverbindungen gemäß EPA 610 [17] mittels GC-MS in den Laboratorien des Josef-Vogl-Technikums gemessen. PCB und PCDD/F wurden in den Zentrallaboratorien des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz analysiert. Zur Bestimmung der PCB-Gehalte wurden die sechs IUPAC-Kongenere 28, 52, 101, 138, 153 und 180 mittels hochauflösender GC-MS gemessen. Die Messung der PCDD/F (17 Einzelverbindungen) erfolgte ebenfalls mittels hochauflösender GC-MS gemäß AbfKlärV [18].

Zusätzlich wurden die Komposte der zweiten Probenahmekampagne des Sommers 2002 hinsichtlich folgender organischer Substanzen untersucht:

Bisphenol A. Extraktion der Frischproben mit tertiärem Butyl-Methyl-Ether und anschließender GC-MS; Bestimmungsgrenze: 10 µg/(kg TS)

Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP). Ultraschallextraktion der Frischproben mit Methanol und anschließender GC-MS, Bestimmungsgrenze: 20 µg/(kg TS)

Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS). Ultraschallextraktion der Frischproben mit Methanol und anschließender Flüssigchromatographie mit MS-MS-Detektion (LC-MS-MS); Bestimmungsgrenze: 50 µg/(kg TS); Bestimmung der LAS mit Alkylresten von neun bis fünfzehn Kohlenstoffatomen (C₉- bis C₁₅-LAS)

Tab. 4-2: Übersicht über die untersuchten polybromierten Diphenylether (PBDE)

IUPAC Nr.	Substanz
17	2,2',4-
28	2,4,4'-
47	2,2',4,4'-
66	2,3',4,4'-
71	2,3',4',6-
85	2,2',3,4,4'-
99	2,2',4,4',5-
100	2,2',4,4',6-
138	2,2',3,4,4',5'-
153	2,2',4,4',5,5'-
154	2,2',4,4',5,6'-
183	2,2',3,4,4',5',6-
190	2,3,3',4,4',5,6-

Moschusxylool. Ultraschallextraktion der Frischproben mit Methanol und anschließender GC-MS, Bestimmungsgrenze: 20 µg/(kg TS)

4-para-Nonylphenol (techn.) bzw. 4-n-Nonylphenol. Extraktion der Frischproben mit tertiärem Butyl-Methyl-Ether und anschließender GC-MS; Bestimmungsgrenze: 50 µg/(kg TS) bzw. 10 µg/(kg TS)

Zinnorganische Verbindungen. Extraktion mit Methanol, Hexan, NaBEt₄ und anschließender GC-AED; Bestimmungsgrenze für die Einzelverbindungen: 1 µg Organozinnkation/(kg TS). An zinnorganischen Verbindungen wurden bestimmt: Monobutylzinn (MBT), Dibutylzinn (DBT), Tributylzinn (TBT), Tetrabutylzinn (TTBT), Monooktylzinn (MOT), Dioktylzinn (DOT), Tricyclohexylzinn (TchT) und Triphenylzinn (TPT).

Die Analyse der Komposte hinsichtlich Bisphenol A, DEHP, LAS, Moschusxylool, 4-Nonylphenol und zinnorganischer Verbindungen erfolgte durch die Fa. GALAB Laboratories, Geesthacht. Die Proben wurden unmittelbar nach Abschluss der Probenahmekampagne im ungetrockneten Zustand dem beauftragten Labor zur Verfügung gestellt.

Des Weiteren wurden jeweils 5 Bioabfall- und Grüngutkomposte der Probenahmekampagne im Sommer 2002 durch die Zentrallaboratorien des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz hinsichtlich der Gehalte an 13 polybromierten Diphenylethern (PBDE) analysiert (detaillierte Beschreibung der Analytik vgl. [19]); dabei wurden die in Tab. 4-2 genannten Einzelverbindungen bestimmt.

4.3 Ergebnisse

4.3.1 Schwermetalle

Die Schwermetallgehalte der Kompostproben (Bioabfall, Grüngut) aus den Jahren 2000 und 2002 sind in Tab. 4-3 dargestellt.

Blei. Die Bleigehalte (Mittelwerte aller Kompostproben) erreichten mit 38,4 mg/(kg TS) im Jahr 2000 und 34,8 mg/(kg TS) im Jahr 2002 jeweils 38 % bzw. 35 % des strengeren Grenzwertes der BioAbfV [3]. Die Konzentrationen in Bioabfallkomposten übertrafen in beiden Jahren die Gehalte in Grüngutkomposten. In keiner Bioabfall- und Grüngutkompostprobe wurde der strengere Grenzwert der BioAbfV überschritten. Der Minimalwert im Untersuchungszeitraum betrug 17,2 mg/(kg TS), der Maximalwert 82,8 mg/(kg TS).

Cadmium. Die mittleren Cadmiumgehalte erreichten mit 0,42 mg/(kg TS) im Jahr 2000 und 0,40 mg/(kg TS) im Jahr 2002 (Mittelwerte aller Kompostproben) jeweils nur ca. 40 % des strengeren Grenzwertes der BioAbfV. Ebenso wie für Blei lagen die Gehalte von Bioabfallkomposten im Mittel über den Werten von Grüngutkomposten. Mit einem Wertebereich von 0,25 – 0,66 mg/(kg TS) überschritt keine Kompostprobe den strengeren Grenzwert.

Chrom. Die Chromgehalte von Bioabfall- und Grüngutkomposten unterschieden sich in den Untersuchungsjahren nicht wesentlich voneinander. Die Chromgehalte (gemittelt über alle Proben) erreichten mit 27,1 mg/(kg TS) im Jahr 2000 und 24,7 mg/(kg TS) im Jahr 2002 ca. 39 % bzw. 35 % des strengeren Grenzwertes der BioAbfV. Der Minimalwert betrug 15,9 mg/(kg TS), das Maximum 43,7 mg/(kg TS), d.h. in keiner Probe wurde der strengere Grenzwert erreicht.

Kupfer. Im Unterschied zu den o.g. Schwermetallen wurden in einigen Proben die Grenzwerte der BioAbfV für Kupfer überschritten. In etwa 38 % der Bioabfallkomposte wurde der strengere Grenzwert {70 mg/(kg TS)} überschritten, in ca. 8 % der Bioabfallkomposte der Grenzwert von 100 mg/(kg TS). Der höhere Kupfergrenzwert wurde in keiner der Grüngutkompostproben erreicht und nur eine der 27 untersuchten Grüngutkompostproben überschritt den strengeren Grenzwert von 70 mg/(kg TS). Die Kupfergehalte lagen während des Untersuchungszeitraums in den Bioab-

Tab. 4-3: Schwermetallgehalte (Mittelwerte) von Bioabfall- und Grüngutkomposten aus bayerischen Kompostieranlagen sowie Mittelwerte für alle Kompostproben der Jahre 2000 und 2002; alle Werte in mg/(kg TS)

Jahr 2000	Bioabfallkompost	Grüngutkompost	Kompost (Bioabfall u. Grüngut)
Blei	42,7	25,6	38,4
Cadmium	0,45	0,33	0,42
Chrom	27,2	26,6	27,1
Kupfer	67,9	39,6	60,8
Nickel	18,5	18,5	18,5
Quecksilber	0,23	0,12	0,20
Zink	196	126	178
Jahr 2002			
Blei	37,3	32,3	34,8
Cadmium	0,43	0,37	0,40
Chrom	26,0	23,4	24,7
Kupfer	68,0	38,6	53,3
Nickel	16,3	16,2	16,2
Quecksilber	0,15	0,18	0,17
Zink	191	152	171

fallkomposten im Mittel deutlich höher als in Grüngutkomposten. Die Mittelwerte für sämtliche Kompostproben betragen im Jahr 2000 60,8 mg/(kg TS) und erreichten damit ca. 87 % im Jahr 2002 53,3 mg/(kg TS) und damit etwa 76 % des strengeren Grenzwertes. Der gemessene Minimalwert betrug 25,3 mg/(kg TS), der Maximalwert 193 mg/(kg TS).

Nickel. Ebenso wie für Chrom unterschieden sich die Gehalte von Nickel in Bioabfall- und Grüngutkomposten in beiden Untersuchungsjahren nicht wesentlich voneinander. Im Mittel wurden mit 18,5 mg/(kg TS) im Jahr 2000 und 16,2 mg/(kg TS) im Jahr 2002 (Mittelwerte aller Kompostproben) 53 % bzw. 46 % des strengeren Grenzwertes der BioAbfV erreicht; in einem Fall (Bioabfallkompost) wurde dieser Grenzwert überschritten. Der gemessene Minimalwert betrug 9,1 mg/(kg TS), der Maximalwert 38,5 mg/(kg TS).

Quecksilber. Der größte Abstand zum Grenzwert wurde für Quecksilber gefunden: im Jahr 2000 wurden mit 0,20 mg/(kg TS) nur ca. 29 %, im Jahr 2002 mit 0,17 mg/(kg TS) ca. 24 % des strengeren Grenzwertes erreicht (Mittelwert aller Komposte). In jeweils einer Bioabfall- und Grüngutkompostprobe wurde dieser Grenzwert erreicht bzw. überschritten. Die Schwankungsbreite zwischen Minimal- und Maximalwert war im Vergleich zu den übrigen Schwermetallen hoch {0,08 - 0,98 mg/(kg TS)}. Der Vergleich der Quecksilbergehalte in Bioabfall- und Grüngutkomposten gibt kein einheitliches Bild; im Jahr 2000 lagen die mittleren Quecksilbergehalte in Bioabfallkomposten höher als in Grüngutkomposten, im Jahr 2002 war es umgekehrt.

Zink. Die mittleren Zinkgehalte waren in beiden Jahren ähnlich und erreichten mit 178 mg/(kg TS) im Jahr 2000 und 171 mg/(kg TS) im Jahr 2002 (Mittelwerte aller Kompostproben) ca. 60 % des strengeren Grenzwertes. Die mittleren Zinkgehalte in Bioabfallkomposten lagen in beiden Jahren deutlich über denen von Grüngutkomposten. In einer Bioabfallkompostprobe wurde der strengere Grenzwert überschritten, alle untersuchten Grüngutkomposte hielten den Grenzwert ein. Der Minimalwert betrug 98 mg/(kg TS), der Maximalwert 360 mg/(kg TS).

4.3.2 Organische Schadstoffe

Für organische Schadstoffe in Komposten sieht die BioAbfV keine Grenzwerte vor. Die Analyseergebnisse für PCB, PCDD/F und PAK der Kompostproben (Bioabfall, Grüngut) sind in Tab. 4-4 dargestellt.

Polychlorierte Biphenyle (PCB). Die PCB-Gehalte der Kompostproben des Jahres 2002 lagen mit im Mittel 0,038 mg/(kg TS) deutlich unter den Gehalten des Jahres 2000 von i.M. 0,057 mg/(kg TS). Im Jahr 2000 übertraf der mittlere PCB-Gehalt in Bioabfallkomposten die Gehalte in Grüngutkomposten, im Jahr 2002 war es genau umgekehrt. Der niedrigste Messwert betrug 0,015 mg/(kg TS), der Maximalwert 0,196 mg/(kg TS).

Polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F). Die mittleren PCDD/F-Gehalte (alle Kompostproben) des Jahres 2002 lagen mit 9,1 ng I-TEQ/(kg TS) etwas unter den Werten des Jahres 2000 von 11,6 ng I-TEQ/(kg TS). Der Vergleich zwischen Bioabfall- und Grüngutkomposten lässt – wie auch schon bei dem PCB – kein einheitliches Bild erkennen. Im Jahr 2000 lagen die Werte von Grüngutkomposten etwas unter den Gehalten in Bioabfallkomposten; im Jahr 2002 waren diese nahezu identisch. Die Messwerte im Untersuchungszeitraum umfassten einen relativ weiten Bereich von 3,7 – 29,7 ng I-TEQ/(kg TS).

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Die PAK-Gehalte (Mittelwert aller Kompostproben) im Jahr 2000 lagen mit 3,5 mg/(kg TS) etwas über den Werten des Jahres 2002 von 2,3 mg/(kg TS). Die mittleren Gehalte in Bioabfallkomposten waren in beiden Jahren etwas höher als in Grüngutkomposten. Die Konzentrationen umfassten mit Werten zwischen 1,0 – 10,2 mg/(kg TS) einen relativ weiten Bereich.

Pestizide. Von den in der Messkampagne des Jahres 2000 untersuchten Pestiziden waren nur die chlororganischen Verbindungen Hexachlorbenzol und Pentachlorphenol sowie die Zitrusfrucht-fungizide Biphenyl und o-Phenylphenol in den Kompostproben des Jahres 2000 bestimmbar. Alle anderen Pestizide lagen unterhalb der Bestimmungsgrenzen (vgl. Abschnitt 4.6).

Hexachlorbenzol (HCB). Die Gehalte von Hexachlorbenzol waren in Bioabfallkomposten etwas höher als in Grüngutkomposten mit Mittelwerten von 5,3 bzw. 3,4 µg/(kg TS). Der höchste gemessene Wert betrug 15 µg/(kg TS). Der Mittelwert aller Kompostproben betrug 4,0 µg/(kg TS).

Pentachlorphenol (PCP). Wie für HCB war der mittlere Pentachlorphenolgehalt in Bioabfallkomposten ebenfalls höher als in Grüngutkomposten {14,0 bzw. 5,4 µg/(kg TS)}. Die gemessenen Werte umfassten einen großen Wertebereich von 1,0 – 41,0 µg/(kg TS). Der Mittelwert aller Kompostproben betrug 11,9 µg/(kg TS).

Biphenyl. Biphenyl wurde in allen Kompostproben nachgewiesen. Die mittleren Gehalte in Bioabfallkomposten waren ebenfalls höher als in Grüngutkomposten {82,3 bzw. 52,0 µg/(kg TS)} mit Minimal- bzw. Maximalwerten von 24 bzw. 144 µg/(kg TS). Der mittlere Gehalt (alle Kompostproben) betrug 74,8 µg/(kg TS).

o-Phenylphenol. Auch o-Phenylphenol war in allen Proben bestimmbar. Die mittleren Gehalte in

Tab. 4-4: Gehalte (Mittelwerte) von polychlorierten Biphenylen (PCB), polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F) und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) in Bioabfall- und Grüngutkomposten aus bayerischen Kompostieranlagen sowie Mittelwerte für alle Kompostproben in den Jahren 2000 und 2002

Jahr 2000	Bioabfallkompost	Grüngutkompost	Kompost (Bioabfall u. Grüngut)
PCB ¹⁾	0,065	0,032	0,057
PCDD/F ²⁾	12,5	8,8	11,6
PAK ¹⁾	3,9	2,3	3,5
Jahr 2002			
PCB ¹⁾	0,033	0,043	0,038
PCDD/F ²⁾	9,2	9,1	9,1
PAK ¹⁾	2,5	2,2	2,3

¹⁾ Werte in mg/(kg TS)

²⁾ Werte in ng I-TEQ/(kg TS)

Bioabfallkomposten waren höher als in Grüngutkomposten {38,0 bzw. 28,0 µg/(kg TS); Mittelwert aller Proben: 35,5 µg/(kg TS)}. Die Messwerte umfassten einen weiten Bereich von 10 - 140 µg/(kg TS).

Endokrin wirksame Substanzen

Bisphenol A. Bisphenol A konnte in der Mehrzahl der Bioabfallkompostproben (8 von 11) der Untersuchungsreihe Sommer 2002 bestimmt werden {Bestimmungsgrenze: 10 µg/(kg TS)}. Der Mittelwert für Bioabfallkomposte betrug 164 µg/(kg TS), der höchste gemessene Wert 646 µg/(kg TS). Für Grüngutkomposte ist kein Mittelwert angebar, da nur eine der elf Grüngutkompostproben mit 59 µg/(kg TS) einen Wert oberhalb der Bestimmungsgrenze aufwies.

Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP). Die Gehalte an DEHP wurden in den Kompostproben des Jahres 2000 und der Messkampagne im Sommer 2002 bestimmt. In vier der 15 Bioabfallkompostproben des Jahres 2000 lagen die Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,5 mg/(kg TS); in einer Probe wurde ein Maximalwert von 20,9 mg/(kg TS) erreicht. Der mittlere DEHP-Gehalt in den Bioabfallkompostproben des Jahres 2000 lag bei 6,9 mg/(kg TS). In zwei der fünf Grüngutkompostproben konnte DEHP nicht bestimmt werden. Der mittlere Gehalt in den Grüngutkomposten lag bei 2,3 mg/(kg TS). Der mittlere DEHP-Gehalt für alle Kompostproben des Jahres 2000 war mit 5,7 mg/(kg TS) mehr als eine Größenordnung über dem Mittelwert des Jahres 2002 von 0,30 mg/(kg TS). Wie im Jahr 2000 war der mittlere DEHP-Gehalt in Bioabfallkomposten deutlich höher als in Grüngutkomposten {0,49 mg/(kg TS) bzw. 0,12 mg/(kg TS)}. Der höchste gemessene Wert im Jahr 2002 betrug 2,4 mg/(kg TS). In einer Grüngutkompostprobe lag der DEHP-Gehalt unterhalb der Bestimmungsgrenze {Bestimmungsgrenze im Jahr 2002: 0,02 mg/(kg TS)}.

Nonylphenole. In der Untersuchungsreihe des Jahres 2000 wurde in keiner der Kompostproben 4-n-Nonylphenol bestimmt {Bestimmungsgrenze: 30 µg/(kg TS)}. Dieses Ergebnis wurde auch im Jahr 2002 bestätigt, wobei neun Bioabfallkompostproben und alle Grüngutkompostproben unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 µg/(kg TS) lagen. Nur in zwei Proben wurde mit Werten von 14 und 18 µg/(kg TS) die Bestimmungsgrenze für 4-n-Nonylphenol knapp überschritten.

Neben 4-n-Nonylphenol wurden in der Untersuchungsreihe im Sommer 2002 auch die Gehalte des technischen 4-Nonylphenol-Isomerenmischs bestimmt. In allen Bioabfall- und Grüngutkomposten lagen die Konzentrationen des technischen Nonylphenols über der Bestimmungsgrenze von 50 µg/(kg TS). Die Konzentrationen des 4-Nonylphenol-Isomerenmischs waren in Bioabfallkomposten mit 882 µg/(kg TS) im Mittel viermal höher als in Grüngutkomposten mit durchschnittlich 205 µg/(kg TS) und wiesen einen weiten Schwankungsbereich auf {57 – 2.580 µg/(kg TS)}. Der durchschnittliche 4-Nonylphenolgehalt aller Kompostproben betrug 543 µg/(kg TS).

Zinnorganische Verbindungen. In keiner der Bioabfallkompostproben des Jahres 2002 wurden Tributyl-, Tetrabutyl-, Tricyclohexyl- und Triphenylzinn bestimmt {Bestimmungsgrenze für zinnorganische Verbindungen: jeweils 1 µg/(kg TS)}. In einer der elf Bioabfallkompostproben wurde Dioktylzinn mit einem Gehalt von 1,5 µg Organozinnkation/(kg TS) bestimmt, in fünf Proben wurde Monooktylzinn nachgewiesen {Maximum: 15,4 µg Organozinnkation/(kg TS)} und in zwei Proben Dibutylzinn {Maximum: 1,4 µg Organozinnkation/(kg TS)}. Als einzige zinnorganische Verbindung wurde Monobutylzinn in fast allen Bioabfallkompostproben (zehn von elf) bestimmt, so dass für diese Substanz ein Mittelwert berechnet werden konnte {Mittelwert bei halber Nachweisgrenze: 2,9 µg Organozinnkation/(kg TS); Maximum: 5,8 µg Organozinnkation/(kg TS)}.

Folgende zinnorganische Verbindungen lagen in allen Grüngutkompostproben unterhalb der Bestimmungsgrenze: Tributyl-, Tetrabutyl-, Monooktyl-, Dioktyl-, Tricyclohexyl- und Triphenylzinn. In drei der elf Grüngutkompostproben wurde Dibutylzinn nachgewiesen {Maximum: 1,8 µg Organozinnkation/(kg TS)}, in fünf Proben Monobutylzinn {Maximum: 1,8 µg Organozinnkation/(kg TS)}.

Moschusxylool. Weder in Bioabfall- noch in Grüngutkomposten wurde Moschusxylool bestimmt {Bestimmungsgrenze: 20 µg/(kg TS)}.

Weitere organische Substanzen

Lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS). In acht Proben der Bioabfallkomposte und in allen Proben der Grüngutkomposte konnten keine linearen Alkylbenzolsulfonate bestimmt werden {Kettenlänge des Alkylrestes: 9 – 15 Kohlenstoffatome; Bestimmungsgrenze: jeweils 50 µg/(kg TS)}. Auch in den drei Bioabfallkomposten, in denen LAS nachgewiesen wurden, waren die Gehalte mit einer Maximalkonzentration von 216 µg/(kg TS) für C₁₅-LAS gering.

Polybromierte Diphenylether (PBDE). Jeweils fünf Bioabfall- und Grüngutkompostproben der Messkampagne Sommer 2002 wurden hinsichtlich der Gehalte an polybromierten Diphenylethern untersucht. Der Mittelwert für alle Proben betrug 12,2 µg/(kg TS). Die Werte für Bioabfallkomposte waren im Mittel mit 17,1 µg/(kg TS) etwas höher als in Grüngutkomposten mit 11,9 µg/(kg TS). Das Minimum betrug 6,6 µg/(kg TS), das Maximum 37 µg/(kg TS).

4.4 Diskussion

Da Schwermetalle im Unterschied zu organischen Schadstoffen nach BioAbfV [3] in Komposten regelmäßig zu bestimmen sind, ist die Datengrundlage für die einzelnen Schadstoffgruppen unterschiedlich. Dies trifft auch für die in diesem Bericht diskutierten Schadstoffe zu.

Neben den im Jahr 2000 und 2002 bestimmten Schadstoffkonzentrationen wurden die Analysen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz aus dem Jahr 1993 [14] in den Vergleich einbezogen. Für die relevanten Schwermetalle sowie für PCB und PCDD/F liegen Werte aus allen Untersuchungsjahren vor – d.h. aus den Jahren 1993, 2000 und 2002 – ; für PAK, DEHP, 4-n-Nonylphenol sowie für alle anderen organischen Schadstoffe datieren die Untersuchungsergebnisse aus den Jahren 2000 und 2002. Diese unterschiedliche Datengrundlage ist bei einer Diskussion der zeitlichen Entwicklung der Schadstoffbelastung und bei einem Vergleich von Bioabfall- und Grüngutkomposten zu beachten.

Ferner wird die Bewertung der Daten aus verschiedenen Jahren dadurch beeinflusst, dass der Datenumfang in den Untersuchungsjahren unterschiedlich war. So wurden im Jahr 1993 23 Bioabfall- und 8 Grüngutkompostproben untersucht. Die Messkampagne des Jahres 2000 beinhaltete 15 Bioabfall- und 5 Grüngutkomposte. Die Untersuchungsreihe des Jahres 2002 umfasste jeweils 22 Bioabfall- und Grüngutkompostproben, in denen Schwermetalle und PAK, sowie jeweils 11 Bioabfall- und Grüngutkompostproben, in denen PCB, PCDD/F, Bisphenol A, DEHP, LAS, Moschusxylool, Nonylphenol und zinnorganische Verbindungen bestimmt wurden. Die höhere Anzahl der Kompostuntersuchungen lässt damit für das Jahr 2002 statistisch besser abgesicherte Aussagen zu.

4.4.1 Schwermetalle

Die BioAbfV [3] stellt für die Ausbringung von Komposten auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden Anforderungen an deren Schwermetallgehalte. Dabei sind in Abhängigkeit von der Ausbringungsmasse die in Tab. 4-1 aufgeführten Grenzwerte einzuhalten. Erfüllen die Kompostproben die strengeren Grenzwerte, ist eine maximale Ausbringung von 30 Mg Kompost (Trockensubstanz) je Hektar während eines Zeitraums von drei Jahren möglich; werden nur die weniger strengen Grenzwerte eingehalten, ist die Ausbringung von maximal 20 Mg im gleichen Zeitraum gestattet.

Die Untersuchungen der Kompostproben der Jahre 2000 und 2002 zeigen, dass die strengeren Grenzwerte im Mittel unterschritten wurden (vgl. Abb. 4-1). Keine Grenzwertüberschreitung wurde für die Schwermetalle Blei, Cadmium und Chrom gefunden. In jeweils einer Probe wurde der strengere Grenzwerte für Nickel, Quecksilber und Zink überschritten.

Mit Abstand die größten Probleme bei der sicheren Einhaltung der Grenzwerte bereitet Kupfer. In insgesamt 13 Fällen wurde der strengere Grenzwert von 70 mg/(kg TS) überschritten, in drei Fällen

sogar der weniger strenge Grenzwert von 100 mg/(kg TS). Die Grenzwertüberschreitungen traten fast nur bei Bioabfallkomposten auf, während nur eine Grüngutkompostprobe den strengen Grenzwert der BioAbfV knapp überschritt. Die Problematik von Kupfer in Bioabfällen zeigt auch der Abstand zum Grenzwert deutlich: Die in den Jahren 2000 und 2002 untersuchten Bioabfallkomposte erreichten im Mittel 97 % des Grenzwertes von 70 mg/(kg TS), während die Belastung von Grüngutkomposten mit durchschnittlich 57 % im Jahr 2000 und 55 % im Jahr 2002 deutlich niedriger war (vgl. Abb. 4-1). Die Identifizierung der Kupfereintragspfade als Grundlage der Verringerung der Kupferbelastung ist daher unter den bestehenden gesetzlichen Vorgaben der BioAbfV von großer Bedeutung [20].

Gegenwärtig wird eine Vereinheitlichung der Bewertung von Schadstoffgehalten in Düngemitteln intensiv diskutiert. Dabei sollen Grenzwerte für Schwermetalle und einige organische Schadstoffe festgesetzt werden, die eine einheitliche Bewertung unterschiedlicher Düngemittel erlauben und bei Anwendung dieser Düngemittel auf landwirtschaftlich genutzte Böden langfristig eine kritische Schadstoffanreicherung im Boden verhindern. Vom Umweltbundesamt wurde ein Vorschlag erarbeitet, der in Anlehnung an die Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverordnung [5] unterschiedliche Grenzwerte für die Bodenarten Ton, Lehm und Sand vorsieht („Gleiches zu Gleichem“). Das vom Umweltbundesamt vorgeschlagene Modell geht von einem im Boden verbleibenden mineralischen Anteil in Komposten von 35 % der TS sowie von 8 % der organischen Substanz aus und kommt unter der Annahme einer Messwertunsicherheit von 50 % (Probenahme- und Analysefehler) zu dem in Tab. 4-5 angegebenen Grenzwertvorschlag für die Ausbringung von Komposten auf die Bodenarten Ton, Lehm und Sand [21].

Der Vergleich mit den mittleren Schwermetallgehalten in *Grüngutkomposten* (siehe Tab. 4-3) der Jahre 2000 und 2002 zeigt, dass diese die vorgeschlagenen Grenzwerte für *tonige Böden* deutlich unterschreiten. Allerdings würde eine der 27 Kompostproben den Kupfergrenzwert überschreiten. Auch für *Lehm* würden die vorgeschlagenen Grenzwerte im Mittel eingehalten, wobei in Einzelfällen für Blei, Quecksilber und Zink die Grenzwerte überschritten würden. Diese Grenzwertüberschreitungen gingen aber immer mit einer Überschreitung des vorgeschlagenen Kupfergrenzwertes einher, so dass fünf der 27 Grüngutkompostproben (ca. 20 %) die Vorgaben für eine Ausbringung auf lehmige Böden nicht erfüllen würden.

Anders stellt sich die Situation für die Ausbringung von Komposten auf sandige Böden dar, für die z.T. deutlich strengere Grenzwerte als in der EU-Ökolandbauverordnung vorgeschlagen werden (vgl. Tab. 4-5 mit Tab. 4-6). In diesem Fall käme es beispielsweise für die im Jahr 2000 und 2002 untersuchten Grüngutkomposte (vgl. Tab. 4-3) bei Kupfer, Quecksilber und Zink im Mittel zu einer Überschreitung des Grenzwertes, für Nickel würde dieser annähernd erreicht bzw. geringfügig überschritten vgl. Tab. 4-3. Allein 25 der 27 Grüngutkompostproben würden den vorgeschlagenen Kupfergrenzwert für die Bodenart Sand überschreiten. Die beiden Komposte, die den vorgeschlagenen Kupfergrenzwert nicht überschreiten, würden dann allerdings dem Grenzwert für Zink bei Ausbringung auf sandige Böden nicht genügen. D.h., keiner der untersuchten Grüngutkomposte der Jahre 2000 und 2002 könnte die vorgeschlagenen Anforderungen für sandige Böden erfüllen.

Tab. 4-5: Schwermetallgrenzwerte in Komposten – Vorschlag des Umweltbundesamtes für tonige, lehmige und sandige Böden [21]; Werte in mg/(kg TS)

Bodenart	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Ton	108	1,6	107	70	76	1,1	261
Lehm	76	1,1	64	49	35	0,6	207
Sand	44	0,5	32	27	17	0,14	111

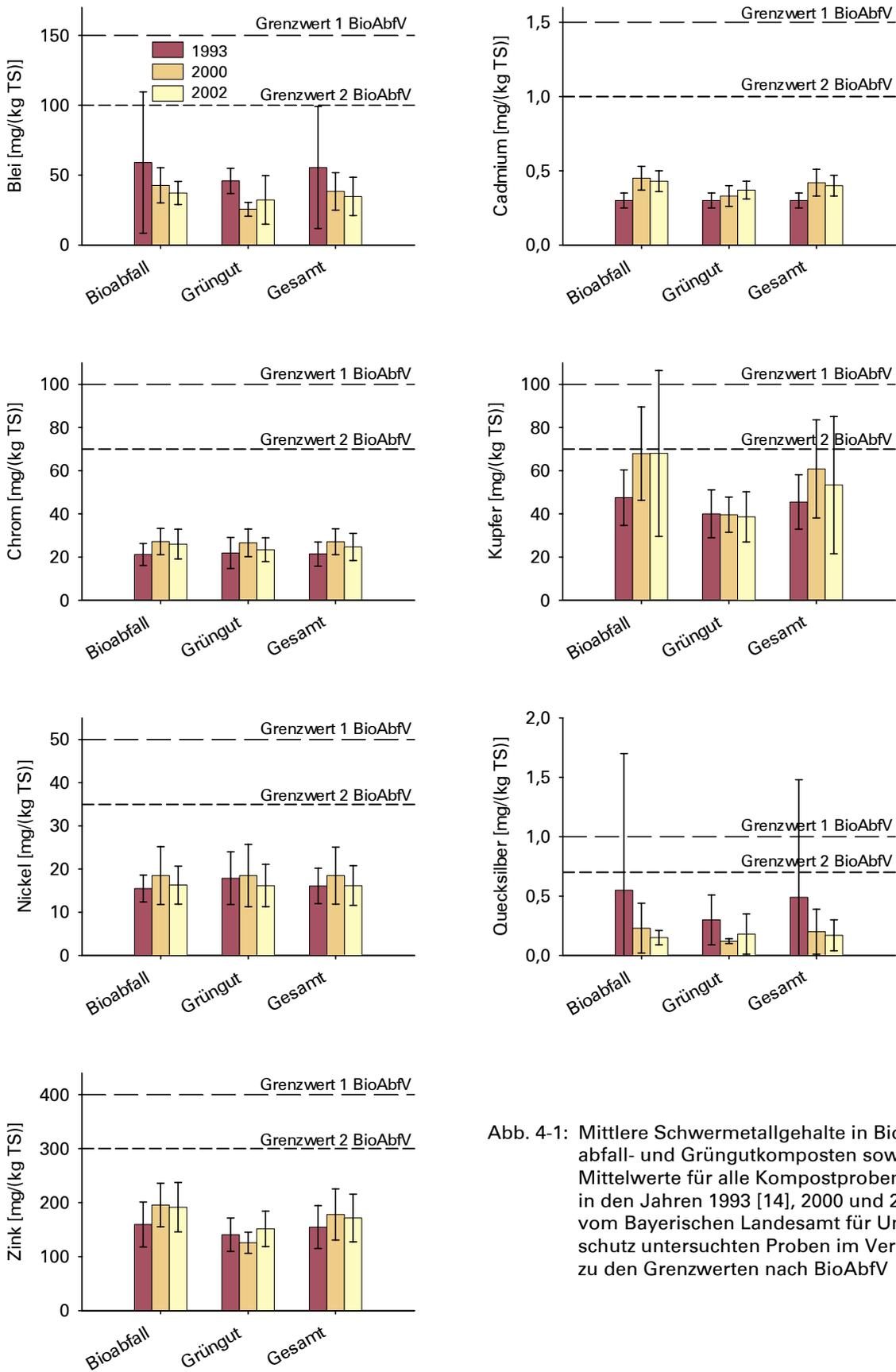


Abb. 4-1: Mittlere Schwermetallgehalte in Bioabfall- und Grüngutkomposten sowie Mittelwerte für alle Kompostproben der in den Jahren 1993 [14], 2000 und 2002 vom Bayerischen Landesamt für Umweltschutz untersuchten Proben im Vergleich zu den Grenzwerten nach BioAbfV

Tab. 4-6: Schwermetallgrenzwerte der EU-Verordnung über den ökologischen Landbau [22]; Werte in mg/(kg TS)

	Blei	Cadmium	Chrom	Kupfer	Nickel	Quecksilber	Zink
Grenzwert	45	0,7	70	70	25	0,4	200

Für *Bioabfallkomposte* stellt sich die Situation noch drastischer dar. Im Mittel würden die vorgeschlagenen Grenzwerte für die *Bodenart Ton* zwar eingehalten, wobei der Grenzwert für Kupfer im Mittel zu 97 % ausgeschöpft würde. Von 13 der 37 untersuchten Bioabfallkomposte (35 %) würde der Kupfergrenzwert für tonige Böden nicht eingehalten. Der Anteil der Bioabfallkomposte, der den Kupfergrenzwert für *lehmige Böden* überschreiten würde, wäre mit 65 % (24 der 37 Komposte) bereits sehr hoch. Ebenso wie für Grüngutkomposte würde keiner der Bioabfallkomposte die Anforderungen für *sandige Böden* erfüllen

Diese Überlegungen zeigen, dass die vorgeschlagenen Grenzwerte die Ausbringung von Komposten deutlich erschweren würde, insbesondere durch die niedrigen Grenzwerte für Kupfer. Bei Inkrafttreten dieser Regelung würde demzufolge einer zukünftigen Ausbringung von Grüngutkomposten auf tonigen und lehmigen Böden in der Regel nichts entgegenstehen, während sich für sandige Böden die Situation beträchtlich verschärfen würde und eine Ausbringung nur mehr von besonders schadstoffarmen Komposten möglich wäre. Für eine Vielzahl von Bioabfallkomposten wäre unter diesen Bedingungen bereits die Ausbringung auf lehmige Böden nicht möglich.

Vergleich der Schwermetallbelastung von Bioabfall- und Grüngutkomposten. Wie die Ergebnisse in Abb. 4-1 und Tab. 4-3 belegen, ist die Schwermetallbelastung von Bioabfallkomposten im Allgemeinen höher als die von Grüngutkomposten. Der Schadstoffeintrag in Komposte erfolgt im Wesentlichen über zwei Quellen: Zum einen durch die allgemeine Belastung der Kompostrohstoffe (geogene Hintergrundbelastung, atmosphärische Deposition), zum anderen über den Eintrag aus Fehlwürfen, d.h. in Verbindung mit einer Vielzahl von Störstoffen. Da der Störstoffgehalt von Grüngutabfällen in der Regel beträchtlich niedriger ist als von Bioabfällen, sind für Bioabfallkomposte höhere Schadstoffgehalte zu erwarten. Unterscheiden sich Bioabfall- und Grüngutkomposte nicht signifikant hinsichtlich ihrer Schadstoffgehalte, kann dies u.U. als Indiz für den Eintrag von Schadstoffen über die Kompostrohstoffe gewertet werden. Vor diesem Hintergrund deuten die höheren Blei-, Kupfer- und Zink-Gehalte in Bioabfallkomposten auf Fehlwürfe als wichtige Quelle hin, während die in Bioabfall- und Grüngutkomposten vergleichbaren Cadmium-, Chrom-, Nickel- und Quecksilber-Gehalte für eine allgemeine Belastung der Ausgangsmaterialien und weniger für einen Eintrag dieser Schadstoffe zusammen mit Störstoffen sprechen. Hiermit stimmt gut überein, dass in einem Technikumsversuch ein erhöhter Störstoffanteil mit höheren Blei-, Kupfer- und Zink-Gehalten einherging, während für Cadmium, Chrom, Nickel und Quecksilber auch bei höherem Störstoffanteil kein Anstieg der Schadstoffgehalte festzustellen war (vgl. Abschnitt 4: Einfluss des Störstoffanteils auf Rotteprozess und Kompostqualität (Technikumsversuch)). Dies lässt vermuten, dass durch die Reduktion des Störstoffanteils nur eine teilweise Verringerung des Gehaltes einiger Schwermetalle in Bioabfallkomposten möglich ist. Eine nachhaltige Reduktion aller Schwermetallgehalte könnte dadurch nur in begrenztem Umfang erfolgen. Eine Verbesserung der Kompostqualität hinsichtlich der Gehalte aller Schwermetalle wäre in diesem Fall v.a. durch eine Verringerung der Belastung der Ausgangsmaterialien erreichbar und erfordert eine allgemeine Reduktion der Schadstoffemissionen in die Umwelt.

Zeitliche Entwicklung der Schwermetallbelastung von Komposten. Die Schwermetall-emissionen in Deutschland sind seit einigen Jahren rückläufig [23]. Am stärksten gingen die Emis-

Tab. 4-7: Atmosphärische Schwermetallemissionen in Deutschland (nach [23]) in den Jahren 1985, 1990 und 1995; Werte in Mg pro Jahr

	1985	1990	1995
Blei	5.052	2.322	632
Cadmium	45	30	11
Chrom	344	252	115
Kupfer	459	360	79
Nickel	440	277	159
Quecksilber	154	112	31
Zink	1.900	1.321	452

sionen von Blei zurück; der Rückgang betrug zwischen 1985 und 1995 fast 90 % (vgl. Tab. 4-7). Im Wesentlichen ist hierfür die Einführung unverbleiter Kraftstoffe verantwortlich. Die allgemeine Entwicklung der atmosphärischen Schwermetallemissionen sollte sich auch in einer entsprechenden Veränderung in Umweltproben widerspiegeln. Vergleicht man die Schadstoffbelastung von Komposten der Jahre 1993 mit der Belastung der Jahre 2000 und 2002, trifft das für die Elemente Blei und Quecksilber zu (siehe Abb. 4-1). Keine vergleichbare Entwicklung ist jedoch bei den übrigen Schwermetallen festzustellen. Die Gehalte von Chrom und Nickel blieben in etwa konstant, während Cadmium sowohl in Bioabfall- und Grüngutkomposten im Vergleich zu 1993 tendenziell leicht nach oben zeigt. Unterschiedlich verlief die Entwicklung der Kupfer- und Zinkgehalte in Bioabfall- und Grüngutkomposten. Die Gehalte in Grüngutkomposten blieben in den Jahren 2000 und 2002 im Vergleich zu 1993 weitgehend unverändert; in Bioabfallkomposten stiegen sie im Vergleich zu 1993 an. Der Anstieg für Kupfer in Bioabfallkomposten war mit 43 % (bezogen auf den Mittelwert des Jahres 1993) sehr hoch und spiegelt offensichtlich eine allgemeine, bundesweite Entwicklung wider [20].

Zusammenfassend ist festzustellen, dass die allgemeine Reduktion der atmosphärischen Schadstoffemissionen in den vergangenen Jahren nicht direkt mit einer Veränderung der Schwermetallbelastung von Komposten einhergeht. D.h., das Ökosystem reagiert träger bzw. mit einer gewissen Totzeit auf die Reduktion von Emissionen.

4.4.2 Organische Schadstoffe

Für eine umfassende Schadstoffbetrachtung ist es erforderlich, wichtige umweltrelevante organische Schadstoffe in die Bewertung der Schadstoffbelastung von Komposten mit einzubeziehen. Eine ökotoxikologische Beurteilung der Gehalte organischer Schadstoffe in Düngemitteln und deren Auswirkung auf Böden ist wegen der unzureichenden Datenlage bisher jedoch nicht möglich [11, 12, 13]. Diese wird darüber hinaus noch dadurch erschwert, dass durch das Zusammenwirken mehrerer Substanzen die wirksamen Konzentrationen der Einzelverbindungen niedriger sein können (additive Effekte, vgl. [24]). Die BioAbfV [3] sieht für organische Schadstoffe im Unterschied zu Schwermetallen keine Grenzwerte vor.

Dioxine und Furane. Die Stoffgruppe der polychlorierten Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) gehört zu den toxischsten organischen Verbindungen und steht seit dem Chemieunfall im italienischen Seveso im Jahr 1976 im Brennpunkt des öffentlichen Interesses. Die Stoffgruppe umfasst 210 Kongenere – 135 polychlorierte Dibenzofurane und 75 polychlorierte Dibenzodioxine [25] –, die sich in ihrer Toxizität beträchtlich unterscheiden und als deren toxischster Vertreter das 2,3,7,8-Tetrachlordibenzo-p-dioxin („Sevesogift“) gilt. Dioxine/Furane wurden im Unterschied zu vielen anderen chlororganischen Verbindungen nicht im technischen Maßstab produziert, sondern entstehen in erster Linie als Produkt unvollständiger Verbrennungsprozesse in Gegenwart von Chlor. Unter normalen Umweltbedingungen gelten diese Substanzen als biologisch nicht abbaubar, wenngleich in letzter Zeit Mikroorganismen entdeckt wurden, die in gewissem Umfang dazu fähig sind [26, 27].

Als ubiquitär vorhandene Schadstoffe werden PCDD/F in allen Umweltmatrizes gefunden. Für mitteleuropäische Böden werden Gehalte zwischen 0,3 und 122 ng I-TEQ/(kg TS) genannt [28]. Dabei treten deutliche Unterschiede zwischen Waldböden und landwirtschaftlichen Flächen auf. Während für Waldböden ein mittlerer PCDD/F-Gehalt von 34,6 ng I-TEQ/(kg TS) gefunden wurde, beträgt er für Grünland 5,4 ng I-TEQ/(kg TS) und für Ackerböden 1,6 ng I-TEQ/(kg TS). Für Klärschlämme aus bayerischen Kläranlagen wird für das Jahr 2001 ein Mittelwert von 11,8 ng I-TEQ/(kg TS) angegeben [29].

In Komposten wurden in verschiedenen Untersuchungen folgende Gehalte ermittelt: 12,1 bzw. 10,6 ng I-TEQ/(kg TS) in Bioabfall- bzw. Grüngutkomposten [30]; ca. 6 ng I-TEQ/(kg TS) für Bioabfall- und Grüngutkomposte [31]; 8,3 ng I-TEQ/(kg TS) in Kompost [32], 12,6 ng I-TEQ/(kg TS) in Kompost ([33] zitiert in [34]). Somit liegen die PCDD/F-Gehalte in den im Jahr 2000 und 2002 untersuchten Komposten (vgl. Tab. 4-4) im für Komposte charakteristischen Bereich sowie im Bereich von Klärschlämmen. Der im Vergleich zu Ackerböden höhere PCDD/F-Gehalt von Komposten und Klärschlämmen zeigt, dass durch Ausbringung dieser Serodünger ein Eintrag dieser Verbindungen in landwirtschaftliche Flächen erfolgt. Da je Flächeneinheit die Ausbringung einer größeren Masse Kompost im Vergleich zum Klärschlamm erlaubt ist, können mit Komposten im Mittel höhere Frachten auf die bewirtschafteten Flächen gelangen.

In den letzten Jahren ist durch Verringerung der Schadstoffemissionen ein Rückgang der Dioxin-/Furankonzentrationen in der Umwelt zu verzeichnen, wie z. B. die Halbierung der Dioxin-/Furanbelastung im Milchfett belegt [35, 36]. Der Vergleich der Dioxinbelastung von Komposten aus dem Jahr 1993 [14] und den Jahren 2000/2002 (vgl. Abb. 4-2) stimmt mit dem oben beschriebenen Trend überein: Die durchschnittliche Belastung sowohl von Bioabfall- als auch Grüngutkomposten ist im Vergleich zu 1993 niedriger. Die Unterschiede zwischen Bioabfall- und Grüngutkomposten sind i.d.R. gering. Dies ist ein Hinweis darauf, dass der Eintrag von PCDD/F als ubiquitär verbreitete Stoffe aufgrund der atmosphärischen Hintergrundbelastung über die Kompostrohstoffe erfolgt. Eine Reduktion der Dioxin-/Furanbelastung von Komposten dürfte daher im Wesentlichen nur durch eine weitere Verringerung der Dioxin-/Furanemissionen möglich sein.

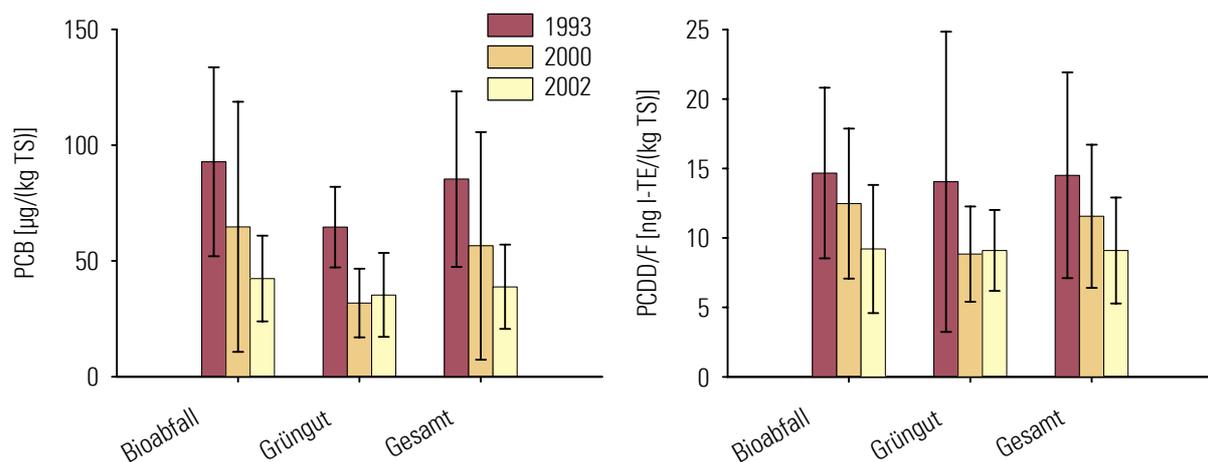


Abb. 4-2: Mittlere Gehalte von polychlorierten Biphenylen (PCB) und polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F) in Bioabfall- und Grüngutkomposten sowie gemittelt über alle Proben in den Jahren 1993 [14], 2000 und 2002; die vertikalen Linien geben die Standardabweichung an

Polychlorierte Biphenyle. Im Unterschied zu den PCDD/F wurden polychlorierte Biphenyle (PCB) aufgrund ihrer technischen Eigenschaften für eine Vielzahl unterschiedlicher Anwendungen hergestellt, z.B. als Schmiermittel in Getriebeölen, Imprägnier- und Flammschutzmittel, Zusatzmittel in Klebstoffen, Dispergierungsmittel in Farbpigmenten, Dielektrikum für Kondensatoren, Isolier- und Kühlflüssigkeit für Transformatoren usw. PCB sind heute ubiquitär vorhanden, so dass der atmosphärische Eintrag über die Kompostrohmaterialien ein wichtiger Eintragspfad für PCB sein dürfte. Aufgrund der technischen Anwendungen ist aber auch ein Eintrag über Störstoffe nicht vollständig auszuschließen. PCB gelten als biologisch schwer abbaubar, wobei die Abbaubarkeit mit steigendem Chlorierungsgrad sinkt.

In Komposten wurden in verschiedenen Untersuchungen folgende Gehalte gemessen (Summe der sechs Kongenere IUPAC-Nr. 28, 52, 101, 138, 153, 180): 0,05 bzw. 0,03 mg/(kg TS) in Bioabfall- bzw. Grüngutkomposten [31]; 0,079 mg/(kg TS) in Komposten ([33] zitiert in [34]). Mit Mittelwerten zwischen 0,056 bzw. 0,039 mg/(kg TS) im Jahr 2000 bzw. 2002 liegen die untersuchten Kompostproben in diesem Bereich. Die Gehalte sind niedriger als in bayerischen Klärschlämmen, für die im Jahr 2001 ein Mittelwert von 0,102 mg/(kg TS) bestimmt wurde (Summe der sechs Kongenere) [29]. In Deutschland gingen die atmosphärischen PCB-Emissionen von 1990 bis 1994 von 43 Mg auf 31 Mg zurück [37]. Diese Reduzierung der atmosphärischen Emissionen spiegelt sich im Rückgang der PCB-Belastung von Komposten von 0,085 mg/(kg TS) im Jahr 1993 auf 0,039 mg/(kg TS) im Jahr 2002 wider. Im Vergleich zu Bioabfallkomposten wiesen die Grüngutkomposte in allen Untersuchungsjahren niedrigere mittlere Konzentrationen auf. Dieser Unterschied war allerdings im Jahr 2002 deutlich geringer ausgeprägt als in den Jahren 1993 und 2000.

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind ubiquitär vorhanden und entstehen bei unvollständigen Verbrennungsprozessen, z.B. in Verbrennungsmotoren (Verkehr) [38]; erhöhte PAK-Belastungen werden in Straßennähe gefunden. Eine potenzielle Eintragsquelle für PAK in Komposte stellt daher die Verwertung pflanzlicher Materialien aus dem Nahbereich vielbefahrener Straßen dar, eine weitere Quelle können Aschen sein [39]. PAK unterliegen dem (mikro)biologischen Stoffumsatz, wobei die Reaktionsgeschwindigkeit von den äußeren Bedingungen und der Anzahl der Ringsysteme bestimmt wird. Hohe Temperaturen während der Kompostierung können durch Verflüchtigung und biologischen Abbau zu einem Rückgang der Konzentrationen, v.a. von PAK mit niedrigerem Molekulargewicht, führen [40, 41], so dass neben der Belastung der Ausgangsmaterialien die Prozessführung den PAK-Gehalt von Komposten beeinflussen kann.

Für Ackerböden im ländlichen Bereich sind PAK-Gehalte (16 PAK nach EPA) von ca. 0,2 mg/(kg TS) charakteristisch [42]. Seit Beginn der Industrialisierung ist ein Anstieg der PAK-Gehalte in den Böden durch atmosphärische Deposition zu beobachten. Führ et al. [43] schätzten die atmosphärische PAK-Emission in Deutschland auf ca. 500 – 1.000 Mg im Jahr, was in etwa einer Deposition von 20 – 40 g/(ha a) entspricht.

Durch die untersuchten Komposte (vgl. Tab. 4-4), deren PAK-Gehalte zwischen 1,0 und 10,2 mg/(kg TS) betragen, würde bei einer Ausbringungsmasse von 6,7 Mg im Jahr – entsprechend 20 Mg TS innerhalb von 3 Jahren – eine zusätzliche PAK-Fracht von 6,7 – 68 g je ha auf landwirtschaftliche Flächen gelangen. Die Ausbringung von Komposten kann somit beträchtlich zum Eintrag von PAK in landwirtschaftlich genutzte Böden beitragen. Die in den Jahren 2000 und 2002 ermittelten PAK-Gehalte (16 PAK-Leitverbindungen nach EPA) in Komposten liegen in der gleichen Größenordnung wie aus anderen Kompostanalysen bekannt (ca. 2 mg/(kg TS), vgl. [44]), und sind etwas niedriger als in Klärschlämmen, für die Mittelwerte von ca. 7 mg/(kg TS) ermittelt wurden [45].

Pestizide. Pflanzliche Rohstoffe stellen das wichtigste Ausgangsmaterial für den Kompostierprozess dar. Wegen des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln auf landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Flächen ist über deren Verwendung der Eintrag von Pestiziden in Komposte möglich. Da aufgrund der Vielzahl unterschiedlicher Pflanzenschutzmittel ein vollständiges Pestizidscreening

nicht praktikabel ist, wurde anhand der DFG-S19-Methode eine umfangreiche Stichprobe potenziell vorkommender Pestizide in Komposten untersucht. Von den 65 Pestiziden wurden nur die Fungizide Biphenyl und o-Phenylphenol (2-Hydroxybiphenyl) sowie die chlororganischen Verbindungen Hexachlorbenzol (HCB) und Pentachlorphenol (PCP) in den im Jahr 2000 untersuchten Kompostproben nachgewiesen.

Biphenyl wird als Fungizid verwendet, v.a. zur Konservierung von Zitrusfrüchten. Daneben ist es ein Ausgangsstoff zur Herstellung von Emulgatoren, Pflanzenschutzmitteln und Kunststoffprodukten. In den Schalen mit Biphenyl behandelter Zitrusfrüchte wurden Maximalwerte von 220 mg/kg gemessen; daher gelten sie als wichtige Eintragsquelle von Biphenyl in Komposte. Daneben wurde Biphenyl auch in anderen Lebensmitteln wie ungeschältem Reis, Erdnüssen usw. nachgewiesen [46]. Einen wichtigen Eintragspfad stellen daher offensichtlich Lebensmittelreste in der Biotonne dar. Biphenyl ist durch Bakterien und Pilze abbaubar und kann von einigen Organismen als einzige Kohlenstoff- und Energiequelle zu Benzoesäure abgebaut werden [46]. Aufgrund der mikrobiellen Abbaubarkeit wird einerseits Geoakkumulation, z.B. in Böden, für nicht wahrscheinlich erachtet [46], andererseits geht Domsch [47] trotz der biologischen Abbaubarkeit von einer großen bis sehr großen Beständigkeit von Biphenyl im Boden aus. Biphenyl wurde in einem Versuch zur Abbaubarkeit während der Kompostierung weitgehend abgebaut [48]. Da der Eintrag vermutlich hauptsächlich über die Biotonne erfolgt, ist in Bioabfallkomposten von höheren Biphenylgehalten als in Grüngutkomposten auszugehen.

Dies bestätigt der Vergleich der Biphenylgehalte in den Kompostproben des Jahres 2000: Dieser lag in Bioabfallkomposten mit 82 µg/(kg TS) über den mittleren Gehalten von Grüngutkomposten mit 52 µg/(kg TS). Die Biphenylgehalte in Grüngutkomposten, bei denen Zitrusfrüchte eine untergeordnete Rolle spielen, weisen darauf hin, dass offensichtlich neben Zitrusfruchtschalen weitere Eintragspfade von Biphenyl existieren.

o-Phenylphenol. Als weiteres Zitrusfruchtfungizid wurde o-Phenylphenol in den Kompostproben nachgewiesen. Auch o-Phenylphenol wird während der Kompostierung weitgehend abgebaut [48]. Ebenso wie die meisten anderen organischen Verbindungen waren die Gehalte in Bioabfallkomposten höher als in Grüngutkomposten. Vergleichsuntersuchungen zu o-Phenylphenol-Gehalten in Komposten liegen – soweit bekannt – nicht vor.

Ein Vergleich der Werte ist aber mit Gehalten in Klärschlamm möglich, für den Gehalte zwischen 60 und 170 µg/(kg TS) gefunden wurden [49]. Die Gehalte in Komposten liegen somit offensichtlich in der gleichen Größenordnung wie in Klärschlämmen.

Hexachlorbenzol wurde als Zwischenprodukt bei der Synthese chlororganischer Verbindungen hergestellt sowie als Saatgutfungizid eingesetzt [50]. Die Anwendung in der Landwirtschaft ist in der Bundesrepublik Deutschland seit 1979 verboten, in der DDR wurde sie 1984 eingestellt. Daneben wird Hexachlorbenzol zusammen mit PCDD/F bei Verbrennungsprozessen gebildet. Der biologische Abbau von Hexachlorbenzol ist sehr gering. Diese Persistenz ist verantwortlich für die Nachweisbarkeit von Hexachlorbenzol in Umweltproben.

Für landwirtschaftlich genutzte Böden unterschiedlicher Regionen werden mittlere HCB-Gehalte zwischen 1 – 6 µg/(kg TS) genannt [50]. Die mittleren HCB-Gehalte in Bioabfall- und Grüngutkomposten von 4,3 bzw. 3,0 µg/(kg TS) liegen in diesem Bereich und sind durchaus vergleichbar zu Gehalten in Kompostproben früherer Untersuchungen, die zwischen 1 – 30 µg/(kg TS) [51] liegen.

Pentachlorphenol (PCB) wurde aufgrund der fungiziden und bakteriziden Wirkung hauptsächlich als Holzschutzmittel verwendet [52]. PCP darf gemäß der PCP-Verbotsverordnung von 1989 [53] und der Chemikalienverbotsverordnung von 1993 [54] nicht mehr hergestellt, in Verkehr gebracht und verwendet werden. Diese biologisch schwer abbaubare chlororganische Verbindung ist trotz des bereits seit über zehn Jahre gültigen Anwendungsverbots aufgrund ihrer Persistenz auch heute noch in der Umwelt nachweisbar. Allerdings ist die Umweltbelastung mit PCP seit Mitte der 1980 Jahre deutlich zurückgegangen, wie die Veränderungen der PCP-Konzentrationen im Haus-

staub [55] und im Blutplasma der Bevölkerung [56] zeigen. Als Eintragspfad in Komposte kommt die Hintergrundbelastung der Ausgangsmaterialien in Folge früherer Anwendungen in Frage. Als weiterer Eintragspfad ist neben der ubiquitären Belastung der verwendeten Ausgangsmaterialien die Verwendung PCP-behandelten Holzes vorstellbar.

Die PCP-Gehalte der im Jahr 2000 untersuchten Bioabfallkomposte weisen auf eine im Allgemeinen höhere Belastung im Vergleich zu Grüngutkomposten hin. Wegen des Fehlens von Vergleichsuntersuchungen ist die Einordnung der gemessenen PCP-Gehalte für Kompostproben nicht möglich. Angaben sind aber vorhanden zu Gehalten in Böden und Klärschlämmen. Für Böden wird eine Grundbelastung von 0,5 µg/(kg TS) bzw. 2 µg/(kg TS) genannt [57]. Für kommunale Klärschlämme in Nordrhein-Westfalen fanden Friege et al. [58] mit Werten < 10 µg/(kg TS) ähnliche Gehalte wie in den Komposten der Untersuchungsreihe des Jahres 2000.

Endokrin wirksame Stoffe und weitere umweltrelevante organische Schadstoffe. Seit einigen Jahren finden zunehmend chemische Substanzen – sog. endokrine Disruptoren – Beachtung, die in das Hormonsystem von Organismen eingreifen können, d.h. endokrine Wirksamkeit besitzen. Ausschlaggebend war die Beobachtung, dass in Fließgewässern unterhalb von Kläranlagen zunehmend männliche Fische mit weiblichen Geschlechtsmerkmalen gefunden wurden. Diese Beobachtung ließ auf das Vorhandensein von endokrin wirksamen Substanzen im Kläranlagenablauf schließen. In den Folgejahren wurden In-vitro-Testverfahren (Rezeptorbindungstests, E-Screen-Test) und In-vivo-Tests (Vitellogenin-, Uterusgewichtstest) etabliert, die für eine Vielzahl von Stoffen deren endokrine Wirksamkeit anzeigen. Hinsichtlich der Wirkweise werden vier Kategorien unterschieden [59]:

- Estrogene: Steuerung der Entwicklung weiblicher Geschlechtsmerkmale
- Antiestrogene: Antagonisten der Estrogene, unterbinden bzw. hemmen die Ausbildung weiblicher Geschlechtsmerkmale
- Androgene: Steuerung der Ausbildung männlicher Geschlechtsmerkmale
- Antiandrogene: Antagonisten der Androgene, unterbinden bzw. hemmen die Ausbildung männlicher Geschlechtsmerkmale.

Am besten sind bisher Substanzen mit estrogenen Wirksamkeit untersucht. In Abhängigkeit von ihrer Bildung unterscheidet man zwischen:

- natürlichen (endogenen) Estrogenen, die vom Körper selbst gebildet werden, z.B. Estron, Estradiol, Estriol
- synthetischen (exogenen) Estrogenen, z.B. 17α-Ethinylestradiol, Mestranol, die beide als Kontrazeptiva verwendet werden („Pille“)
- Phytoestrogenen, d.h. estrogen wirkende Pflanzeninhaltsstoffe, z.B. β-Sitosterol
- nicht-steroidalen Xenobiotika mit estrogenen Wirkung, deren Struktur keine Ähnlichkeit zu Estrogenen aufweist, die aber endokrines Potenzial besitzen.

Neben der nachgewiesenen Verweiblichung aquatischer Organismen werden endokrin wirksame Substanzen mit der Abnahme der Spermienzahl und -qualität sowie der Zunahme von Hodenkrebs, -hochstand bei Männern und Harnröhrenmissbildung in Verbindung gebracht. Vor diesem Hintergrund wurde in den letzten Jahren die Verbreitung endokrin wirksamer Xenobiotika in der Umwelt untersucht, insbesondere in Kläranlagenabläufen und Klärschlämmen. Demgegenüber ist über Gehalte und Vorkommen dieser Substanzen in Komposten so gut wie nichts bekannt.

Eine wichtige Chemikalie, deren endokrine Wirksamkeit nachgewiesen ist, ist **Bisphenol A**. Diese Substanz wird zur Herstellung von Polycarbonaten und Epoxidharzen sowie als Zusatz für Thermopapier und bei der Reifenherstellung verwendet. Die Produktion für das Jahr 1995 wird auf

210.000 Mg geschätzt [60]. Die endokrine Wirkung von Bisphenol A auf Vertebraten ist bereits seit den 1930er Jahren bekannt [61, 62] (zitiert in [63]) und ist auch für Invertebraten nachgewiesen [63, 64]. Weltin et al. [65] geben für gefaulte Klärschlämme Bisphenol A-Gehalte von 161 – 28.400 µg/(kg TS) mit einem Median von 4.000 µg/(kg TS), Bolz et al. [66] einen Wertebereich zwischen 70 – 770 µg/(kg TS), Hohenblum et al. [67] einen Mittelwert von 280 µg/(kg TS) an. Die in Bioabfallkomposten des Jahres 2002 gemessenen Bisphenol A-Gehalte von durchschnittlich 164 µg/(kg TS) liegen etwas unter den Gehalten in Klärschlämmen; Weltin et al. [65] nennen für Bioabfälle einen Wert von 665 µg/(kg TS). Dies entspricht in etwa dem Maximalwert von 646 µg/(kg TS), der in einer Bioabfallkompostprobe des Jahres 2002 bestimmt worden war. Da in nur einer der elf untersuchten Grüngutkompostproben Bisphenol A nachgewiesen werden konnte, erfolgt der Eintrag von Bisphenol A offensichtlich über eine hauptsächlich für Bioabfälle charakteristische Komponente. So erscheint es möglich, dass Bisphenol A über Fehlwürfe von Störstoffen, die Polycarbonate oder Epoxidharze enthalten, und anschließende Auslaugung während des Kompostierprozesses in den Kompost gelangt. Einen anderen Eintragspfad könnte auch Altpapier darstellen [68]. Dadurch könnte auch der Unterschied zwischen Bioabfall- und Grüngutkomposten erklärt werden: um den Feuchtigkeitsgehalt des Bioabfalls in der Biotonne zu verringern, wird häufig empfohlen, die Sammelbehälter mit Zeitungspapier auszulegen; gelegentlich werden auch Papiertüten zur Sammlung von Bioabfällen an die Haushalte abgegeben. Da Zeitungspapier i.d.R. einen hohen Altpapieranteil aufweist, ist dadurch der Eintrag von Bisphenol A in Bioabfallkomposte wahrscheinlich. Bisphenol A könnte somit als Indikator für die Zugabe von Altpapier zum Bioabfall bzw. Grüngut betrachtet werden.

Eine weitere Grundchemikalie, der endokrine Wirksamkeit zugeschrieben wird, ist **Di-(2-ethylhexyl)-phthalat**. Für DEHP wird für das Jahr 1995 eine jährliche Produktion in Deutschland von 250.000 Mg genannt [60]. DEHP wird als Weichmacher in Kunststoffen – v.a. auf PVC-Basis – verwendet. Durch Auslaugung aus Kunststoffen kann es in die Umwelt gelangen. So wird vermutet [69], dass Phthalate aus Kunststoffverpackungen in Lebensmittel übergehen. Ein weiterer Emissionspfad stellt das Verdampfen von DEHP aus phthalat-haltigen Gegenständen dar.

Für Klärschlämme werden in der Literatur folgende DEHP-Gehalte angegeben:

- 23 – 34 mg/(kg TS) [70]
- 0,18 – 320 mg/(kg TS), mit Mittelwerten zwischen 13 – 131 mg/(kg TS) [71]
- < 0,19 – 47 mg/(kg TS), Median: 7,2 mg/(kg TS) [67]
- 1,0 – 56 mg/(kg TS) [72]
- 3,9 – 660 mg/(kg TS) [34].

Sowohl Mittel- als auch Maximalwerte der Kompostproben der Jahre 2000 und 2002 lagen z.T. deutlich unterhalb der DEHP-Gehalte in Klärschlämmen. Die Gehalte sind auch niedriger als in den wenigen Untersuchungen von Komposten, für die ein Mittelwert von 15,0 mg/(kg TS) ([73] zitiert in [34]) bzw. 35,6 mg/(kg TS) ([33] zitiert in [34]) ermittelt wurde. Kollotzek et al. [74] schätzen, dass ca. 20 % des DEHP über atmosphärische Deposition in Klärschlämme gelangen. Zu einem ähnlichen Schluss kommt eine Studie der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau [34]. Wenn der atmosphärische Eintrag im Wesentlichen für die Phthalatbelastung von Komposten verantwortlich wäre, sollte zwischen Bioabfall- und Grüngutkomposten kein signifikanter Unterschied sein. Ebenso wie für Bisphenol A zeigt sich aber, dass Bioabfallkomposte deutlich höher belastet sind als Grüngutkomposte. Der etwa um das Drei- bis Vierfache höhere DEHP-Gehalt von Bioabfallkomposten spricht somit gegen einen atmosphärischen Eintrag als Haupteintragspfad. Da Bioabfälle i.d.R. einen deutlich höheren Störstoffanteil als Grüngut aufweisen, liegt es nahe, dass die höhere DEHP-Belastung auf den höheren Kunststoffanteil und der damit verbun-

denen Auslaugung zurückgeht. DEHP gilt unter aeroben Bedingungen als biologisch gut abbaubar [75]; Klein [76] beobachtete während der Kompostierung einen DEHP-Abbau von ca. 90 %. Dennoch zeigen die maximalen DEHP-Gehalte von $> 20 \text{ mg}/(\text{kg TS})$, dass ein vollständiger Abbau während des Kompostierungsprozesses nicht erfolgt.

Nonylphenole sind ein Abbauprodukt der Nonylphenoethoxylate, die v.a. als nichtionische Tenside in Reinigungsmitteln, aber auch als Emulgatoren von Pestiziden und zur Herstellung von Dispersionsfarben und -lacken verwendet werden. Seit 1986 wurde der Einsatz von Alkylphenoethoxylaten, deren Hauptbestandteil Nonylphenoethoxylate darstellen, aufgrund einer Selbstverpflichtungserklärung mehrerer Industrieverbände {Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V. (IKW), Industrieverband Putz- und Pflegemittel e.V. (IPP), Fachvereinigung Industriereiniger im Verband der Chemischen Industrie e.V., Verband der Textilhilfsmittel-, Lederhilfsmittel-, Gerbstoff- und Waschrohstoffindustrie e. V. (TEGEWA)} um 90 % reduziert [77, 78]. Des Weiteren dient Nonylphenol zur Herstellung von Nonylphenolharzen, die als Klebrigmacher („Tackifier“) in Klebstoffen und Lackzusätzen eingesetzt werden. Im Jahr 1995 wurden in Deutschland ca. 23.100 Mg Nonylphenoethoxylate hergestellt [60].

Nonylphenole finden sich in einer Vielzahl von Umweltproben und sind in Lebensmitteln [79] auch weitverbreitet. Bolz et al. [66] fanden in nicht anaerob stabilisierten Klärschlämmen aus Baden-Württemberg Nonylphenol-Gehalte zwischen $2,5 - 3,7 \text{ mg}/(\text{kg TS})$. Weltin et al. [65] nennen für Faulschlämme einen Wertebereich von $1,9 - 559 \text{ mg}/(\text{kg TS})$ und einen Medianwert von $92 \text{ mg}/(\text{kg TS})$. Die mittlere Klärschlammbelastung wurde für die Schweiz im Jahr 2000 mit ca. $50 \text{ mg}/(\text{kg TS})$ angegeben [34], für österreichische Klärschlammproben aus dem Jahr 1999 mit $29 \text{ mg}/(\text{kg TS})$ [67]. In den Vereinigten Staaten, in denen Nonylphenoethoxylate in Haushaltsreinigern gegenwärtig noch verwendet werden, wurden in Klärschlämmen Nonylphenol-Gehalte zwischen $5,4 - 887 \text{ mg}/(\text{kg TS})$ gemessen [80]. Eine weitere Untersuchung von Klärschlämmen aus den USA gibt einen Mittelwert von $1.500 \text{ mg}/(\text{kg TS})$ und einen Maximalwert von $1.840 \text{ mg}/(\text{kg TS})$ an [81]. Für Bioabfälle und Komposte sind nur sehr wenige Untersuchungen bekannt. Weltin et al. [65] bestimmten einen Wert für Bioabfall von $0,60 \text{ mg}/(\text{kg TS})$. Tørsløv et al. ([73] zitiert in [34]) nennen einen Messwert für die Summe aus Nonylphenol und Nonylphenoethoxylaten von $0,78 \text{ mg}/(\text{kg TS})$.

Die Gehalte der Bioabfallkomposte aus dem Jahr 2002 sind mit $0,88 \text{ mg}/(\text{kg TS})$ vergleichbar mit o.g. Werten, die der Grüngutkomposte liegen z.T. deutlich darunter. Allerdings zeigt sich, dass sowohl Bioabfall- als auch Grüngutkomposte Nonylphenolgehalte aufweisen, die ca. eine Größenordnung unterhalb der Gehalte ausgefaulter Klärschlämme liegen, deren Gehalte seit der o.g. Selbstverpflichtungserklärung der Industrieverbände deutlich zurückging. Im Vergleich zu Klärschlämmen aus Ländern, in denen Nonylphenoethoxylate nach wie vor Haushaltsreinigern zugesetzt werden, liegt der Gehalt in Komposten z.T. um Faktor 1.000 bzw. 10.000 niedriger. Als wichtigste Quelle von Nonylphenol im Klärschlamm gelten Tenside in Reinigungsmitteln. Diese Quelle erscheint für Komposte als unwahrscheinlich, da Reinigungsmittel in Bioabfälle im Unterschied zu Klärschlämmen nicht systemisch, sondern nur über Fehlwürfe gelangen und damit quantitativ unbedeutend sein dürften. Für den geringen Eintrag von Tensiden in Bioabfälle spricht auch, dass lineare Alkylbenzolsulfonate als anionische Tenside nur in wenigen Bioabfallkomposten in sehr geringen Konzentrationen nachgewiesen werden konnten (s.u.). Ein atmosphärischer Eintrag in die Umwelt konnte bisher nicht bestätigt werden ([82] zitiert in [34]). Da auch der Eintrag über Klebstoffe und Lacke nur in Form von Fehlwürfen erfolgen dürfte und in diesem Fall nicht in alle Komposten gelangen sollte, erscheinen folgende Eintragspfade wahrscheinlich: Zum einen durch mit Pflanzenschutzmitteln behandeltes pflanzliches Material, da Nonylphenol zur Formulierung von Pflanzenschutzmitteln dient; zum anderen durch mit Nonylphenol belastete Lebensmittel [79], da Lebensmittel v.a. über die Biotonne entsorgt werden. Dies könnte auch die höheren Gehalte in Bioabfall- im Vergleich zu Grüngutkomposten erklären.

Zinnorganische Verbindungen. Zinnorganische Verbindungen sind z.T. stark toxische Verbindungen, über deren Vorkommen und Gehalte in Komposten bisher wenig bekannt ist. Die Ökotoxizität triorganischer Zinnverbindungen wird als deutlich höher als die von mono- und diorganischen Verbindungen erachtet [83]. Für Tributylzinn (TBT) und Triphenylzinn (TPT) ist der Nachweis erbracht, dass sie auf aquatische Organismen in umweltrelevanten Konzentrationen endokrin wirksam sind [84, 85]. In der Vergangenheit wurden zinnorganische Verbindungen in unterschiedlichen Bereichen angewandt, z.B. als Desinfektionsmittel, zur Konservierung von Farben und Lacken, sowie zum Materialschutz, z.B. als Anifouling-Anstrich für Schiffe [83]. Neben TBT spiel(t)en auch TPT und Tricyclohexylzinn als Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln eine Rolle. Mono- und diorganische Verbindungen sind die quantitativ wichtigsten zinnorganischen Verbindungen [83]. Sie werden v.a. als PVC-Stabilisatoren eingesetzt. Für Deutschland wurde für das Jahr 1999 ein Verbrauch von ca. 5.000 Mg angegeben [83]. Octylzinnverbindungen stellen mit 50 % den größten Anteil, gefolgt von Butylzinn- mit 35 % und Methylzinnverbindungen mit 15 % (Angaben für Europa, 1999).

Mono- und Dialkylverbindungen wurden in den Kompostproben nachgewiesen – wenn auch nur in Konzentrationen im Bereich der Bestimmungsgrenze von 1 µg/(kg TS). Dies deutet darauf hin, dass die Elution aus Kunststoffen einen Eintragspfad für zinnorganische Verbindungen darstellt. Mono- und Dialkylverbindungen wurden wesentlich häufiger in Bioabfallkomposten als in Grüngutkomposten nachgewiesen. Da diese meist einen deutlich höheren Störstoffanteil als Grüngutkomposte aufweisen, spricht auch dies für einen Eintrag aus Kunststoffen. Denkbar wäre auch, dass ein Übergang in den Bioabfall während der Lagerung in der Biotonne erfolgt. Im Unterschied zu mono- und diorganischen Verbindungen wurden keine tri- und tetraorganischen Zinnverbindungen (Tributyl-, Tricyclohexyl-, Triphenyl-, Tetrabutylzinn) in den Komposten nachgewiesen. Vor dem Hintergrund der teilweisen Belastung verschiedener Klärschlämme mit zinnorganischen Verbindungen {Mittelwerte von 0,5 mg/(kg TS) für Monobutyl-, 1,5 mg/(kg TS) für Dibutyl- und 1,1 mg/(kg TS) für Tributylzinn, 0,1 mg/(kg TS) für Mono- und Diphenyl- sowie 0,5 mg/(kg TS) für Triphenylzinn [86]} erscheint die Belastung von Komposten daher als geringfügig.

Eine weitere Substanz, für die die AG „Klärschlämme“ der Umweltministerkonferenz [71] Untersuchungsbedarf hinsichtlich der ökotoxikologischen Bedeutung sieht, ist

Moschusxylool. Moschusxylool wird in Reinigungsmitteln und Kosmetika als Duftstoff zugesetzt und stellte sich im In-vitro-Test als endokrin wirksam heraus [87]. Für Komposte lagen bisher keine Untersuchungen vor. In keiner der von uns untersuchten Proben konnte Moschusxylool nachgewiesen werden, so dass diese Verbindung daher in Komposten i.d.R. kein Problem darstellen sollte.

Weitere Xenobiotika

Lineare Alkylbenzolsulfonate. Lineare Alkylbenzolsulfonate sind anionische Tenside und bilden die quantitativ wichtigste Komponente in Reinigungsmitteln. Ihre Produktion in Deutschland wurde für das Jahr 1997 mit 830.000 Mg angegeben [88]. Ihre Ökotoxizität wird als mäßig beurteilt. Da diese Stoffe in sehr großem Ausmaß eingesetzt werden, schätzt die AG „Klärschlämme“ der Umweltministerkonferenz [71] lineare Alkylbenzolsulfonate als eine Stoffgruppe ein, deren Umweltrelevanz vorrangig zu untersuchen ist. LAS wurden in Klärschlämmen mit Gehalten von bis zu 10 g/(kg TS) nachgewiesen [88]. Als wesentlicher Eintragspfad gilt der Eintrag über Reinigungsmittel. Über das Vorkommen und Gehalte von LAS in Komposten liegen – soweit bekannt – bisher keine Angaben vor.

Die Untersuchungen bestätigen die Vermutung, dass LAS charakteristisch für den Abwasserpfad sind. In allen Grüngut- und der Mehrzahl der Bioabfallkomposte konnten keine LAS nachgewiesen werden. Nur in drei Bioabfallkomposten wurden LAS bestimmt, wobei der Maximalwert einer LAS-Komponente bei ca. 0,2 mg/(kg TS) lag und für die Summe der LAS ein Wert von max. 1,2 mg/(kg TS) bestimmt wurde. Die Konzentrationen liegen damit um mindestens vier Größen-

ordnungen unterhalb der Gehalte von Klärschlämmen. LAS spielen somit in Komposten unter gewöhnlichen Bedingungen keine Rolle.

Polybromierte Diphenylether. Polybromierte Diphenylether finden in großem Umfang Verwendung als Flammschutzmittel in Kunststoffen und Textilien. PBDE können zum einen bei Bränden freigesetzt werden, zum anderen gelangen sie aber auch durch Ausgasung aus intakten Produkten in die Umwelt und wurden in abgelegenen Gebieten wie der Arktis nachgewiesen [89]. Ihre zunehmende Umweltrelevanz zeigt sich exemplarisch im Anstieg der PBDE-Gehalte in Muttermilch in Schweden zwischen 1970 und 1997 [90] sowie in Nordamerika [91, 92]. Untersuchungen zum PBDE-Gehalt in Komposten sind bislang nicht bekannt. Vergleiche sind nur mit Klärschlämmen möglich: Kuch et al. [93] fanden PBDE-Gesamtgehalte zwischen 78 und 338 $\mu\text{g}/(\text{kg TS})$, De Wit [94] zwischen 38 und 239 $\mu\text{g}/(\text{kg TS})$, so dass diese Werte auf eine etwa um eine Größenordnung höhere Belastung von Klärschlämmen hinweisen. Allerdings wurden in den Klärschlammuntersuchungen auch dekabromierte Diphenylether miteinbezogen, die in der hier durchgeführten Untersuchung nicht enthalten sind. Eine direkte Vergleichbarkeit der PBDE-Gehalte in den Komposten und den Klärschlämmen ist daher nur unter Vorbehalt möglich.

Die Untersuchung zeigt die Unterschiedlichkeit der Belastung von Komposten mit organischen Schadstoffen im Vergleich zu Klärschlämmen und bestätigt die Erwartung, dass das Schadstoffspektrum in Klärschlämmen aufgrund der Funktion als Schadstoffsенke höher ist. Ein ähnliches Bild lässt sich für weitere, hier nicht untersuchte umweltrelevante Substanzen erwarten. Dies gilt zum einen für in der Humanmedizin verwendete Pharmaka und deren Abbauprodukte, die in Folge der menschlichen Ausscheidung in Klärschlämmen in deutlich höheren Konzentrationen vorliegen sollten als in Komposten. Zum anderen ist ein ähnliches Bild für in der Veterinärmedizin verwendeten Stoffe zu erwarten, die in Wirtschaftsdüngern nachgewiesen werden können.

4.5 Zusammenfassung

In den Jahren 2000 und 2002 wurden die Gehalte an Schwermetallen und organischen Schadstoffen in Bioabfall- und Grüngutkomposten aus bayerischen Kompostieranlagen untersucht, wobei sich die Ergebnisse wie folgt zusammenfassen lassen:

- Die mittleren Schwermetallgehalte in Bioabfall- und Grüngutkomposten unterschritten die strengeren Grenzwerte der Bioabfallverordnung aus dem Jahr 1998.
- In wenigen Einzelfällen wurden die strengeren Grenzwerte für Blei, Nickel, Quecksilber und Zink überschritten.
- Ein relativ großer Anteil der untersuchten Bioabfallkompostproben (ca. 40 %) hielt den strengeren Grenzwert für Kupfer nicht ein, während nur eine von 27 Grüngutkompostproben diesen Grenzwert überschritt.
- Im Vergleich zu Untersuchungen des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz aus dem Jahr 1993 ist ein Rückgang der Gehalte für die Schwermetalle Blei und Quecksilber zu verzeichnen.
- Ebenso ist für die organischen Schadstoffgruppen polychlorierte Biphenyle (PCB) und polychlorierte Dibenzodioxine/-furane (PCDD/F) im Vergleich zu 1993 ein Rückgang festzustellen; die PCDD/F-Gehalte liegen mit mittleren Werten von ca. 10 ng I-TEQ/(kg TS) im Konzentrationsbereich von Klärschlämmen, die PCB-Gehalte mit Werten von ca. 30 µg/(kg TS) ca. 30 % unter den Klärschlammgehalten.
- Ein Screening auf über 60 Pflanzenbehandlungsmittel zeigte nur für die chlororganischen Verbindungen Hexachlorbenzol und Pentachlorphenol sowie das Zitrusfruchtfungizid Biphenyl Gehalte über den jeweiligen Bestimmungsgrenzen.
- Die endokrin wirksame Substanz Bisphenol A wurde bei der Mehrzahl der Bioabfallkompostproben, aber nur in einer Grüngutkompostprobe nachgewiesen.
- Als weitere endokrin wirksame Substanz wurde in fast allen Komposten technisches Nonylphenol bestimmt, wobei die Konzentrationen in der Regel mehrere Größenordnungen unterhalb denen von Klärschlämmen lagen.
- Das als Weichmacher in Kunststoffen verwendete Di-(2-ethylhexyl)-phthalat sowie die als Flammenschutzmittel verwendeten polybromierten Diphenylether wurden in fast allen untersuchten Komposten bestimmt und stellen ubiquitär verbreitete Schadstoffe dar.
- Zinnorganische Verbindungen wurden in einigen Fällen bestimmt, aber nur im Bereich der Bestimmungsgrenzen; Tributylzinn (TBT) wurde in keinem Fall bestimmt, so dass die Belastung von Komposten mit diesen Schadstoffen in der Regel von untergeordneter Bedeutung ist.
- Die in Klärschlämmen weit verbreiteten linearen Alkylbenzolsulfonate (LAS) wurden in wenigen Kompostproben festgestellt und in Konzentrationen, die mehrere Größenordnungen unter der Belastung von Klärschlämmen lagen.
- Insgesamt erscheint das Spektrum an bestimmbar organischen Schadstoffen in Komposten, vor allem in Grüngutkomposten, im Vergleich zu Klärschlämmen schwächer; allerdings sind für einige Schadstoffe wie polychlorierte Dibenzodioxine/-furane oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe durchaus mit Klärschlamm vergleichbare Konzentrationen zu verzeichnen.

Literatur

- [1] Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.):
Abfallwirtschaft – Hausmüll in Bayern – Bilanzen 2001.
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg 2002
- [2] Anonym:
Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG).
BGBl. I (1994), S. 2705 – 2724
- [3] Anonym:
Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV) vom 21.09.1998.
BGBl. I (1998), S. 2955 – 2981
- [4] Anonym:
Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz – BBodSchG) in der Fassung vom 17. März 1998.
BGBl. I (1998), S. 502 ff
- [5] Anonym:
Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999.
BGBl. I (1999), S. 1554
- [6] Baake, R.:
Umweltverträglicher Einsatz von Düngemitteln.
In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes.
KTLB-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, 2002, S. 9 – 11
- [7] Bannick, C.G.:
Grundsätze und Maßnahmen für eine vorsorgeorientierte Begrenzung von Schadstoffeinträgen in landbaulich genutzte Böden.
In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes.
KTLB-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, 2002, S. 17 – 27
- [8] Laves, D. und Gäth, S.:
Stellungnahme der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zum Konzept des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – „Gute Qualität und sichere Erträge“.
DBG Mitteilungen, Oldenburg, 2002
- [9] Loll, U.:
Messen mit zweierlei Maß. Ist das UBA auf dem „Kompost-Auge“ blind?
Umweltpraxis 10 (2001), S. 24 – 26
- [10] Anonym:
Umfrage: Deutliche Mehrheit gegen Klärschlamm-Konzept des Bundes.
Euwid Recycling und Entsorgung 46 (2002), S. 3

- [11] Nagel, R.:
Schadstoffe in Klärschlamm und anderen Düngemitteln – ein ökotoxikologisches Risiko?
In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes. KTLB-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, 2002, S. 185 – 192
- [12] Welp, G.:
Auswirkungen organischer Schadstoffe auf Bodenmikroorganismen.
In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes. KTLB-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, 2002, S. 147 – 156
- [13] Beratergremium für Altstoffe (BUA) der Gesellschaft Deutscher Chemiker (Hrsg.):
Risikoabschätzung von Stoffen im Boden. BUA-Bericht 230.
S. Hirzel, Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft, Stuttgart, 2001
- [14] Loipführer, A.:
Untersuchung von Bioabfallkomposten, Grüngutkomposten und Komposten aus der Hausgarten- und Gemeinschaftskompostierung auf ihren Gehalt an Schwermetallen, PCDD/F, PCB und AOX.
Berichte aus dem Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, München 1994
- [15] Marb, C.; Scheithauer, M. und Köhler, R.:
Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen. Teil A: Untersuchung von Bio- und Grünabfallkomposten auf ihren Gehalt an Schwermetallen und organischen Schadstoffen.
Zwischenbericht zum 30.04.2001 des StMLU-Projektvorhabens Nr. L4, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, 2001
- [16] Bundesgütegemeinschaft Kompost:
Methodenbuch zur Analyse von Kompost.
Kompost-Information Nr. 222, Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln (Hrsg.), 4. ergänzte und überarbeitete Auflage.
Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart, 1998
- [17] U.S. Environmental Protection Agency:
EPA test methods: Polynuclear aromatic hydrocarbons – method 610.
Environmental Monitoring and Support Laboratory, Cincinnati OH 45268, USA, 1982
- [18] Anonym:
Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15.04.1992.
BGBl. I (1992), S. 912 – 934, zuletzt geändert am 06.03.1997, BGBl. I (1997), S. 446 ff
- [19] Kerst, M. und Körner, W.:
Ermittlung der atmosphärischen Deposition von persistenten Organohalogenverbindungen (POP) in Bayern. Abschlußbericht zum FuE-Projekt Nr. 7030.
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, 2003
- [20] Anonym:
Steigende Gehalte an Kupfer in Kompost? Was ist die Ursache?
Informationsdienst Humuswirtschaft u. Kompost 3/02, 2002, S. 166 – 167

- [21] Bannick, C.G.; Hahn, J. und Penning, J.:
Zur einheitlichen Ableitung von Schwermetallgrenzwerten bei Düngemitteln.
Müll und Abfall (2002), S. 424–430
- [22] Anonym:
Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel.
Amtsblatt Nr. L 198 vom 22/07/1991, S. 1 – 15
- [23] Umweltbundesamt:
Atmosphärische Emissionen von 9 prioritären Schwermetallen in Deutschland 1985 bis 1995.
www.umweltbundesamt.de/luft/emissionen/bericht/aktuelle-daten/schadstoffe/schwermetalle/HM_Prio.pdf
- [24] Silva, E.; Rajapakse, N. und Kortenkamp, A.:
Something from „nothing“ – eight weak estrogenic chemicals combined at concentrations below NOECs produce significant mixture effects.
Environ. Sci. Technol. 36 (2002), S. 1751 – 1756
- [25] Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen:
Dioxine und Furane.
Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München, 1993
- [26] Habe, H.; Chung, J.-S.; Lee, J.-H.; Kasuga, K.; Yoshida, T.; Nojiri, H. und Omori, T.:
Degradation of chlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins by two types of bacteria having angular dioxygenases with different features.
Appl. Environ. Microbiol. 67 (2001), S. 3610 – 3617
- [27] Nakamiya, K.; Furuichi, T. und Ishii, K.:
Isolation of a fungus from denitrifying activated sludge that degrades highly chlorinated dioxins.
J. Mater. Cycle. Waste Manag. (2002), S. 127 – 134
- [28] Umweltbundesamt:
Daten zur Umwelt 2000.
<http://www.umweltbundesamt.org/dzu/default.html>
- [29] Bayerisches Landesamt für Umweltschutz:
Klärschlammbericht des Freistaats Bayern 2001.
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, 2002
- [30] Fricke, K. und Vogtman, H.:
Compost quality: physical characteristics, nutrient content, heavy metals and organic chemicals.
Toxicological and Environmental Chemistry 43 (1994), S. 95 – 114
- [31] Trenkle, A.:
Organische Schadstoffe in Sekundärrohstoffdüngern.
VDLUFA-Schriftreihe 53, 2000, S. 1 – 7
- [32] Kluge, R.; Timmermann, F. und Trenkle, A.:
Stoffzufuhr bei der landwirtschaftlichen Kompostanwendung. Ergebnisse aus Übersichtsuntersuchungen in Baden-Württemberg.
Landinfo 4, 2000

- [33] Aldag, R. und Bischoff, R.:
Untersuchung von Bio-, Pflanzen- und Klärschlammkomposten und von Klärschlämmen auf relevante anorganische und organische Nähr- und Schadstoffe.
Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Speyer, Speyer, 1995
- [34] Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL:
Risikoanalyse zur Abfalldüngerverwertung in der Landwirtschaft – Teil 1: Grobbeurteilung – Bericht, Juli 2001.
Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL
<http://www.blw.admin.ch/fakten/texte/d/risikoanavoll.pdf>
- [35] Fürst, P.:
Contribution of different pathways to human exposure to PCDDs/PCDFs.
Organohalogen Compounds 13 (1993), S 1 – 8
- [36] Schechter, A., Pöpke, O. und Fürst, P.:
Is there a decrease in general population dioxin body burdens? A review of German and American data.
Organohalogen Compounds 30 (1996), S. 57 – 60
- [37] Umweltbundesamt:
Atmosphärische Emissionen von persistenten organischen Verbindungen in Deutschland POP (Persistent Organic Pollutants).
www.umweltbundesamt.de/luft/emissionen/bericht/aktuelle-daten/schadstoffe/pop/POPECEdt.pdf
- [38] Falbe, J. und Regitz, M. (Hrsg.):
Römpch-Chemie-Lexikon, Bd. 5, 9. Auflage.
Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 1992, S. 3521 – 3523
- [39] Lenz, H.; Pamperin, L. und Pluquet, E.:
PAK in Kleingartenböden – Eingrenzung möglicher Belastungsursachen mit Hilfe von PAK-Profilen.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 85 (1997), S. 737 – 740
- [40] Lazzari, L.; Sporni, L.; Bertin, P. und Pavoni, B.:
Correlation between inorganic (heavy metals) and organic (PCBs and PAHs) micropollutant concentrations during sewage sludge composting processes.
Chemosphere 41 (2000) 3, S. 427 – 435
- [41] Potter, C.L.; Glaser, J.A.; Chang, L.W.; Meier, J.R.; Dosani M.A. und Herrmann, R.F.:
Degradation of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons under Bench-Scale Compost Conditions.
Environmental Science & Technology 33 (1999), S. 1717 – 1725
- [42] Wilcke, W.:
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in soil – a review.
Journal of Plant Nutrition and Soil Science – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 163 (2000) 3, S. 229 – 248
- [43] Führ, F.; Scheele, B. und Kloster, G.:
Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landwirtschaft (organische Stoffe).
VDLUFA-Schriftenreihe 16 (Kongressband 1985), 1986, S. 73 – 84

- [44] Berset, J.D. und Holzer, R.:
Organic micropollutants in Swiss agriculture: Distribution of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAH) and polychlorinated biphenyls (PCB) in soil, liquid manure, sewage sludge and compost samples – a comparative study.
Intern. J. Environ. Anal. Chem. 59 (1995), S. 145 – 165
- [45] Berset, J.D. und Holzer, R.:
Quantitative determination of polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in sewage sludges using supercritical fluid extraction and mass spectrometric detection.
J. Chromatogr. A. 852 (1999), S. 545 – 558
- [46] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft Deutscher Chemiker (Hrsg.):
Biphenyl (1,1'-Biphenyl).
VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1991
- [47] Domsch, K.H.:
Pestizide im Boden, Mikrobieller Abbau und Nebenwirkungen auf Mikroorganismen.
VCH-Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1992
- [48] Wilke, M.:
Untersuchung zu Eintrag und Abbau ausgewählter Schadstoffe in Bioabfallkomposten.
Dissertation an der Fakultät für Chemie und Pharmazie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, 1997
- [49] Bolz, U.:
Entwicklung und Anwendung von GC/MS-Methoden zum Nachweis phenolischer Xenoestrogene sowie natürlicher und synthetischer Estrogene in aquatischen Umweltproben unter Berücksichtigung einer wirkungsbezogenen Analytik (E-Screen-Assay).
Dissertation an der Fakultät für Chemie und Pharmazie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, 2000
- [50] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft Deutscher Chemiker (Hrsg.):
Hexachlorbenzol.
S. Hirzel Verlag, Stuttgart, 1994
- [51] Friege, H.:
Konsequenzen aus der Belastung von Komposten mit Dioxinen und anderen chlororganischen Verbindungen.
Müll und Abfall (1992), S. 74 – 78
- [52] Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft Deutscher Chemiker (Hrsg.):
Pentachlorphenol.
VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1986
- [53] Anonym:
Pentachlorphenol-Verbotsverordnung (PCP-V).
BGBl. I (1989), S. 2235

- [54] Anonym:
Chemikalienverbotsverordnung 1993: Artikel 1 aus: Verordnung über die Neuordnung und Ergänzung der Verbote und Beschränkungen des Herstellens, Inverkehrbringens und Verwendens gefährlicher Stoffe, Zubereitungen und Erzeugnisse nach § 17 des Chemikaliengesetzes BGBl. 1993 I S. 1720, BGBl. I 1993 S. 1720 – 1733; Neufassung vom 19. Juli 1996 BGBl. I, 1996, S. 1151, zuletzt geändert durch Artikel 1 der Verordnung vom 15. Oktober 2002, BGBl. I, S. 4123
- [55] Umweltbundesamt 1:
Umwelt-Survey.
<http://www.umweltbundesamt.de/survey/vergleich/zvergleich.htm>
- [56] Umweltbundesamt 2:
Schwerpunkte der Umweltprobenbank – Ausgewählte Ergebnisse.
<http://www.umweltbundesamt.de/umweltproben/upb62.htm>
- [57] Rippen, G. (Hrsg.):
Handbuch Umweltchemikalien – Pentachlorphenol.
27. Ergänzungslieferung 1/95, Band 6
- [58] Friege, H.; Buysch, H.P.; Leuchs, W.; Hembrock, A. und König, W.:
Belastung von Klärschlämmen und Böden mit organischen Schadstoffen. Untersuchungen und Konsequenzen.
Korrespondenz Abwasser 36 (1989), S. 601 – 608
- [59] Kuch, H. und Ballschmiter, K.:
Hormonell wirksame Verbindungen in der Umwelt Baden-Württembergs. Arbeitsbericht Nr. 151.
Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg, Stuttgart, 1999
- [60] Leisewitz, A.:
Stoffflussanalyse endokrin wirksamer Substanzen – Produktion, Verwendung, Umwelteinträge.
In: Abwassertechnische Vereinigung (Hrsg.): Endokrine Stoffe. ATV-Schriftenreihe Bd. 15, Hennef 1999, S. 22 – 37
- [61] Dodds, E.C. und Lawson, W.:
Synthetic estrogenic agents without the phenanthrene nucleus.
Nature 137 (1936), S. 996
- [62] Dodds, E.C. und Lawson, W.:
Molecular structure in relation to oestrogenic activity. Compounds without a phenanthrene nucleus.
Proc. Royal Soc. London B 125 (1938), S. 222 – 232
- [63] Schulte-Oehlmann, U.; Tillmann, M.; Casey, D.; Duft, M.; Markert, B. und Oehlmann, J.:
Östrogenartige Wirkungen von Bisphenol A auf Vorderkiemenschnecken (Mollusca: Gastropoda: Prosobranchia).
UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox. 13 (2001) 6, S. 319 – 333
- [64] Oehlmann, J.; Schulte-Oehlmann, U.; Tillmann, M. und Markert, B.:
Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (mollusca: gastropoda) in the laboratory. Part 1: Bisphenol A and octylphenol as xeno-estrogens.
Ecotoxicology 9 (2000), S. 383 – 397

- [65] Weltin, D.; Gehring, M.; Tennhardt, L.; Vogel, D. und Bilitewski, B.:
The Estimation of Steroides and Phenolic Xenoestrogens in Wastewater, Lysimeter Leachate, Soil, and Sewage Sludge Using SPE and GC/MS.
In: Bilitewski, B., Weltin, D., Werner, P. (Hrsg.): Analytical Workshop on Endocrine Disruptors, July 17 – 18, 2000, Pirna, Germany. Proceedings of the Institute of Waste Management and Contaminated Site Treatment, Dresden University of Technology, Band 18, in Druck
- [66] Bolz, U., Hagenmaier, H. und Körner, W.:
Phenolic xenoestrogens in surface water, sediments, and sewage sludge from Baden-Württemberg, south-west Germany.
Environmental Pollution 115 (2001), S. 291 – 301
- [67] Hohenblum, P.; Scharf, S.; Lorbeer, G. und Sattelberger, R.:
Xenohormone in österreichischen Umweltkompartimenten.
In: Bilitewski, B., Weltin, D. und Werner, P. (Hrsg.): Endokrin wirksame Substanzen in Abwasser und Klärschlamm – neueste Ergebnisse aus Wissenschaft und Technik. Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten – Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden, Band 23, 2002, S. 77 – 86
- [68] Gehring, M.; Tennhardt, L.; Vogel, D.; Weltin, D. und Bilitewski, B.:
Altpapier und Kunststoffe als Quellen für Bisphenol A im kommunalen Klärschlamm.
In: Bilitewski, B., Weltin, D. und Werner, P. (Hrsg.): Endokrin wirksame Substanzen in Abwasser und Klärschlamm – neueste Ergebnisse aus Wissenschaft und Technik. Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten – Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden, Band 23, 2002, S. 160 – 171
- [69] U.S. Environmental Protection Agency:
Bis (2-ethylhexyl) phthalate (DEHP).
U.S. Environmental Protection Agency – Technology Transfer Network – Air Toxics Website: 117 – 81.
<http://www.epa.gov/ttn/atw/hlthef/eth-phth.html>
- [70] Umweltbundesamt:
Abwasser- und Klärschlammuntersuchungen in der Pilotkläranlage Entsorgungsbetriebe Simmering (EbS).
Monographien, Band 121. Umweltbundesamt, Wien, 2000
- [71] Arbeitsgruppe der Umweltministerkonferenz:
Ursachen der Klärschlammbelastung mit gefährlichen Stoffen, Maßnahmenplan: Abschlussbericht – Stand: 25.08.2000 – Anhang 1: Konzept zur Ermittlung und Bewertung der Relevanz schädlicher organischer Inhaltsstoffe im Klärschlamm (Stoffdatenblätter), 2000
- [72] Hartmann, R. und Rohe, W.:
Phthalatkonzentrationen in unterschiedlich alten und vererdeten Klärschlämmen.
In: Bilitewski, B., Weltin, D. und Werner, P. (Hrsg.): Endokrin wirksame Substanzen in Abwasser und Klärschlamm – neueste Ergebnisse aus Wissenschaft und Technik. Beiträge zu Abfallwirtschaft/Altlasten – Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten, Technische Universität Dresden, Band 23, 2002, S.172 – 179
- [73] Tørsløv, J.; Samsøe-Petersen, L.; Rasmussen, J.O. und Kristensen, P.:
Use of waste products in agriculture. Contamination level, environmental risk assessment and recommendations for quality criteria.
Miljøprojekt Nr. 266, Ministry of Environment and Energy, Denmark, 1997

- [74] Kollotzek, D.; Hartmann, E.; Kassner, W.; Kurrle, J.; Lemmert-Schmitt, E. und Beck, A.:
Technische, analytische, organisatorische und rechtliche Maßnahmen zur Verminderung der Klärschlammbelastung mit relevanten organischen Schadstoffen, Band 2.
Texte 35, Umweltbundesamt, Berlin 1998
- [75] U.S. Environmental Protection Agency:
U.S. Environmental Protection Agency – Ground Water u. Drinking Water – Technical Fact-sheet on Di (2-Ethylhexyl) phthalate (DEHP).
<http://www.epa.gov/OGWDW/dwh/t-soc/dehp.html>
- [76] Klein, W.:
Risikobewertung organischer Schadstoffe – Möglichkeiten und Grenzen.
In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.): Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes. KTLB-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster, 2002, S. 47 – 59
- [77] Umweltbundesamt:
Wasch- und Reinigungsmittel – Laundry Detergents and Cleansing Products – Letzte Aktualisierung: 21.01.2002. Weitere Anforderungen an die Umweltverträglichkeit von Wasch- und Reinigungsmitteln.
Umweltbundesamt, Berlin
<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/wasch/anforder.htm>
- [78] Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit:
Selbstverpflichtung zum Verzicht auf umweltgefährdende Hilfsstoffe in Chemikalien zur Abwasserbehandlung durch Verband TEGEWA übergeben. Pressemitteilung vom 09.07.1998.
<http://www.bmu.de/presse/pressearchiv/news520.php>
- [79] Guenther, K.; Heinke, V.; Thiele, B.; Kleist, E.; Prast, H. und Raecker, T.:
Endocrine disrupting nonylphenols are ubiquitous in food.
Environ. Sci. Technol. 36 (2002), S. 1676 – 1680
- [80] La Guardia, M.J.; Hale, R.C.; Harvey, E. und Mainor, T.M.:
Alkylphenol ethoxylate degradation products in land-applied sewage sludge (biosolids).
Environ. Sci. Technol. 35 (2001), S. 4798 – 4804
- [81] Pryor, S.W.; Hay, A.G. und Walker, L.P.:
Nonylphenol in anaerobically digested sewage sludge from New York State.
Environ. Sci. Technol. 36 (2002), S. 3678 – 3682
- [82] Nilsson, C.:
Organic pollutants in sewage sludge.
The Swedish environmental protection agency, Stockholm, 1996
- [83] Anonym:
Produktion und Verwendung zinnorganischer Verbindungen in Deutschland. Fachöffentliche Anhörung vom 14. März 2000.
Bericht des Umweltbundesamtes und des Bundesinstituts für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin, Berlin, 2000
- [84] Duft, M.; Schulte-Oehlmann, U.; Tillmann, M.; Markert, B. und Oehlmann, J.:
Toxicity of triphenyltin and tributyltin to the freshwater mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* in a new sediment biotest.
Environ. Toxicol. Chem. 22 (2003), S. 145 – 152

- [85] Schulte-Oehlmann, U.; Tillmann, M.; Markert, B.; Oehlmann, J.; Watermann, B. und Scherf, S.: Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (mollusca: gastropoda) in the laboratory. Part II: Triphenyltin as a xeno-androgen. *Ecotoxicology* 9 (2000), S. 399 – 412
- [86] Fent, K.: Ecotoxicology of organotin compounds. *Crit. Rev. Toxicol.* 26 (1996) 1, S. 1 – 117
- [87] Bitsch, N.; Dudas, C.; Körner, W.; Failing, K.; Biselli, S.; Rimkus, G. und Brunn, H.: Estrogenic activity of musk fragrances detected by the E-screen assay using human MCF-7 cells. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43 (2002), S. 257 – 264
- [88] Junghans, D.; Klopp, R.; Kurz, R.; Lemke, J.R.; Litz, N.; Offenbacher, G.; Rippen, G. und Zullei-Seibert, N.: Lineare Alkylbenzolsulfonate. *KA-Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 49 (2002), S. 719 – 723
- [89] Ikonomou, M.G.; Rayne, S. und Addison, R.F.: Exponential increases of the brominated flame retardants, polybrominated diphenyl ethers, in the Canadian arctic from 1981 to 2000. *Environ. Sci. Technol.* 36 (2002), S. 1886 – 1892
- [90] Meironyté, D.; Noren, K. und Bergman, A.: Analysis of polybrominated diphenyl ethers in Swedish human milk. A time-related trend study, 1972 – 1997. *J. Toxicol. Environ. Health* 58 (1999), S. 329 – 341
- [91] Betts, K.S.: Rapidly rising PBDE levels in North America. *Environmental Science & Technology* 36 (2002), S. 50A – 52A
- [92] Ryan, J.J.; Patry, B.; Mills, P. und Beaudoin, N.G.: Recent trends in levels of brominated diphenyl ethers (BDES) in human milks from Canada. *Organohalogen Compounds* 58 (2002), S. 173 – 176
- [93] Kuch, B.; Körner, W. und Hagenmaier, H.: Monitoring von bromierten Flammschutzmitteln in Fließgewässern, Abwässern und Klärschlamm in Baden-Württemberg. Abschlussbericht FZKA – BWPLUS zum Forschungsprojekt BWB 99011. Forschungszentrum Karlsruhe, 2001
- [94] De Wit, C.A.: An overview of brominated flame retardants in the environment. *Chemosphere* 46 (2002), S. 583 – 624

4.6 Analysenwerte der Beprobungen der Jahre 2000 und 2002

Schwermetalle

Tab. 4-8: Schwermetallgehalte in Bioabfallkomposten (BAK) und Grüngutkomposten (GGK), Beprobungen in den Jahren 2000 (Sommer – Herbst) und 2002 (Winter, Sommer); alle Werte in mg/(kg TS), MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung

Kompos- tieranlage Nr.	Blei			Cadmium			Chrom			Kupfer		
	Jahr	2000	2002/I	2002/II	2000	2002/I	2002/II	2000	2002/I	2002/II	2000	2002/I
BAK 1	44,2	33,7	43,5	0,42	0,62	0,42	26,2	22,2	23,6	56,6	36,1	47,8
BAK 2	39,2	–	–	0,43	–	–	25,2	–	–	51,6	–	–
BAK 3	33,2	21,6	41,6	0,38	0,38	0,41	28,4	19,7	25,4	72,9	38,0	45,9
BAK 4	31,4	26,5	26,8	0,45	0,46	0,45	21,9	23,6	22,4	54,8	108	50,0
BAK 5	27,9	29,4	42,1	0,37	0,36	0,36	22,3	23,6	23,3	64,0	48,9	141
BAK 6	53,8	50,2	45,1	0,40	0,48	0,36	26,3	24,7	26,1	73,8	85,9	85,7
BAK 7	64,3	49,7	44,0	0,48	0,40	0,42	22,1	23,5	20,6	78,0	71,0	69,5
BAK 8	32,0	31,4	28,8	0,45	0,34	0,49	20,4	18,2	19,4	48,8	34,8	41,1
BAK 9	45,3	36,9	40,0	0,46	0,47	0,39	26,6	31,2	29,3	49,1	42,5	55,0
BAK 10	46,3	–	–	0,66	–	–	41,6	–	–	82,9	–	–
BAK 11	30,3	40,8	36,5	0,35	0,53	0,33	26,0	27,0	43,7	39,2	55,3	67,2
BAK 12	44,7	29,6	34,5	0,39	0,46	0,34	22,8	23,4	22,4	70,2	42,6	47,6
BAK 13	47,4	–	–	0,53	–	–	27,7	–	–	80,8	–	–
BAK 14	69,7	36,9	50,2	0,54	0,52	0,41	39,4	42,8	36,5	130	88,8	193
BAK 15	31,0	–	–	0,37	–	–	31,4	–	–	65,5	–	–
MW BAK	42,7	35,1	39,4	0,45	0,46	0,40	27,2	25,4	26,6	67,9	59,2	76,7
SA BAK	12,6	9,1	7,10	0,08	0,08	0,05	6,1	6,7	7,36	21,6	25,2	47,9
GGK 1	21,2	20,4	19,4	0,32	0,31	0,33	20,0	20,5	24,4	33,1	33,2	36,9
GGK 2	23,3	42,9	24,1	0,25	0,32	0,26	28,6	26,6	25,6	44,4	29,4	27,1
GGK 3	31,3	20,1	23,9	0,31	0,43	0,33	35,6	23,6	37,5	34,2	25,3	31,1
GGK 4	21,6	22,8	23,3	0,34	0,37	0,42	21,0	19,4	20,5	34,4	31,5	37,4
GGK 5	30,4	23,3	17,2	0,44	0,39	0,39	28,0	24,5	21,7	51,8	37,0	40,4
GGK 6	–	26,3	25,5	–	0,39	0,30	–	17,2	23,0	–	25,3	34,8
GGK 7	–	66,0	82,8	–	0,54	0,43	–	15,9	23,6	–	54,6	55,3
GGK 8	–	37,4	25,6	–	0,38	0,31	–	24,2	17,6	–	37,4	34,9
GGK 9	–	57,7	51,4	–	0,42	0,47	–	21,9	24,2	–	57,0	71,6
GGK 10	–	25,2	24,6	–	0,37	0,39	–	22,7	20,3	–	31,1	34,9
GGK 11	–	32,6	–	–	0,36	–	–	38,9	–	–	44,2	–
GGK 12	–	–	17,5	–	–	0,33	–	–	20,1	–	–	37,7
MW GGK	25,6	34,1	30,5	0,33	0,39	0,36	26,6	23,2	23,5	39,6	36,9	40,2
SA GGK	4,0	15,6	19,6	0,07	0,06	0,06	6,4	6,11	5,20	8,0	10,8	12,6
MW BAK u. GGK	38,4	34,6	34,9	0,42	0,42	0,38	27,1	24,3	25,1	60,8	48,1	58,5
SA BAK u. GGK	13,4	12,5	15,1	0,09	0,08	0,06	6,03	6,35	6,42	22,7	22,1	39,0

Tab. 4-8 (Forts.): Schwermetallgehalte in Bioabfallkomposten (BAK) und Grüngutkomposten (GGK), Beprobungen in den Jahren 2000 (Sommer – Herbst) und 2002 (Winter, Sommer); alle Werte in mg/(kg TS), MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung

Kompos- tieranlage Nr.	Nickel			Quecksilber			Zink			
	Jahr	2000	2002/I	2002/II	2000	2002/I	2002/II	2000	2002/I	2002/II
BAK 1		16,6	11,4	14,9	0,21	0,19	0,21	205	199	179
BAK 2		16,5	–	–	0,17	–	–	159	–	–
BAK 3		14,0	9,08	13,9	0,15	0,08	0,10	169	149	161
BAK 4		13,5	12,8	15,8	0,15	0,12	0,11	173	195	165
BAK 5		14,1	13,0	16,1	0,19	0,11	0,36	175	173	225
BAK 6		17,4	15,0	17,2	0,22	0,16	0,19	201	360	192
BAK 7		14,2	14,2	19,7	0,21	0,21	0,24	211	199	190
BAK 8		13,8	13,6	14,4	0,15	0,10	0,11	163	153	139
BAK 9		19,5	18,1	19,0	0,16	0,18	0,18	182	204	173
BAK 10		38,5	–	–	0,26	–	–	288	–	–
BAK 11		18,9	18,8	25,8	0,14	0,15	0,12	172	222	179
BAK 12		15,5	12,3	13,7	0,14	0,11	0,11	167	158	151
BAK 13		19,2	–	–	0,98	–	–	209	–	–
BAK 14		28,5	25,2	24,1	0,17	0,15	0,10	283	220	225
BAK 15		17,4	–	–	0,15	–	–	175	–	–
MW BAK		18,5	14,9	17,7	0,23	0,14	0,17	196	203	180
SA BAK		6,7	4,4	4,1	0,21	0,04	0,08	40,2	58,0	27,2
GGK 1		13,4	11,7	15,2	0,11	0,08	0,10	128	141	127
GGK 2		17,9	15,3	18,5	0,14	0,16	0,13	98,3	127	109
GGK 3		30,8	23,6	31,6	0,09	0,09	0,09	124	118	124
GGK 4		13,5	12,3	15,6	0,13	0,11	0,11	124	144	143
GGK 5		16,8	14,2	15,1	0,15	0,09	0,12	154	193	134
GGK 6		–	16,0	18,5	–	0,09	0,10	–	141	127
GGK 7		–	10,3	12,8	–	0,70	0,64	–	233	197
GGK 8		–	19,0	14,7	–	0,13	0,21	–	185	133
GGK 9		–	12,3	15,4	–	0,29	0,25	–	202	187
GGK 10		–	11,9	14,9	–	0,12	0,15	–	149	139
GGK 11		–	23,3	–	–	0,14	–	–	144	–
GGK 12		–	–	13,7	–	–	0,10	–	–	136
MW GGK		18,5	15,4	16,9	0,12	0,18	0,18	126	162	141
SA GGK		7,2	4,7	5,2	0,02	0,18	0,16	19,7	36,2	26,7
MW BAK u. GGK		18,5	15,2	17,3	0,20	0,16	0,17	178	182	161
SA BAK u. GGK		6,6	4,4	4,6	0,19	0,13	0,12	47,3	51,7	32,9

Organische Schadstoffe

Tab. 4-9: Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), polychlorierte Dioxine/Furane (PCDD/F) und polychlorierte Biphenyle (PCB) in Bioabfallkomposten (BAK) und Grüngutkomposten (GGK), Beprobungen in den Jahren 2000 (Sommer – Herbst) und 2002 (Winter, Sommer); alle Werte in mg/(kg TS), MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung

Kompos- tieranlage Nr.	PAK			PCDD/F			PCB		
	2000	2002/I	2002/II	2000	2002/I	2002/II	2000	2002/I	2002/II
BAK 1	3,33	1,97	2,81	12,4	6,57	9,49	0,170	0,029	0,039
BAK 2	4,95	–	–	18,3	–	–	0,052	–	–
BAK 3	1,41	1,76	1,12	11,3	5,16	7,85	0,015	0,024	0,017
BAK 4	3,01	1,59	2,06	12,3	7,32	26,1	0,038	0,035	0,020
BAK 5	2,71	1,85	2,04	9,00	6,07	10,4	0,037	0,035	0,031
BAK 6	5,22	3,53	3,64	10,4	13,7	13,0	0,049	0,074	0,039
BAK 7	3,47	2,02	3,26	9,04	10,5	7,93	0,050	0,071	0,053
BAK 8	2,13	1,34	3,33	10,0	6,86	5,67	0,121	0,018	0,016
BAK 9	3,74	3,06	3,13	9,16	12,6	10,3	0,037	0,056	0,027
BAK 10	6,66	–	–	29,7	–	–	0,070	–	–
BAK 11	2,69	1,40	2,20	8,63	9,24	7,96	0,028	0,034	0,023
BAK 12	3,18	1,73	1,19	12,2	6,10	4,36	0,028	0,039	0,010
BAK 13	2,51	–	–	8,69	–	–	0,036	–	–
BAK 14	10,2	4,07	5,83	11,9	5,02	9,93	0,043	0,054	0,023
BAK 15	2,67	–	–	13,9	–	–	0,196	–	–
MW BAK	3,86	2,21	2,78	12,5	8,1	10,3	0,065	0,039	0,027
SA BAK	2,19	0,92	1,32	5,4	3,0	5,8	0,054	0,019	0,013
GGK 1	1,98	1,55	1,17	10,8	11,5	11,5	0,034	0,029	0,023
GGK 2	1,69	1,80	1,22	3,70	5,05	5,96	0,021	0,028	0,020
GGK 3	2,67	1,74	2,01	7,49	5,36	7,45	0,056	0,036	0,017
GGK 4	2,95	1,02	1,33	9,61	14,7	10,9	0,019	0,020	0,023
GGK 5	2,32	1,82	1,53	12,6	11,4	14,5	0,029	0,031	0,023
GGK 6	–	2,60	1,86	–	5,48	5,78	–	0,079	0,018
GGK 7	–	2,33	1,31	–	7,70	9,61	–	0,022	0,060
GGK 8	–	4,67	2,88	–	10,9	7,35	–	0,026	0,179
GGK 9	–	3,11	5,90	–	10,4	10,6	–	0,060	0,063
GGK 10	–	2,52	2,54	–	10,9	8,87	–	0,025	0,020
GGK 11	–	2,39	–	–	8,71	–	–	0,034	–
GGK 12	–	–	1,16	–	–	5,39	–	–	0,069
MW GGK	2,32	2,32	2,08	8,84	9,3	8,9	0,032	0,038	0,047
SA GGK	0,51	0,97	1,39	3,43	3,1	2,8	0,015	0,019	0,048
MW BAK u. GGK	3,47	2,27	2,43	11,6	8,7	9,58	0,057	0,039	0,037
SA BAK u. GGK	2,02	0,92	1,37	5,2	3,0	4,48	0,049	0,018	0,036

Folgende Substanzen konnten in den Kompostproben der Probenahmen im Jahr 2000 nicht nachgewiesen werden:

4-n-Nonylphenol: Nachweisgrenze 0,03 mg/(kg TS)

Pestizide. Brompropylat, Dichlofluanid, Iprodion, Metalaxyl, Procymidon, Triadimefon, Triadimenol, Vinclozolin: Nachweisgrenze 0,02 mg/(kg TS)

Thiabendazol: Nachweisgrenze 0,05 mg/(kg TS)

Organochlorpestizide und Pyrethroide. Aldrin, cis-Chlordan, trans-Chlordan, oxy-Chlordan, Dieldrin, Endrin, Heptachlor, α -, β -, γ -, δ -, ϵ -Hexachlorcyclohexan: Nachweisgrenze 0,001 mg/(kg TS)

Tab. 4-10: Biphenyl, Hexachlorbenzol (HCB), Pentachlorphenol (PCP), ortho-Phenylphenol und Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP) in Bioabfallkomposten (BAK) und Grüngutkomposten (GGK), Beprobungen in den Jahren 2000 (Sommer – Herbst) und 2002 (DEHP, Sommer); alle Werte in mg/(kg TS), MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung

Kompostieranlage Nr.	Biphenyl	HCB	PCP	ortho-Phenylphenol	DEHP	
Jahr	2000	2000	2000	2000	2000	2002/II
BAK 1	0,133	0,004	0,009	0,01	2,0	1,13
BAK 2	0,134	0,005	0,018	0,03	< 0,5	–
BAK 3	0,079	0,001	0,007	0,03	< 0,5	0,047
BAK 4	0,106	0,002	0,015	0,02	14,4	0,058
BAK 5	0,050	0,008	0,010	0,01	10,8	0,145
BAK 6	0,086	< 0,001	0,035	0,03	20,7	0,049
BAK 7	0,109	0,001	0,007	0,03	20,9	0,102
BAK 8	0,065	0,002	0,006	0,03	< 0,5	0,125
BAK 9	0,104	< 0,001	0,007	0,06	< 0,5	0,388
BAK 10	0,144	0,004	0,041	0,02	12,0	–
BAK 11	0,047	0,004	0,013	0,03	5,5	0,738
BAK 12	0,031	0,004	0,008	0,05	1,3	0,188
BAK 13	0,039	0,005	0,004	0,07	1,2	–
BAK 14	0,052	0,011	0,008	0,03	2,3	2,380
BAK 15	0,056	0,013	0,022	0,12	10,7	–
MW BAK	0,082	0,004	0,014	0,04	6,85	0,486
SA BAK	0,037	0,004	0,011	0,03	7,49	0,716
GGK 1	0,093	0,003	0,008	0,02	2,1	0,167
GGK 2	0,068	0,002	0,001	0,02	< 0,5	0,061
GGK 3	0,045	0,006	0,009	0,04	< 0,5	0,080
GGK 4	0,030	0,002	0,006	0,04	2,4	0,051
GGK 5	0,024	0,002	0,003	0,02	6,6	0,103
GGK 6	–	–	–	–	–	0,221
GGK 7	–	–	–	–	–	0,059
GGK 8	–	–	–	–	–	0,254
GGK 9	–	–	–	–	–	0,007
GGK 10	–	–	–	–	–	0,235
GGK 11	–	–	–	–	–	–
GGK 12	–	–	–	–	–	0,088
MW GGK	0,052	0,003	0,005	0,03	2,32	0,121
SA GGK	0,029	0,002	0,003	0,01	2,60	0,084
MW BAK u. GGK	0,075	0,004	0,012	0,04	5,72	0,303
SA BAK u. GGK	0,037	0,003	0,010	0,03	6,84	0,531

Folgende weitere Substanzen konnten in den Kompostproben der Probenahmen im Jahr 2000 nicht nachgewiesen werden:

Organochlorpestizide und Pyrethroide. Alachlor, Chlorbenzilat, Chlorthalonil, Cypermethrin Isomer I-IV, o,p'-DDE, o,p'-DDD, o,p'-DDT, p,p'-DDE, p,p'-DDT, p,p'-DDD, Deltamethrin, α -Endosulfan, β -Endosulfan, Endosulfansulfat, Fenvalerat Isomer I-II, Heptachlorepoxyd, Methoxychlor, Mirex, Nitrofen, Pentachlorbenzol, cis-Permethrin, trans-Permethrin, Quintozen: Nachweisgrenze 0,02 mg/(kg TS)

Toxaphen: Nachweisgrenze 0,1 mg/(kg TS)

Organophosphorpestizide. Azinphos-methyl, Bromophos-ethyl, Chlorfenvinphos, Chlorpyrifos, Chlorpyrifos-methyl, Diazinon, Dichlorvos, Dimethoat, Ethion, Fenitrothion, Fonofos, Heptenphos, Malathion, Methidathion, Mevinphos, Parathion-ethyl, Parathion-methyl, Phosalon, Pirimiphos-methyl, Pyrazophos, Sulfotep: Nachweisgrenze 0,02 mg/(kg TS)

Tab. 4-11: Polybromierte Diphenylether (PBDE), lineare Alkylbenzolsulfonate (LAS) in Bioabfallkomposten (BAK) und Grüngutkomposten (GGK), Beprobung im Jahr 2002 (Sommer); alle Werte in µg/(kg TS), MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung, n.b.: nicht eindeutig bestimmbar

Kompos- tieranlage Nr.	PBDE	C9-LAS	C10-LAS	C11-LAS	C12-LAS	C13-LAS	C14-LAS	C15-LAS
Jahr	2002/II							
BAK 1	9,8	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
BAK 2	–	–	–	–	–	–	–	–
BAK 3	37	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
BAK 4	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
BAK 5	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
BAK 6	–	52,7	129,6	161,6	165,2	166,3	194,2	188,0
BAK 7	12,6	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
BAK 8	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
BAK 9	16,4	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
BAK 10	–	–	–	–	–	–	–	–
BAK 11	9,5	< 50	84,2	103,3	102,3	< 50	83,7	89,1
BAK 12	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
BAK 13	–	–	–	–	–	–	–	–
BAK 14	–	64,2	148,9	182,8	193,6	190,5	205,9	215,6
BAK 15	–	–	–	–	–	–	–	–
MW BAK	17,1	n.b.						
SA BAK	11,5	n.b.						
GGK 1	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 2	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 3	16,1	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 4	6,8	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 5	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 6	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 7	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 8	11,8	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 9	6,6	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 10	18,1	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
GGK 11	–	–	–	–	–	–	–	–
GGK 12	–	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
MW GGK	11,9	n.b.						
SA GGK	5,3	n.b.						
MW BAK u. GGK	14,5	n.b.						
SA BAK u. GGK	8,9	n.b.						

Tab. 4-12: Organische Zinngehalte in Bioabfallkomposten (BAK) und Grüngutkomposten (GGK), Beprobung im Jahr 2002 (Sommer); alle Werte in µg OZK/(kg TS), OZK: Organo-Zinnkation, MW: Mittelwert, SA: Standardabweichung, n.b.: nicht eindeutig bestimmbar

Kompos- tieranlage Nr.	Mono-	Di-	Tri-	Tetra-	Mono-	Di-	Tricyclohexyl-	Triphenyl-
Jahr	2002/II	2002/II						
BAK 1	1,2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
BAK 2	–	–	–	–	–	–	–	–
BAK 3	1,4	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
BAK 4	5,2	1,2	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
BAK 5	5,8	< 1	< 1	< 1	15,4	< 1	< 1	< 1
BAK 6	4,0	< 1	< 1	< 1	2,6	< 1	< 1	< 1
BAK 7	1,3	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
BAK 8	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
BAK 9	4,1	1,4	< 1	< 1	1,5	< 1	< 1	< 1
BAK 10	–	–	–	–	–	–	–	–
BAK 11	3,7	< 1	< 1	< 1	3,3	< 1	< 1	< 1
BAK 12	1,5	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
BAK 13	–	–	–	–	–	–	–	–
BAK 14	2,8	< 1	< 1	< 1	1,5	1,5	< 1	< 1
BAK 15	–	–	–	–	–	–	–	–
MW BAK	n.b.	n.b.						
SA BAK	n.b.	n.b.						
GGK 1	1,6	1,0	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 2	1,0	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 3	< 1	1,1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 4	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 5	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 6	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 7	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 8	1,7	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 9	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 10	1,8	1,3	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
GGK 11	–	–	–	–	–	–	–	–
GGK 12	1,3	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
MW GGK	n.b.	n.b.						
SA GGK	n.b.	n.b.						
MW BAK u. GGK	n.b.	n.b.						
SA BAK u. GGK	n.b.	n.b.						

Tab. 4-13: Bisphenol A, Moschusxylol und 4-Nonylphenol_{techn.} in Bioabfallkomposten (BAK) und Grün-
gutkomposten (GGK), Beprobung im Jahr 2002 (Sommer); alle Werte in µg/(kg TS), MW:
Mittelwert, SA: Standardabweichung, n.b.: nicht eindeutig bestimmbar

Kompos- tieranlage Nr.	Bisphenol A	Moschusxylol	4-Nonylphenol _{techn.}
Jahr	2002/II	2002/II	2002/II
BAK 1	17,6	< 20	441
BAK 2	–	–	–
BAK 3	< 10	< 20	83,3
BAK 4	60,0	< 20	950
BAK 5	393	< 20	2.580
BAK 6	105	< 20	2.110
BAK 7	< 10	< 20	465
BAK 8	< 10	< 20	724
BAK 9	110	< 20	318
BAK 10	–	–	–
BAK 11	270	< 20	680
BAK 12	188	< 20	299
BAK 13	–	–	–
BAK 14	646	< 20	1.050
BAK 15	–	–	–
MW BAK	n.b.	n.b.	882
SA BAK	n.b.	n.b.	784
GGK 1	< 10	< 20	63,7
GGK 2	< 10	< 20	69,2
GGK 3	< 10	< 20	99,9
GGK 4	< 10	< 20	57,1
GGK 5	< 10	< 20	233
GGK 6	< 10	< 20	188
GGK 7	< 10	< 20	147
GGK 8	< 10	< 20	201
GGK 9	< 10	< 20	65,1
GGK 10	< 10	< 20	772
GGK 11	–	–	–
GGK 12	59,2	< 20	359
MW GGK	n.b.	n.b.	205
SA GGK	n.b.	n.b.	210
MW BAK u. GGK	n.b.	n.b.	543
SA BAK u. GGK	n.b.	n.b.	659

5 Einfluss des Störstoffanteils auf Rotteprozess und Kompostqualität (Technikumsversuch)

5.1 Einleitung

Die Qualität von Komposten wird maßgeblich von deren Schadstoffbelastung bestimmt. Der Eintrag von Schadstoffen kann einerseits durch geogene Hintergrundbelastung, andererseits durch anthropogene Quellen verursacht sein. Der anthropogene Eintrag kann zum einen diffus, v.a. über atmosphärische Deposition, zum anderen über Punktquellen (z.B. Störstoffe) erfolgen. Während der Eintrag über geogene und diffuse anthropogene Quellen nur schwer zu reduzieren ist, bestehen bei Einträgen von Schadstoffen über Punktquellen Handlungsmöglichkeiten, z.B. durch manuelle Vorsortierung oder Einsatz von Metalldetektoren bei der Bioabfallsammlung [1]. Generell wird Störstoffen, die in Folge von Fehlwürfen in den Rotteprozess eingeführt werden, eine wesentliche Bedeutung für die Schadstoffbelastung – insbesondere mit Schwermetallen – von Komposten zugeschrieben [2, 3]. Die Gehalte organischer Substanzen wie polychlorierte Biphenyle werden andererseits nicht mit einem erhöhten Störstoffanteil in Verbindung gebracht [4]. In der Praxis ist die Zuordnung von Schadstoffeinträgen in Komposte wegen der Vielfalt der verwendeten Ausgangsmaterialien und der vielfältigen Möglichkeiten des Störstoffeintrags schwierig und eine Quantifizierung des Beitrags von diffusen Quellen und Fehlwürfen zum Schadstoffeintrag kaum möglich. Untersuchungen im Technikumsmaßstab erlauben es, durch Wahl definierter Ausgangsbedingungen den Beitrag von Störstoffen zum Schadstoffeintrag zumindest teilweise zu quantifizieren. Dieser Ansatz hat den Vorteil, dass eine unterschiedliche Belastung des Bioabfalls weitgehend ausgeschlossen und Unterschiede im Schadstoffgehalt mit dem Störstoffanteil korreliert werden können. Des Weiteren ist die Untersuchung des Einflusses von Störstoffen auf den Rotteprozess, auf physikalisch-chemische Parameter und auf hygienische Eigenschaften möglich.

Ziel des Technikumsversuchs war daher, den Einfluss erhöhter Störstoffgehalte im Bioabfall auf

- die Schadstoffgehalte im Kompost,
 - den Rotteprozess,
 - physikalisch-chemische Parameter
 - sowie Pflanzenverträglichkeit und Phytohygiene
- zu untersuchen.

5.2 Material und Methoden

Die eingesetzte Technikumsanlage sowie die durchgeführten physikalisch-chemischen Untersuchungen sind in Abschnitt 1 „Mitkompostierung von Brauerei-Kieselgurabfall (Technikumsversuch)“ beschrieben.

Der bereits vorsortierte Bioabfall aus der Kompostieranlage der Abfallverwertung Augsburg GmbH (AVA) wurde im Josef-Vogl-Technikum manuell nachsortiert. Die dabei entfernten Störstoffe wurden als repräsentativ für üblicherweise in die Rottebecken eingetragenen Störstoffe betrachtet. Der Ansatz 1 wurde ausschließlich mit 203 kg des zweifach manuell sortierten Bioabfalls ohne Zusatz von Störstoffen befüllt. Die Ansätze 2 und 3 wurden mit 201 kg bzw. 198 kg Bioabfall befüllt und mit 2,0 kg (1,0 %) bzw. 5,2 kg (2,6 %) Störstoffen versetzt. Die dem Ansatz 2 zugegebenen Störstoffe setzen sich zu 15 % aus Verbundstoffen, 5 % aus metallischen Gegenständen (v.a. Kronkorken, Dosen) und 80 % aus Plastikfolien, bei Ansatz 3 zu 15 % aus Verbundstoffen, 8 % aus metallischen Gegenständen (v.a. Kronkorken, Dosen) und 77 % aus Plastikfolien zusammen. Diese definierte Störstoff-Mischung entsprach in etwa der Zusammensetzung der manuell aussortierten Störstoffe.

Zusätzlich wurden repräsentative Störstoffe aus der manuellen Sortierung der AVA zugegeben. Der Störstoffanteil der Reaktionsansätze lag in einem für Kompostieranlagen typischen Bereich [3]. Während der neunwöchigen Reaktorrotte wurden die Komposte nach zwei Wochen umgesetzt. In diesem Zeitraum wurden wöchentlich Proben zur Untersuchung der physikalisch-chemischen Parameter entnommen. Im Anschluss an die Reaktorrotte wurden die Komposte für sieben Wochen zur Nachrotte gelagert.

Ein Teil der Komposte wurde im Anschluss an die Nachrotte auf eine Korngröße von 10 mm, ein weiterer Teil der jeweiligen Fertigkomposte auf eine Korngröße von 25 mm gesiebt. Der Vergleich der beiden Fraktionen sollte Hinweise darauf geben, ob der Schadstoffgehalt durch die Entfernung von Störstoffen nach dem Rotteprozess mit Hilfe einer Siebung reduziert werden kann. Die Schwermetallgehalte wurden in den Ausgangsmaterialien, den 10 mm und den 25 mm gesiebten Komposten im Anschluss an die Nachrotte bestimmt. Die Ausgangsmaterialien wurden hinsichtlich der Gehalte an polychlorierten Biphenylen (PCB), polychlorierten Dibenzodioxinen/-furanen (PCDD/F) und polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), die 10 mm gesiebten Komposte hinsichtlich der PAK-Gehalte untersucht. Die Untersuchung auf Pflanzenhygiene und -verträglichkeit erfolgte an den auf 10 mm gesiebten Proben.

Tab. 5-1: Physikalisch-chemische Eigenschaften, Nährstoff- und Schadstoffgehalte der Kompostieransätze A1, A2 und A3 mit unterschiedlichem Störstoffanteil zu Beginn der Kompostierung; BA: Bioabfall, SS: Störstoffe

Parameter	Einheit	Ansatz 1 (BA)	Ansatz 2 (BA mit 1,0% SS)	Ansatz 3 (BA mit 2,6% SS)
Trockensubstanzgehalt	% FS	35,9	39,2	36,4
Glühverlust	% TS	75,5	75,6	75,7
pH-Wert	–	5,9	6,1	6,3
Rohdichte	g/(l FS)	327	227	391
C _{ges}	% TS	37,9	39,0	37,6
C/N-Verhältnis	–	24,0	17,4	23,1
Salzgehalt	g KCl/(l FS)	2,0	1,6	2,7
Gesamtnährstoffe				
N	% TS	1,6	2,2	1,6
CaO	% TS	4,4	4,4	4,3
K ₂ O	% TS	0,87	0,89	1,1
MgO	% TS	1,0	1,1	1,1
P ₂ O ₅	% TS	0,13	0,12	0,14
Lösliche Nährstoffe				
NH ₄ -N	mg/(l FS)	36,7	46,2	82,1
NO ₃ -N	mg/(l FS)	10,2	5,5	21,6
NO ₂ -N	mg/(l FS)	0,36	0,32	0,56
P ₂ O ₅	mg/(l FS)	114	112	231
Chlorid	g/(l FS)	1,2	1,0	1,9
Schwermetalle				
Blei (Pb)	mg/(kg TS)	9,3	10,1	59,3
Cadmium (Cd)	mg/(kg TS)	0,17	0,27	0,22
Chrom (Cr)	mg/(kg TS)	8,8	8,6	8,8
Kupfer (Cu)	mg/(kg TS)	32,6	24,0	22,4
Nickel (Ni)	mg/(kg TS)	2,8	2,8	3,5
Quecksilber (Hg)	mg/(kg TS)	0,04	0,03	0,03
Zink (Zn)	mg/(kg TS)	74,7	76,1	161,0
Organische Schadstoffe				
PCDD/F	ng I-TEQ/(kg TS)	3,9	2,7	1,7
PCB (Summe 6 Kongenere)	µg/(kg TS)	25,0	26,0	24,1
PAK (nach EPA 610)	mg/(kg TS)	1,5	1,9	2,6

5.3 Ergebnisse

5.3.1 Allgemeine Eigenschaften der Ausgangsmaterialien und Komposte

Ausgangsmaterialien. Durch den höheren Störstoffanteil wurden die Parameter Trockensubstanzgehalt, Glühverlust und pH-Wert im Ausgangsmaterial nicht wesentlich beeinflusst – vgl. Tab. 5-1. Demgegenüber unterschieden sich die Ausgangsmaterialien hinsichtlich der Parameter Rohdichte und C/N-Verhältnis voneinander. Der Kohlenstoffgehalt der Reaktionsansätze war mit 38 – 39 % ähnlich. Das C/N-Verhältnis in Ansatz 2 war im Vergleich zu den beiden anderen Ansätzen verringert. Die Gehalte an CaO, K₂O, MgO und P₂O₅ zeigten zwischen den Reaktionsansätzen keine wesentlichen Unterschiede.

Komposte, 10 mm Siebung. Wie bei den Ausgangsmaterialien unterschieden sich die Trockensubstanzgehalte, Glühverluste und pH-Werte der Komposte nach der Nachrotte nicht auffällig voneinander. Auch Kohlenstoff-, Stickstoffgehalt und C/N-Verhältnis zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Ansätzen, so dass für diese Parameter eine Angleichung durch die Kompostierung festgestellt werden kann. Wie bei den Ausgangsmaterialien waren die Unterschiede in den Gehalten an CaO, K₂O, MgO bzw. P₂O₅ in den jeweiligen Ansätzen vernachlässigbar (vgl. Tab. 5-2).

Tab. 5-2: Physikalisch-chemische Eigenschaften, Nährstoff- und Schadstoffgehalte der Kompostierungsansätze A1, A2 und A3 nach der Nachrotte, 10 mm gesiebt

Parameter	Einheit	Ansatz 1	Ansatz 2	Ansatz 3
Trockensubstanzgehalt	% FS	48,5	52,0	50,2
Glühverlust	% TS	56,2	52,8	55,9
pH-Wert		7,9	7,8	7,9
Rohdichte	g/(l FS)	379	362	340
C _{ges}	% TS	29,1	28,4	29,5
C/N-Verhältnis		13,7	14,4	12,9
Salzgehalt	g KCl/(l FS)	2,7	2,2	2,6
Gesamtnährstoffe				
N	% TS	2,1	2,0	2,3
CaO	% TS	8,8	9,2	8,3
K ₂ O	% TS	1,4	1,3	1,4
MgO	% TS	2,2	2,3	2,0
P ₂ O ₅	% TS	0,19	0,18	0,20
Lösliche Nährstoffe				
NH ₄ -N	mg/(l FS)	4,5	4,6	4,2
NO ₃ -N	mg/(l FS)	30,3	15,2	20,4
NO ₂ -N	mg/(l FS)	0,73	0,52	0,52
P ₂ O ₅	mg/(l FS)	363	310	335
Chlorid	g/(l FS)	0,84	0,69	0,87
Schwermetalle				
Blei (Pb)	mg/(kg TS)	17,7	56,9	62,8
Cadmium (Cd)	mg/(kg TS)	0,29	0,29	0,30
Chrom (Cr)	mg/(kg TS)	16,8	16,4	15,1
Kupfer (Cu)	mg/(kg TS)	58,2	120	55,7
Nickel (Ni)	mg/(kg TS)	7,7	6,5	6,1
Quecksilber (Hg)	mg/(kg TS)	0,09	0,05	0,06
Zink (Zn)	mg/(kg TS)	127	149	176
Organische Schadstoffe				
PCDD/F	ng I-TEQ/(kg TS)	n.b.	n.b.	n.b.
PCB (Summe 6 Kongenere)	µg/(kg TS)	n.b.	n.b.	n.b.
PAK (nach EPA 610)	mg/(kg TS)	1,7	5,9	4,6
Keimfähige Samen u. austriebsfähige Pflanzenteile				
	l ⁻¹	0,3	0,7	1,0
Pflanzenverträglichkeit mit Sommergerste				
Ansatz mit 25 % Kompost	%	103	121	101
Ansatz mit 50 % Kompost	%	94	93	81

Tab. 5-3: Physikalisch-chemische Eigenschaften, Nährstoff- und Schadstoffgehalte der Kompostieransätze A1, A2 und A3 nach der Nachrotte, 25 mm gesiebt

Parameter	Einheit	Ansatz 1	Ansatz 2	Ansatz 3
Trockensubstanzgehalt	% FS	47,2	49,7	39,4
Glühverlust	% TS	67,8	68,5	68,0
pH-Wert	-	7,9	7,8	7,9
Rohdichte	g/(l FS)	288	238	309
C _{ges}	% TS	35,3	35,7	35,7
C/N-Verhältnis	-	15,1	16,3	15,0
Salzgehalt	g KCl/(l FS)	2,1	1,7	2,2
Gesamtnährstoffe				
N	% TS	2,3	2,2	2,4
CaO	% TS	5,9	5,9	6,0
K ₂ O	% TS	1,5	1,4	1,6
MgO	% TS	1,5	1,3	1,4
P ₂ O ₅	% TS	0,26	0,23	0,23
Lösliche Nährstoffe				
NH ₄ -N	mg/(l FS)	5,1	3,5	3,5
NO ₃ -N	mg/(l FS)	30,2	7,0	11,9
NO ₂ -N	mg/(l FS)	0,54	0,32	0,37
P ₂ O ₅	mg/(l FS)	213	175	195
Chlorid	g/(l FS)	0,67	0,54	0,68
Schwermetalle				
Blei (Pb)	mg/(kg TS)	17,4	15,0	23,9
Cadmium (Cd)	mg/(kg TS)	0,29	0,29	0,32
Chrom (Cr)	mg/(kg TS)	13,0	11,7	12,9
Kupfer (Cu)	mg/(kg TS)	48,7	132,4	65,8
Nickel (Ni)	mg/(kg TS)	5,8	5,4	5,8
Quecksilber (Hg)	mg/(kg TS)	0,08	0,06	0,05
Zink (Zn)	mg/(kg TS)	126	164	153
Organische Schadstoffe				
PCDD/F	ng I-TEQ/(kg TS)	n.b.	n.b.	n.b.
PCB (Summe 6 Kongenere)	µg/(kg TS)	n.b.	n.b.	n.b.
PAK (nach EPA 610)	mg/(kg TS)	n.b.	n.b.	n.b.

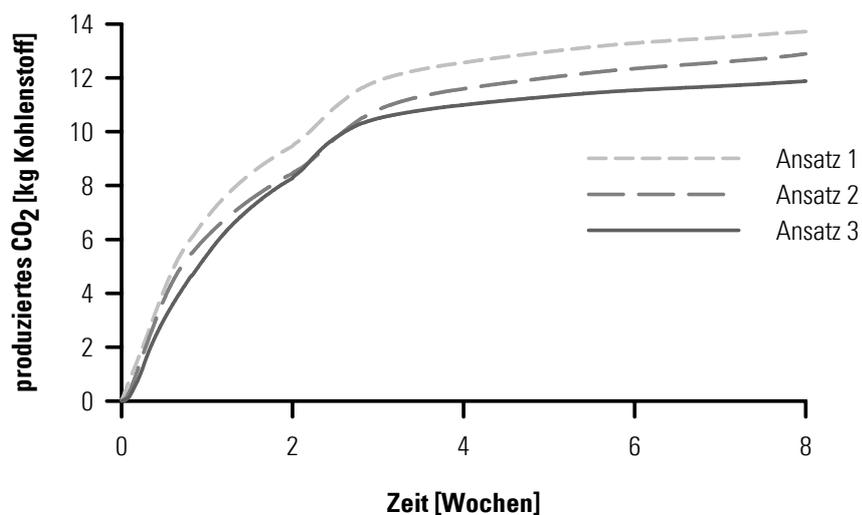


Abb. 5-1: Kohlenstoffdioxid-Produktion in den Ansätzen mit unterschiedlichem Störstoffgehalt (Ansatz 1: störstoffarm; Ansatz 2: Störstoffanteil 1 Mass.-%; Ansatz 3: Störstoffanteil 2,6 Mass.-%); die Kurvenverläufe wurden über die online-Messdaten integriert

Komposte, 25 mm Siebung. Wie für die Kompostproben des 10 mm Siebschnitts zeigten sich für die o.g. Parameter (vgl. Tab. 5-3) – abgesehen von Trockensubstanzgehalt und Rohdichte – keine deutlichen Unterschiede zwischen den Kompostierungsansätzen.

5.3.2 Rotteprozess

Die während der Kompostierung als Kohlenstoffdioxid ausgetragene Kohlenstoffmasse unterschied sich zwischen den Kompostierungsansätzen (vgl. Abb. 5-1) und lag im störstoffarmen Ansatz 1 mit 13,9 kg über der in Ansatz 2 gebildeten Masse von 13,2 kg, die wiederum die in Ansatz 3 gebildete Masse von 12,0 kg deutlich überstieg. Ebenso wie die höhere CO₂-Produktion im Kontrollansatz waren auch die Temperaturen in Ansatz 1 etwas höher als in den beiden anderen Ansätzen: während dort eine Maximaltemperatur von 73,6 °C erreicht wurde, lag sie in Ansatz 2 bei 70,1 °C und in Ansatz 3 bei 67,3 °C.

5.3.3 Schadstoffgehalte von Ausgangsmaterialien und Komposten

Ausgangsmaterialien. Die Zugabe von Störstoffen im Reaktionsansatz 2 führte im Vergleich zum Kontrollansatz 1 für keines der sieben untersuchten Schwermetalle zu einer wesentlichen Konzentrationserhöhung. Auch für Ansatz 3 (höchster Störstoffanteil) unterschied sich der Gehalt an Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel und Quecksilber nicht signifikant gegenüber dem störstoffarmen Kontrollansatz. Demgegenüber war für Blei ein Anstieg um Faktor 6,4 und für Zink um Faktor 2,2 zu verzeichnen.

Auf die Gehalte organischer Schadstoffe wirkte sich die Zugabe der Störstoffe ebenfalls nicht wesentlich aus: die Gehalte polychlorierter Biphenyle (PCB) waren in allen Ansätze in etwa gleich; die Gehalte polychlorierter Dibenzodioxine/-furane lagen in den Ansätzen mit Störstoffen sogar etwas geringer als im Kontrollansatz; für polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) war hingegen ein leichter Anstieg um dem Faktor 1,7 in Ansatz 3 festzustellen.

Komposte, 10 mm Siebung. Im Unterschied zu den Ausgangsmaterialien waren die Gehalte von Blei, Kupfer und Zink in Ansatz 2 im Vergleich zum Kompost des Kontrollansatzes 1 nach der Nachrotte um das 3,2-, 2,1- bzw. 1,2fache erhöht. Für Kupfer in Ansatz 2 kam es dadurch zu einer Überschreitung der Grenzwerte der BioAbfV [5]. Im Ansatz 3 waren die Blei- und Zinkgehalte ebenfalls um Faktor 3,5 bzw. 1,4 erhöht im Vergleich zum Kontrollansatz. Dennoch unterschritten alle Schwermetallgehalte dieses Ansatzes die strengeren Grenzwerte der BioAbfV [5] (siehe Abb. 5-2). Im Vergleich zum Kontrollansatz stiegen im Verlauf der Kompostierung die PAK-Gehalte in Ansatz 2 um das 3,5fache, in Ansatz 3 um das 2,7fache an.

Komposte, 25 mm Siebung. Die gröbere Siebung wirkte sich auf die Schadstoffgehalte des Kontrollansatzes im Vergleich zur Korngröße 10 mm nicht wesentlich aus (vgl. Abb. 5-2), die Schadstoffgehalte waren vergleichbar mit den Schadstoffgehalten der 10 mm gesiebten Komposte (vgl. Tab. 5-2 und Tab. 5-3). Auffällig ist, dass in den 25 mm gesiebten Komposten der Ansätze 2 und 3 der Bleigehalt deutlich niedriger war als in den 10 mm gesiebten Komposten und vergleichbar mit dem Bleigehalt im Kontrollansatz. Auf die Gehalte der übrigen Schwermetalle wirkte sich die unterschiedliche Größenfraktionierung nicht aus; die Gehalte in den 10 mm und 25 mm gesiebten Komposten der jeweiligen Ansätze waren vergleichbar. Auch in diesem Fall überstieg der Kupfergehalt in Ansatz 2 die Grenzwerte der BioAbfV, während die Kompostprobe aus Ansatz 3 die strengeren Grenzwerte einhielt (Abb. 5-2). Allerdings wurde mit einem Kupfergehalt von 66 mg/(kg TS) der strengere Grenzwert von 70 mg/(kg TS) fast erreicht.

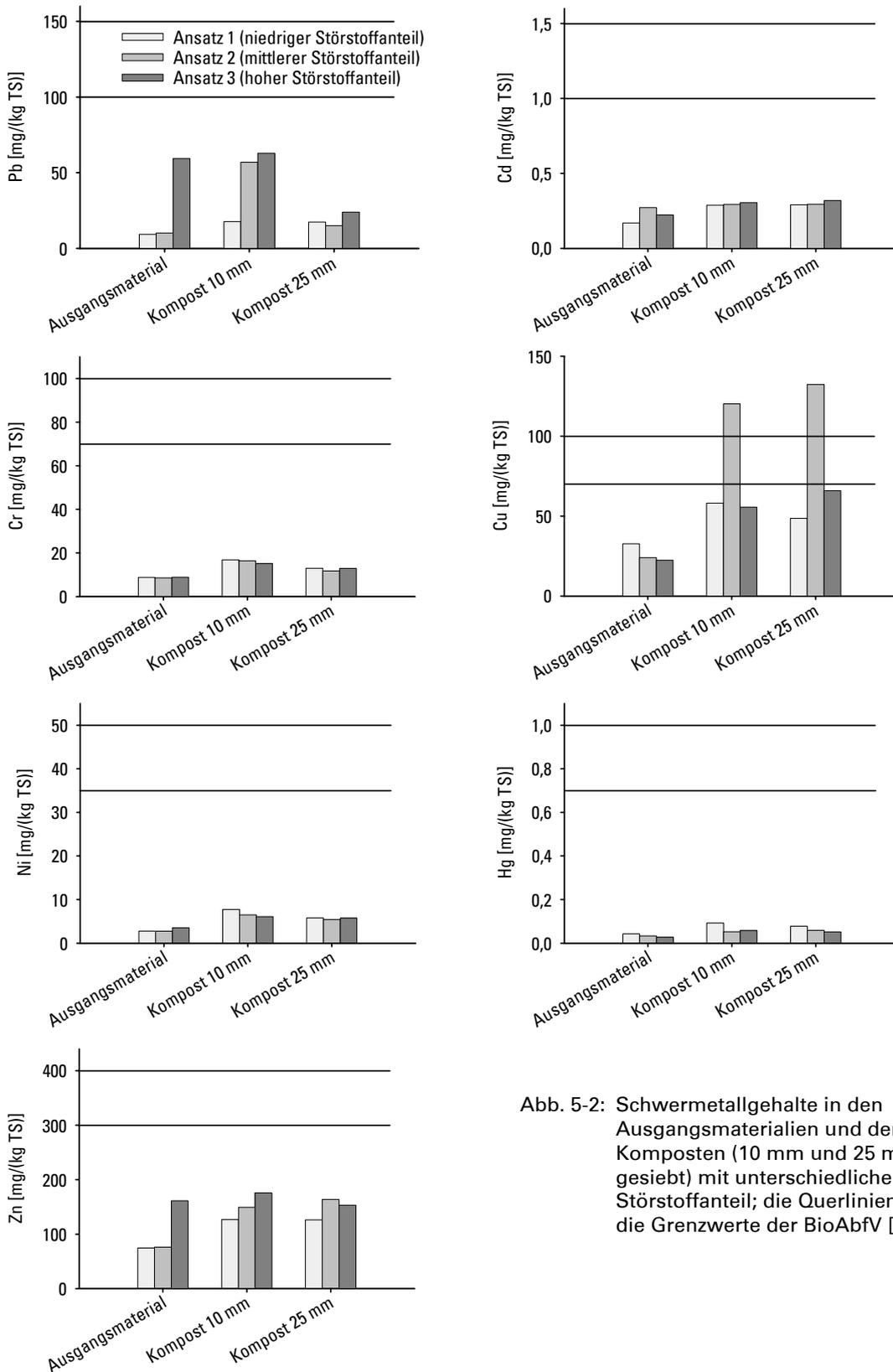


Abb. 5-2: Schwermetallgehalte in den Ausgangsmaterialien und den Komposten (10 mm gesiebt) mit unterschiedlichem Störstoffanteil; die Querlinien geben die Grenzwerte der BioAbfV [5] an

5.3.4 Pflanzenverträglichkeit der Komposte sowie keimfähige Samen und austriebsfähige Pflanzenteile

Die Anzahl keimfähiger Samen und austriebsfähiger Pflanzenteile lag im Kontrollansatz niedriger als in den beiden anderen Ansätzen. Der Pflanzenverträglichkeitstest mit Sommergerste erreichte für die Komposte aller Ansätze bei einem Kompostanteil von 25 % einen Ertrag von mehr als 90 % des Vergleichssubstrates (Tab. 4-2), so dass diese Komposte entsprechend der Bewertung gemäß Methodenbuch zur Analyse von Kompost der Bundesgütegemeinschaft Kompost [6] als pflanzenverträglich einzustufen sind. Die Komposte des Kontrollansatzes 1 und des Ansatzes 2 erreichten bei einem Kompostanteil von 50 % mehr als 90 % des Ertrages des Vergleichssubstrates, so dass diese Komposte den Vorgaben der BGK zur Verwendung als Mischkomponenten in Blumenerden und Kultursubstraten entsprachen.

5.4 Diskussion

Die durchgeführte Untersuchungen belegen, dass eine Erhöhung des Störstoffanteils im Bioabfall sich wie erwartet weniger auf physikalisch-chemische Parameter wie pH-Wert, Glühverlust, Trockensubstanz oder Nährstoffe (Ca, K, Mg, P) der Komposte auswirkt. Auch Eigenschaften wie Kohlenstoff-, Stickstoffgehalt und C/N-Verhältnis der Komposte zeigten sich weitgehend unbeeinflusst vom Störstoffanteil.

Ein höherer Störstoffgehalt wirkte sich hingegen auf den Rotteprozess aus und ging mit niedrigeren Maximaltemperaturen und einer geringeren Kohlenstoffdioxidproduktion einher. Da sowohl die Temperaturen als auch die CO₂-Produktion während der Rotte eine Folge des mikrobiellen Stoffumsatzes sind, weist der Rückgang dieser Parameter bei erhöhtem Störstoffanteil auf eine Reduktion der biologischen Aktivität hin. Der höhere Störstoffanteil verringerte bei den Ansätzen 2 und 3 zwar das zur Verfügung stehende Substratangebot um 1 % bzw. 2,6 %. Der Rückgang der CO₂-Produktion war jedoch mit 5 % bzw. 14 % deutlich höher, so dass die Verringerung des zur Verfügung stehenden Substrats für Ansatz 2 nur ca. 28 % des Rückgangs, für Ansatz 3 nur 21 % der verringerten CO₂-Produktion erklärt. Offensichtlich geht die verringerte CO₂-Produktion im Wesentlichen nicht auf die Verringerung des Substratangebots zurück. Möglicherweise beruht die niedrigere biologische Aktivität auf einer schlechteren Sauerstoffversorgung von Teilbereichen des Haufwerks aufgrund des hohen Anteils von Verbundstoffen und Plastikfolien.

Auf den negativen Einfluss des erhöhten Störstoffanteils auf die mikrobiologischen Abbauprozesse und damit die Rottetemperaturen geht vermutlich auch der höhere Anteil keimfähiger Samen und austriebsfähiger Pflanzenteile zurück.

Die größten Auswirkungen waren für die Schadstoffgehalte zu erwarten, da Störstoffe im Bioabfall als wichtiger Eintragungspfad für Schadstoffe in Komposte gelten.

Im durchgeführten Versuch führte die Erhöhung des Störstoffanteils aber nicht zu einer Steigerung des Gehalts aller Schwermetalle im Fertigkompost.

Weder in den 10 mm gesiebten Komposten noch in den 25 mm gesiebten Proben waren die Gehalte von Cadmium, Chrom, Nickel und Quecksilber in den Ansätzen 2 und 3 im Vergleich zum störstoffarmen Kontrollansatz erhöht. Deutlich höhere Werte fanden sich für Blei in den 10 mm gesiebten Komposten beider Ansätze und für Kupfer im Ansatz 2 (sowohl in der 10 mm als auch der 25 mm gesiebten Fraktion). Die Zinkgehalte der 10 mm und 25 mm gesiebten Fraktion waren im Vergleich zum Kontrollansatz geringfügig erhöht. Die Ergebnisse sind in Übereinstimmung mit Untersuchungen von Krauss [1], der angibt, dass der Haupteintrag von Blei, Kupfer und Zink überwiegend über Partikel, d.h. in Form von Störstoffen, erfolgt. Die Ergebnisse zeigen aber auch, dass der Schadstoffgehalt einer Kompostprobe nicht proportional mit dem Störstoffgehalt einhergeht. Denn zum einen waren die Gehalte einiger Schwermetalle (Cd, Cr, Ni, Hg) nicht erhöht, zum anderen waren die Gehalte im Kompost mit höherem Störstoffanteil z.T. geringer als im Ansatz

mit mittlerem Störstoffgehalt, wie die Cu-Gehalte in Ansatz 2 und 3 belegen (siehe Abb. 5-2). Ursache hierfür dürfte die Heterogenität des Untersuchungsmaterials sein, die keine homogene räumliche Verteilung der Schadstoffe in der Kompostprobe bedingt.

Aus dem durchgeführten Versuch können folgende Schlussfolgerungen gezogen werden:

- Ein erhöhter Störstoffanteil kann zu erhöhten Gehalten einzelner Schadstoffe führen – vermutlich i.d.R. Blei, Kupfer und Zink – . Die Entfernung von Störstoffen vor der Kompostierung trägt daher zur Erzeugung schadstoffarmer Komposte bei und ist einer nachträglichen Entfernung aus dem Endprodukt vorzuziehen.
- Der Versuch, durch eine feinere Siebung nach Abschluss der Kompostierung den Schadstoffgehalt im Kompost zu verringern, führte im vorliegenden Versuch nicht zu einer Reduktion der Schwermetallgehalte im Kompost.
- Für einige Schadstoffe (vermutlich Cadmium, Chrom, Nickel und Quecksilber) ist der Eintrag über Störstoffe offensichtlich nicht entscheidend. Eine Senkung der Schadstoffgehalte in Komposten erfordert daher, neben dem Eintrag über Punktquellen (Störstoffe) auch den Eintrag über diffuse Quellen einzuschränken. Eine allgemeine, weitergehende Erniedrigung der Schadstoffbelastung der Komposte ist nur dann möglich, wenn die Schadstoffemission in die Umwelt und damit die atmosphärische Deposition zukünftig weiter reduziert wird.

5.5 Literatur

- [1] Krauss, P.:
Hohe Kompostqualität ist die Zukunft der Kompostierung – Möglichkeiten und Grenzen.
In: Fachvereinigung Bayerischer Komposthersteller e.V. [Hrsg.]: Biologische Abfallentsorgung – Wohin? IV. Fachtagung der Fachvereinigung Bayerischer Komposthersteller e.V. München-Martinsried, 1998
- [2] Hackenberg, S.; Wegener, H.-R.; Eurich-Menden, B.:
Literaturstudie zu den Themenbereichen: Herkunft der Schadstoffe in Komposten – Schadstoffgehalte in Komposten und anderen Dünge- und Bodenverbesserungsmitteln – Vor- und Nachteile beim Einsatz von Komposten in der Land- und Forstwirtschaft sowie im Landschafts- und Weinbau.
Fachbereich 17: Agrarwissenschaften und Umweltsicherung – Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung.
Gießen, 1996
- [3] Högl, D.:
Kompostqualität: Störstoffproblematik der Inputmaterialien.
In: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. [Hrsg.]: Komposte in der Landwirtschaft. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. Darmstadt, 1995
- [4] Oehmichen, J. und Heer, W.:
Anwendung von Komposten aus biogenen Abfällen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen. Abschlussbericht, Universität-Gesamthochschule Paderborn, Fachbereich Agrarwissenschaften.
[www.sulo-stiftung.de/home.nsf/ContentByKey/AALT-4XFHPE-DE/\\$FILE/Kirchschlager.pdf](http://www.sulo-stiftung.de/home.nsf/ContentByKey/AALT-4XFHPE-DE/$FILE/Kirchschlager.pdf)
- [5] Anonym:
Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV) vom 21.09.1998.
BGBl. I (1998) 65, S. 2955 – 2981
- [6] Bundesgütegemeinschaft Kompost:
Methodenbuch zur Analyse von Kompost.
Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V., Köln (Hrsg.): Kompost-Information Nr. 222, 4. ergänzte und überarbeitete Auflage.
Verlag Abfall Now e.V., Stuttgart, 1998

6 Schadstoffgehalte in verschiedenen Größenfraktionen von Komposten

6.1 Einleitung

In den letzten Jahren ist ein Anstieg der Kupfergehalte in Komposten festzustellen, dessen Ursache bisher nicht geklärt ist [1].

In Gesprächen mit Betreibern und Mitarbeitern von Kompostieranlagen wurden unterschiedliche Ursachen vermutet, u.a. erhöhter Kupfereintrag durch Verunreinigungen bei Christbaumschmuck [1] oder als Folge der zunehmenden Verbreitung von Kupferdachrinnen [2] und Nutzung des kupferhaltigen Regenwassers zur Bewässerung. Des Weiteren wird die in den letzten Jahren beobachtete Tendenz zu einer feineren Siebung der Komposte als Ursache des allgemeinen Anstiegs der Kupfergehalte vermutet. Durch die Verwendung engmaschigerer Siebe würden v.a. größere Grüngutbestandteile aus den Komposten entfernt. Da Grüngut i.d.R. deutlich niedrigere Kupfergehalte aufweist als Bioabfall [3], käme es durch die teilweise Ausschleusung schadstoffärmeren Materials zu einem Anstieg des Kupfergehaltes in feiner gesiebten Komposten.

Zur Prüfung dieser Hypothese wurden jeweils vier Bioabfall- und Grüngutkomposte in jeweils sechs Größenklassen fraktioniert und die Schwermetallgehalte der jeweiligen Fraktionen analysiert. Neben Kupfer wurden auch die übrigen Schwermetalle nach BioAbfV [4] untersucht.

6.2 Material und Methoden

Die vier Grüngutkomposte (Proben 1 – 4) und ein Bioabfallkompost (Probe 5) stammten aus drei bayerischen Kompostieranlagen. Die Proben 1 und 3 waren in der Kompostieranlage bereits auf eine Korngröße von 25 mm gesiebt, die Proben 2 und 4 auf eine Größe von 40 mm und Probe 5 auf 45 mm. Davon unterschieden sich die drei Bioabfallkomposte (Proben 6 – 8), die in den Rotte-reaktoren des Josef-Vogl-Technikums hergestellt wurden und auch Material > 45 mm enthielten.

Die Komposte wurden im feuchten Zustand in folgende Größenklassen fraktioniert:

Fraktion 1: < 5 mm

Fraktion 2: 5 – 10 mm

Fraktion 3: 10 – 16 mm

Fraktion 4: 16 – 20 mm

Fraktion 5: 20 – 25 mm

Fraktion 6: > 25 mm.

Die jeweiligen Fraktionen wurden einzeln gefriergetrocknet, gemahlen und mit Königswasser aufgeschlossen. Die Messung der Schwermetallgehalte (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink) erfolgte atomabsorptionsspektrometrisch in den Laboratorien des Josef-Vogl-Technikums am Bayerischen Landesamt für Umweltschutz. Zum Vergleich wurde jeweils auch die unfraktionierte Probe (25 mm Siebung) untersucht. Die Schwermetallgehalte der Fraktionen 1 – 6 wurden dann auf die Schwermetallgehalte der unfraktionierten Proben normiert.

6.3 Ergebnisse und Diskussion

Der Anteil der Fraktionen < 10 mm an den unfraktionierten Gesamtproben aus den Kompostieranlagen (Proben 1 – 5) betrug ca. 70 – 80 % (vgl. Tab. 6-1). Dies trifft auch für die auf eine Korngröße von 40 mm bzw. 45 mm gesiebten Proben zu. Der Anteil dieser Fraktionen an der Gesamtmasse war in den selbst hergestellten Kompostproben aus der Technikumsanlage des Josef-Vogl-Technikums deutlich geringer. Diese Proben enthielten einen hohen Anteil an Material, das größer als 25 mm war. Hier machte sich bemerkbar, dass auch Bestandteile > 40 mm noch enthalten waren. Dieser Anteil ist bei handelsüblichen Komposten nicht enthalten.

Für die Schwermetallgehalte der jeweils sechs Größenfraktionen der acht Kompostproben ergibt sich ein komplexes Bild (siehe Abb. 6-2): Charakteristisch ist eine hohe Schwankungsbreite der Schwermetallbelastung innerhalb einer Größenfraktion zwischen den verschiedenen Proben. Aus dem Rahmen fällt hierbei der Kupfergehalt der Größenfraktion 16 – 20 mm von Probe 1, die den Gehalt der unfraktionierten Probe (normiert auf 100 %) um das 86fache übersteigt. Damit geht ein um Faktor 3,8 erhöhter Zinkgehalt in der gleichen Fraktion einher. Ursache dieses außergewöhnlich hohen Wertes ist vermutlich die Heterogenität des fraktionierten Materials. Durch diesen Messwert ist auch der Mittelwert aller Proben dieser Größenfraktion um Faktor 11,4 erhöht im Vergleich zum Mittelwert der unfraktionierten Proben (vgl. Abb. 6-3).

Dies und die z.T. sehr hohe Standardabweichung lässt nur eine vorsichtige Interpretation der Messergebnisse zu:

Für alle Schwermetalle ist für die Fraktion 0 – 5 mm ein im Vergleich zur unfraktionierten Probe etwas erhöhter mittlerer Gehalt festzustellen (siehe Abb. 6-2). Für Blei, Nickel und Quecksilber ist für alle Fraktionen > 10 mm ein Rückgang der mittleren Schadstoffbelastung zu verzeichnen. Lässt man den Extremwert der Probe 1 für die Fraktion 16 – 20 mm außer acht, trifft dies auch für Kupfer und Zink zu. Nur für Cadmium und Chrom ist eine derartige Tendenz nicht erkennbar. Generell sind aber die Abweichungen vom mittleren Gehalt der unfraktionierten Probe – abgesehen vom mittleren Kupfergehalt der Fraktion 16 – 20 mm – relativ gering (vgl. Abb. 6-3).

Die durchgeführte Untersuchung legt den Schluss nahe, dass die Schwermetallbelastung der grobkörnigeren Siebfraktionen > 10 mm im Allgemeinen etwas niedriger ist als die Schwermetallbelastung der unfraktionierten Probe bzw. von Komposten < 10 mm. Dies gilt für die Schwermetalle Blei, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink. Extremwerte wie für Kupfer in dieser Untersuchung sowie z.T. hohe Standardabweichungen machen es allerdings erforderlich, diese Vermutung durch eine höhere Stichprobenzahl zu prüfen. Dies erfordert einen hohen Analysenaufwand für Siebung, Trocknung, Aufschluss und Schwermetallmessung der Einzelfraktion jeder Probe.

Offensichtlich führt eine feinere Siebung zu einer Entfernung von im Mittel etwas geringer mit Schwermetallen belastetem Material und könnte daher zu einer geringfügigen Erhöhung der Schadstoffbelastung von Komposten führen. Wegen des verhältnismäßig geringen Unterschiedes

Tab. 6-1: Größenfraktionierung der Grüngutkomposte (Proben 1 – 4) und der Bioabfallkomposte (Proben 5 – 8); Massenanteil der jeweiligen Größenfraktionen an der unfraktionierten Gesamtprobe (Werte in %)

	Probe 1	Probe 2	Probe 3	Probe 4	Probe 5	Probe 6	Probe 7	Probe 8
Fraktion 1 (< 5 mm)	39,2	64,5	57,3	62,2	56,6	33,1	41,2	28,0
Fraktion 2 (5 – 10 mm)	29,4	19,7	21,0	14,7	15,4	23,8	24,6	16,2
Fraktion 3 (10 – 16 mm)	19,8	8,5	11,9	15,5	12,4	13,2	14,0	11,7
Fraktion 4 (16 – 20 mm)	5,3	3,4	5,1	4,3	5,2	6,0	5,0	6,5
Fraktion 5 (20 – 25 mm)	1,7	1,7	3,4	1,4	4,4	3,7	2,2	5,8
Fraktion 6 (> 25 mm)	4,5	2,2	1,3	2,0	6,1	20,2	13,0	31,7

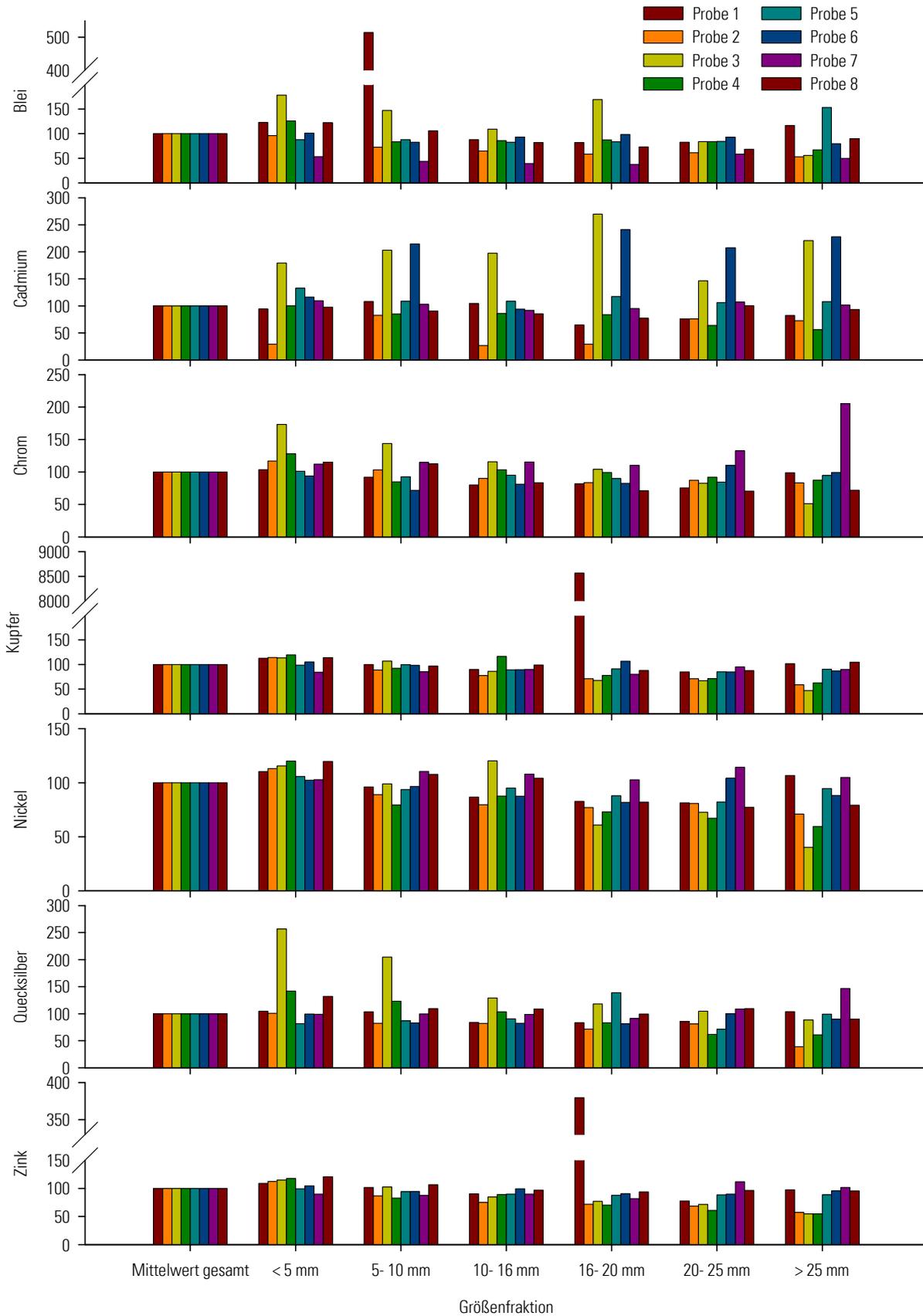


Abb. 6-1: Schwermetallgehalte der Größenfraktionen 1 – 6 der einzelnen Kompostproben; die Schwermetallgehalte der Größenfraktionen sind normiert auf den Schwermetallgehalt der jeweiligen unfraktionierten Gesamtprobe

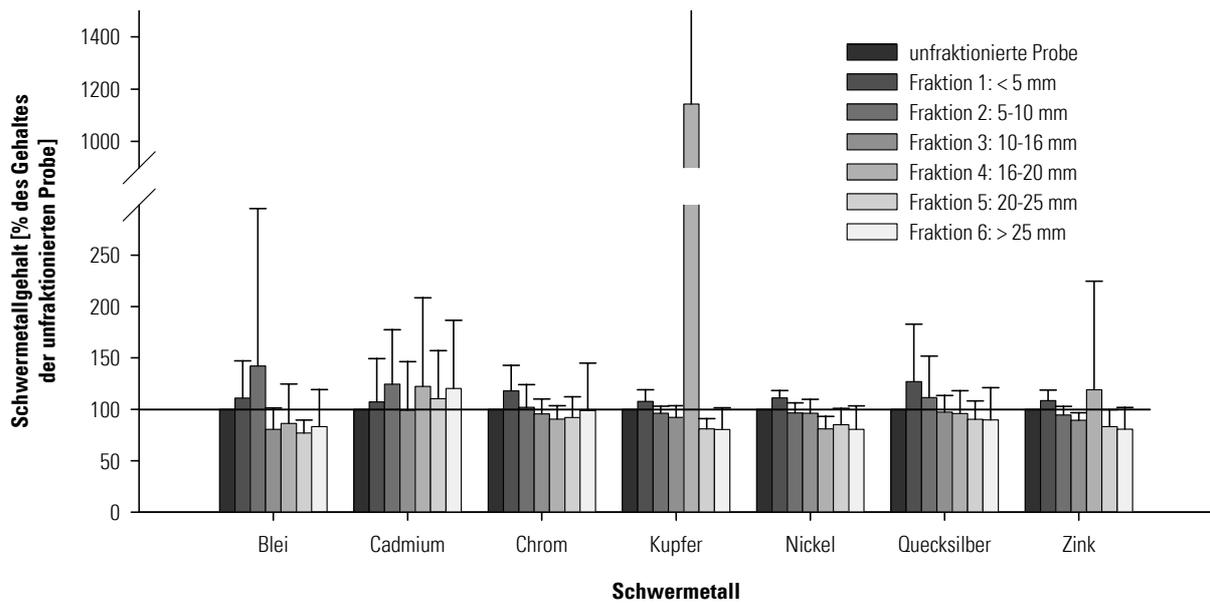


Abb. 6-2: Mittlere Schwermetallgehalte sowie Standardabweichung der sechs Größenfraktionen der Kompostproben; die Schwermetallgehalte der Größenfraktionen sind normiert auf den mittleren Schwermetallgehalte der unfraktionierten Gesamtproben

der Schwermetallgehalte im Vergleich zur unfraktionierten Probe und dem relativ niedrigen Anteil der Größenfraktion > 10 mm (siehe Tab. 6-1) ist aber für handelsübliche Produkte nicht von einem wesentlichen Beitrag auszugehen.

Die durchgeführten Untersuchungen bekräftigen daher – unter Vorbehalt der begrenzten Datengrundlage – die Vermutung nicht, dass der Anstieg der Kupferbelastung der Komposte in den vergangenen Jahren seine Ursache in einer feineren Siebung der Komposte hat.

6.4 Literatur

- [1] Anonym:
Steigende Gehalte an Kupfer in Kompost? Was ist die Ursache?
Informationsdienst Humuswirtschaft u. Kompost 3 (2002), S. 166 – 167
- [2] Hullmann, H. und Kraft, U.:
Kupfer und Zink – Die Bedeutung der Abschwemmungen von Metalldächern.
GWF Wasser Abwasser 144 (2003) 2, S. 127 – 133
- [3] Bittl, T.:
Schadstoffgehalte in Grüngutkomposten.
In: Bayerisches Landesamt für Umweltschutz: Abfallvermeidung und -verwertung bei der
Landschafts- und Gartenpflege (Mitwitz, 1./2. Oktober 2002). Augsburg, 2002, S. 33 – 40
- [4] Anonym:
Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich
und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV) vom 21.09.1998.
BGBl. I (1998), S. 2955 – 2981

7 Molekularbiologische Untersuchung mikrobieller Lebensgemeinschaften und Aktivitäten während des Kompostierprozesses

7.1 Einleitung

Bei der Kompostierung biologisch abbaubarer Materialien handelt es sich um ein seit langem praktiziertes und bewährtes biotechnologisches Verfahren. Während die Prozesstechnik und -steuerung im großtechnischen Maßstab ausgereift ist, stellen die bei der Kompostierung ablaufenden mikrobiologischen Prozesse auch heute noch eine „black box“ dar. So ist noch weitgehend unbekannt, wie sich mikrobielle Lebensgemeinschaften während der Kompostierung zusammensetzen, welche Organismen in verschiedenen Phasen dominieren und für bestimmte StoffwechsellLeistungen verantwortlich sind oder wie die mikrobielle Biozönose auf verändernde abiotische Bedingungen – z.B. Temperaturänderungen, Veränderung des Substratangebots – reagiert.

Die unzureichende Kenntnis der mikrobiellen Biozönose beruht darauf, dass die mikrobiologischen Methoden bis vor wenigen Jahren nur die Charakterisierung eines Ausschnitts der Mikrobengemeinschaften ermöglichten. Dabei war man auf die Kultivierbarkeit der Bakterien angewiesen; Mikroorganismen, die nicht kultivierbar sind, konnten mit den Methoden der klassischen Mikrobiologie nicht untersucht werden. In den letzten Jahren hat sich allerdings gezeigt, dass in vielen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen nur ein geringer Prozentsatz der Mikroorganismen über Kultivierungsmethoden einer Analyse zugänglich ist. Die Untersuchung mit klassischen mikrobiologischen Methoden entspricht daher weniger einer Untersuchung der Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften als vielmehr einer Teilmenge dieser Gemeinschaften, nämlich der kultivierbaren Mikroorganismen.

Diese Beschränkung trifft auch auf mikrobiologische Untersuchungen des Kompostierprozesses zu: es ist zu erwarten, dass sich während der Kompostierung die Kultivierbarkeit verändert, da am Anfang leicht abbaubare Substanzen zur Verfügung stehen, während in der Reifephase meist nur mehr biologisch schwerer abbaubares Material zur Verfügung steht; d.h. zu Beginn der Kompostierung sind schnell wachsende (und damit besser kultivierbare) Mikroorganismen eher zu erwarten als gegen Ende. Für die Untersuchung der Veränderung mikrobieller Lebensgemeinschaften während des Kompostierprozesses sind daher kultivierungsunabhängige Methoden erforderlich. Seit einigen Jahren stehen der mikrobiellen Ökologie Werkzeuge zur Verfügung, die dies ermöglichen. Dabei handelt es sich um Methoden der Molekularbiologie, z.B. die Analyse von Phosphorlipidestern der bakteriellen Zellmembran (PLFA), die für bestimmte Bakteriengruppen charakteristisch sind und ohne vorherige Kultivierungsschritte Rückschlüsse auf die Zusammensetzung mikrobieller Lebensgemeinschaften ermöglichen [1]. Von größerer Bedeutung sind Methoden, denen die Analyse der mikrobiellen DNA zugrunde liegt. Dabei werden bestimmte Abschnitte des bakteriellen Genoms, die für 16S rRNA codieren (16S rRNA ist ein essenzieller Bestandteil des Proteinsyntheseapparates), mit Hilfe der Polymerasekettenreaktion (PCR) unter Verwendung spezifischer Startersequenzen (sogenannter Primer) im Reagenzglas vermehrt (amplifiziert) und dann in einer denaturierenden Gradientengelelektrophorese (DGGE) in Folge ihres unterschiedlichen Schmelzverhaltens getrennt (aufgrund des charakteristischen Gehaltes der DNA-Bausteine Cytosin und Guanosin). Diese Abschnitte können in einem weiteren Sequenzierschritt genau charakterisiert werden. Diese kultivierungsunabhängigen Untersuchungen der DNA-Sequenzen haben das Wissen hinsichtlich der mikrobiologischen Ökologie und Phylogenie grundlegend verändert.

Die Analyse terrestrischer Biozönosen ist im Vergleich zu aquatischen Lebensräumen einerseits wegen der großen Heterogenität des Mediums, andererseits wegen des Einflusses störender Substanzen wie Huminsäuren erschwert. Dies sind Gründe dafür, dass die molekulargenetische Analy-

se terrestrischer mikrobieller Biozönosen, z.B. von Komposten, erst in den letzten Jahren verstärkt in Angriff genommen wurde [2, 3].

Noch weniger ist bekannt über die Intensität spezifischer mikrobieller Stoffumsätze während der Kompostierung. Da es sich hierbei v.a. um den Abbau komplexen pflanzlichen und tierischen Materials handelt, ist der extrazelluläre Abbau polymerer Substrate wie glycosidischer Polysaccharide (Stärke, Cellulose) und Proteine maßgeblich. Die Bestimmung der in-situ Aktivität der jeweiligen extrazellulären Enzyme kann daher Hinweise auf die Dynamik des Substratabbaus geben, d.h. zu welchem Zeitpunkt und mit welcher Intensität verschiedene Substrate abgebaut werden und inwieweit extrazelluläre Enzymaktivitäten an die physikalisch-chemischen Eigenschaften der Kompostierung angepasst sind, insbesondere an die z.T. sehr hohen Temperaturen. Für diesbezügliche Untersuchungen stehen seit einigen Jahren Methoden zur Verfügung, die im aquatischen Bereich etabliert [4] und für terrestrische Systeme angepasst wurden [5, 6]. Dabei wird die Hydrolyse fluoreszierender Substratanaloga – hauptsächlich Derivate des Methylumbelliferons – gemessen, mit denen der spezifische Nachweis auch geringer extrazellulärer Enzymaktivitäten möglich ist.

In der vorliegenden Untersuchung wurde in Zusammenarbeit mit der Arbeitsgruppe Mikrobiologie des Departments Biologie I der Ludwig-Maximilians-Universität München (Prof. Dr. Overmann) die Dynamik des Kompostierprozesses mit modernen molekularbiologischen Methoden untersucht.

Ziel war es, einen Einblick in die Veränderung der Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften während des Kompostierprozesses zu erhalten. Hierzu wurden neben Morphologie und Zellzahl der Bakterien Veränderungen auf Ebene der Genotypen im Verlauf der Kompostierung untersucht. Im Rahmen der Untersuchung war eine Identifizierung einzelner Arten aufgrund des dafür erforderlichen, sehr großen Untersuchungsaufwands nicht möglich. Ziel war deshalb festzustellen, ob während der Kompostierung neue Genotypen in Form unterschiedlicher Banden während der denaturierenden Gradienten-Gelelektrophorese (DGGE) auftraten, um dadurch einen Einblick in die Dynamik des Kompostierprozesses zu erhalten.

Die Untersuchungen zu phäno- und genotypischen Veränderungen sind im ersten Kompostierungsexperiment beschrieben. Zusätzlich wurde in diesem Experiment auch die Messung extrazellulärer Enzymaktivitäten etabliert und die Aktivität extrazellulärer L-Leucylaminopeptidasen bestimmt.

Im zweiten Kompostierungsexperiment lag der Schwerpunkt auf der Untersuchung der Dynamik des Substratabbaus. Hierzu wurde die Aktivität extrazellulärer α -Glucosidasen, β -Glucosidasen und L-Leucylaminopeptidasen ermittelt. Um die Anpassung an die extremen Temperaturen zu untersuchen, wurde für β -Glucosidasen zusätzlich noch die zeitliche Veränderung der Temperaturoptima während des Kompostierprozesses untersucht.

7.2 Material und Methoden

Kompostierung. Die beiden Kompostierexperimente I und II wurden in den Reaktoren des Josef-Vogl-Technikums am Bayerischen Landesamt für Umweltschutz, Augsburg, durchgeführt. In beiden Experimenten wurde jeweils ein Reaktor mit ca. 200 kg organischem Bioabfall aus der AVA in Augsburg befüllt. Das Ausgangsmaterial des ersten Kompostierexperimentes, das am 05.11.2002 begann, setzte sich überwiegend aus Laub zusammen. Im zweiten Experiment mit Beginn am 10.02.2003 war der Anteil der Laubfraktion der Jahreszeit entsprechend wesentlich geringer.

Probenahme. Die Probenahme während des ersten Experiments erfolgte an den Tagen 1, 2, 3, 4, 7, 9, 11, 14, 17, 23, 30, 44 und 86. Beim zweiten Experiment wurde die Probenahme an den Tagen 1, 2, 3, 4, 5, 8, 10, 12, 15, 17, 27, 33 und 47 durchgeführt; bei diesem Experiment wurde der Reaktorinhalt am 16. Tag umgesetzt. Die Proben wurden mit einem sterilisierten Edelstahlbohrer entnommen und für die molekularbiologischen Untersuchungen bis zur Gefriertrocknung bei $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ gelagert. Das gefriergetrocknete Material wurde ebenfalls bei $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ aufbewahrt.

Bestimmung der Gesamtzellzahl. Für die Bestimmung der Gesamtzellzahl wurden die Proben gefriergetrocknet und zerkleinert. Die Färbung erfolgte gemäß des modifizierten Protokolls von Porter und Feig [7] mit SYBR Green II als Färbereagenz.

Molekularbiologische Untersuchungen

Polymerase-Ketten-Reaktion (PCR). Die extrahierte und aufgereinigte DNA wurde mit drei unterschiedlichen Primer-Paaren (jeweils *forward* und *reverse*) amplifiziert. Dabei handelte es sich um spezifische Primer für HochGC Gram-positive und NiedrigGC Gram-positive Bakterien, die jeweils mit einem eubakteriellen Primer in den Reaktionen und um ein eubakterielles Primer-Paar (Tab. 7-1) gekoppelt wurden.

Pro Paar besitzt ein Primer eine 40 bp lange GC(Guanin-Cytosin)-Klammer.

Im Anschluss an die PCR-Reaktion war es notwendig, die Amplifikationsprodukte elektrophoretisch aufzutrennen. Damit wurde einerseits überprüft, ob die PCR unter korrekten Bedingungen abgelaufen war, und andererseits die Menge der amplifizierten DNA quantifiziert. Die Elektrophorese erfolgte mit 1,5%igen Agarosegelen. Zur Sichtbarmachung der DNA-Banden nach der elektrophoretischen Auftrennung wurde das Gel mit Ethidiumbromid-Lösung gefärbt.

Denaturierende Gradienten-Gelelektrophorese (DGGE). Die Amplifikationsprodukte der PCR-Reaktionen mit unterschiedlichen Primer-Paaren wurden in einer denaturierenden Gradienten-Gelelektrophorese (DGGE) entsprechend des Schmelzverhaltens nach dem GC-Gehalt aufgetrennt [12]. Für die DGGE wurden 6%ige Polyacrylamidgelen verwendet.

Messung extrazellulärer Enzymaktivitäten. Für die Messung extrazellulärer Enzymaktivitäten wurden folgende Substratanaloga verwendet: MUF- α -Glucopyranosid (MUF α G) zur Messung der Aktivität von α -Glucosidasen, MUF- β -Glucopyranosid (MUF β G) für β -Glucosidasen und Amino-methylcoumarin-Leucin (L-AMC) zur Bestimmung der Peptidaseaktivität. Für die Enzymaktivitätsmessung wurden jeweils 2 g Kompostprobe mit 22,5 steril filtriertem Leitungswasser vermischt und mit dem jeweiligen Substratanalogen versetzt. Nach 15minütiger Inkubation wurden die alkalisierten Proben zentrifugiert und die Fluoreszenz der verdünnten Lösungen gemessen.

Kompostierung I. Beim ersten Durchlauf wurden Proben für die Enzymaktivitätsmessung am Tag 1, 3, 7, 11, 17, 30 und 44 entnommen. Alle Inkubationen des Komposts mit dem fluoreszenzmarkiertem Substrat wurden bei Raumtemperatur durchgeführt.

Kompostierung II. Beim zweiten Experiment wurden Proben an den Tagen 1, 3, 8, 10, 15, 17, 27, 33 und 47 entnommen. Im Gegensatz zum Kompostierexperiment I wurde die Aktivität nicht bei Raumtemperatur gemessen. Bei Verwendung von MUF α G und L-AMC als Substrat wurden die

Tab. 7-1: Sequenzen der verwendeten Primer-Paare

	Gruppe	Primer Sequenz	Quelle
GC517f	High GC	5'-CGCCCGCCGCGCCCCGCGCCCGCCCGCCGCCCCCGC-	[8]
	Gram+	CCCGTGCCAGCAGCCGCGG-3'	
AB1165r		5'-ACCTTCCTCCGAGTT(A/G)AC-3'	[9]
GC-LGC	Low GC	5'-CGCCCGCCGCGCCCCGCGCCCGCCCGCCGCCCCCGC-	[10]
353f	Gram+	CCCGCAGTAGGGAATCTTCCG-3'	
907r		5'-CCGTCAATTCCTTTGAGTTT-3'	[8]
GC341f	Eubakteriell	5'-CGCCCGCCGCGCCCCGCGCCCGCCCGCCGCCCCCGC-	[11]
		CCCCTCCTACGGGAGGCAGCAG-3'	
907r		5'-CCGTCAATTCCTTTGAGTTT-3'	[11]

Messungen bei *in-situ* Temperaturen durchgeführt. Bei der Verwendung von MUF β G als Substrat wurde ein Temperaturprofil erstellt. Die Inkubationen erfolgten an jedem Probenahmetag bei 20, 30, 40, 50, 60, 70 und 80 °C.

Eine detaillierte Beschreibung der Untersuchungsmethoden findet sich in [13].

7.3 Ergebnisse und Diskussion

7.3.1 Kompostierungsexperiment I

Um die Sukzession innerhalb der Biozönose während der Kompostierung nicht zu beeinflussen, wurde in diesem Experiment der Reaktorinhalt nicht umgesetzt. Dies verhinderte, dass aus den kühleren Außenbereichen des Reaktors Mikroorganismen in das Zentrum gelangten und dadurch das mikroskopische Bild sowie die molekularbiologischen Ergebnisse verzerrten. Eine Folge dessen war, dass die Durchmischung des Reaktorinhaltes unterblieb und einem raschen Temperaturanstieg innerhalb der ersten beiden Tage ein starker Temperaturabfall folgte. Bereits nach ca. zehn Tagen wurde wieder die Umgebungstemperatur erreicht (vgl. Abb. 7-1). Etwas verzögert stieg die bakterielle Gesamtzahl rasch von zu Beginn $1,2 \cdot 10^{12}$ Zellen/(g FS) auf $2,1 \cdot 10^{12}$ Zellen/(g FS) nach sieben Tagen an und ging anschließend auf relativ konstante Werte von ca. $0,9 \cdot 10^{12}$ Zellen/(g FS) zurück. Der etwas zeitversetzte Anstieg der bakteriellen Gesamtzellzahl weist darauf hin, dass sich die Mikroorganismen in dieser Phase der Kompostierung an die sich verändernden Umweltbedingungen (Temperaturanstieg) anpassen mussten, um dann in ein rasches Wachstum überzugehen. Dass sich in dieser ersten Phase der Kompostierung (d.h. in den ersten beiden Wochen) umfangreiche Veränderungen auch auf der Ebene der Artenzusammensetzung ergaben, zeigt die Analyse hinsichtlich der Eubakterien und der HochGC-Gram-positiven Bakterien (s.u.). Die Entwicklung der Zellzahl legt auch einen weiteren Schluss nahe: der Anstieg zu Beginn belegt, dass das Wachstum nach der Anpassung an die Umgebungsbedingungen sehr rasch erfolgt und nicht wesentlich durch Fraßdruck gehemmt wird. Dies änderte sich offensichtlich nach ca. sieben Tagen: die Zellzahlen verringerten sich auf weniger als die Hälfte. Offensichtlich hatte sich zu diesem Zeitpunkt bereits ein Nahrungsnetz ausgebildet, in dem Bakterien als Nahrungsgrundlage für eukaryotische Organismen dienten. Es stellt sich somit die Frage nach der Beschaffenheit des Nahrungsnetzes während des Kompostierprozesses, d.h. welche Organismen für den Rückgang der bakteriellen Zellzahl verantwortlich sind und welche Auswirkungen der Fraßdruck auf die Zusammensetzung und Aktivität der mikrobiellen Lebensgemeinschaft hat. Die Struktur des mikrobiellen Nahrungsnetzes der Kompostierung ist bisher weitgehend unbekannt und erfordert bei zukünftigen Untersuchungen verstärkt Beachtung. Die vermutete Entwicklung eines mikrobiellen Nahrungsnetzes lässt somit erwarten, dass die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften während des Kompostierprozesses von verschiedenen Faktoren gleichzeitig beeinflusst wird, d.h. neben den chemisch-physikalischen Faktoren Temperatur, Wassergehalt oder Substratangebot auch von biologischen Faktoren wie der Anzahl und Art von Fraßfeinden.

Das mikroskopische Bild zeigte während der Kompostierung deutliche Veränderungen (vgl. Abb. 7-2). Die zu Beginn der Kompostierung vorliegenden stäbchenförmigen Bakterien wurden im Verlauf der Kompostierung nach und nach von filamentösen, mycelartigen Bakterien abgelöst. Die molekularbiologischen Untersuchungen belegen, dass die ersten beiden Wochen durch eine dynamische Veränderung der Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaften gekennzeichnet waren. In der denaturierenden Gradienten-Gelelektrophorese (DGGE) erscheinen und verschwinden bis zum Tag 14 bei Verwendung eubakterieller Sonden mehrere Banden, die jeweils einem Schmelztyp entsprechen (vgl. Abb. 7-3); ein Schmelztyp ist durch ein bestimmtes Laufverhalten im Gradientengel v.a. aufgrund des GC-Gehaltes gekennzeichnet und kann der Sequenz

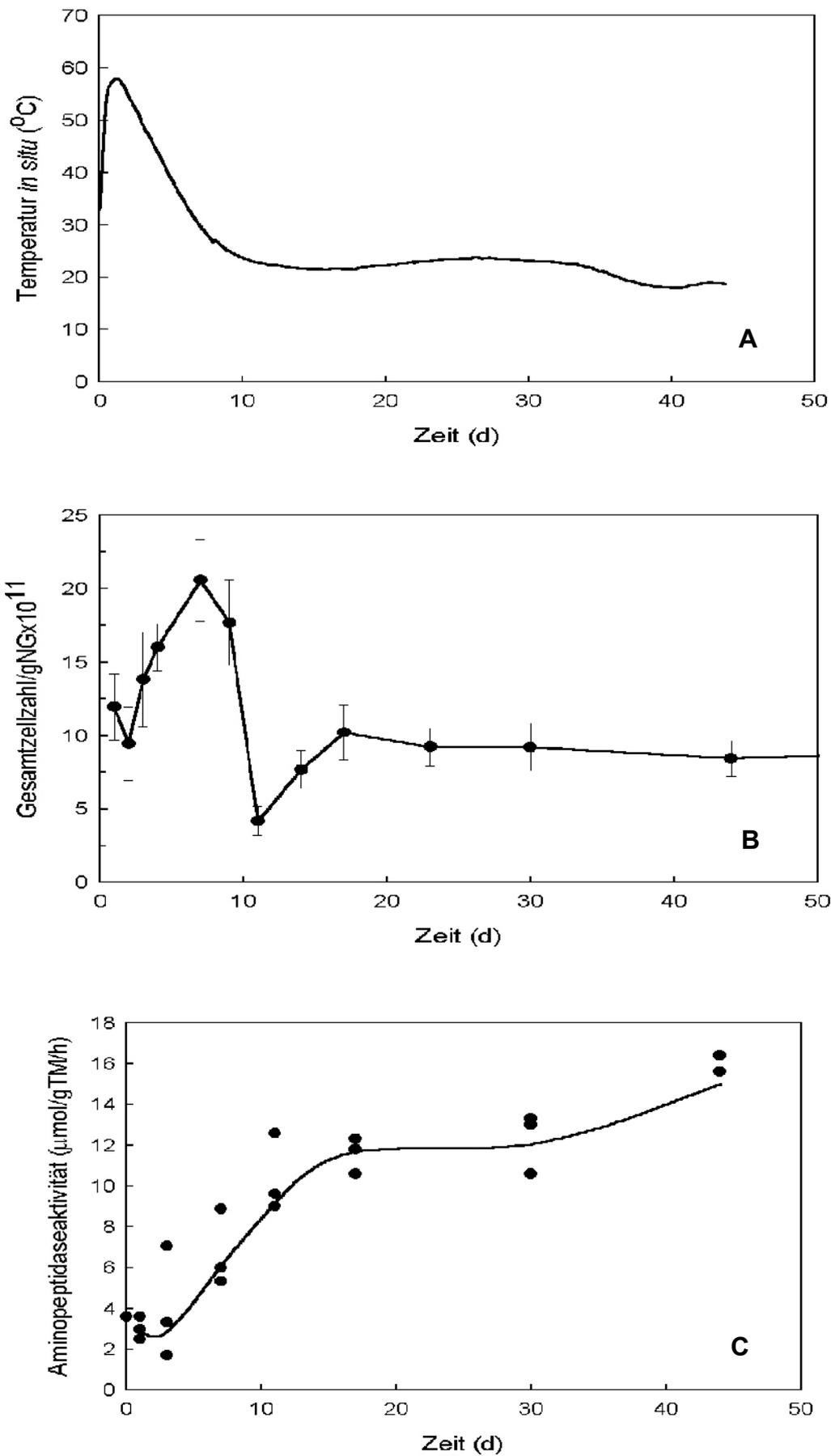


Abb. 7-1: Kompostierexperiment I: A: Mittlere Temperatur während der Kompostierung, B: Gesamtkeimzahl, C: Aminopeptidaseaktivität

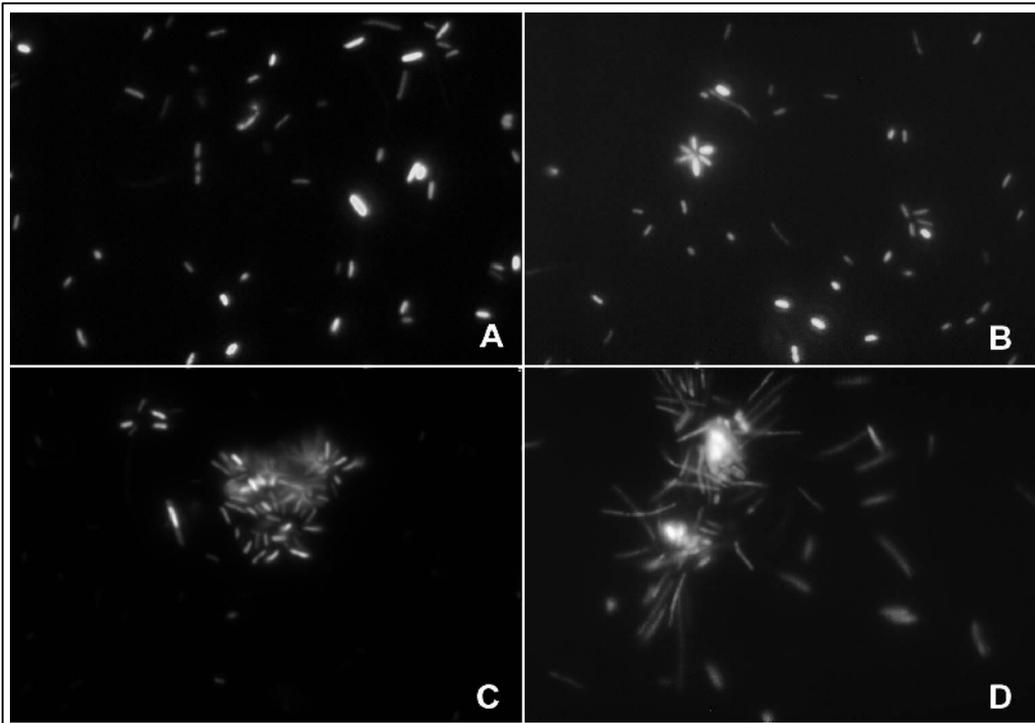


Abb. 7-2: Epifluoreszenzmikroskopische Aufnahme von Bakterien in Probenmaterial des ersten Kompostierungsversuchs; A: Tag 1; B: Tag 4; C: Tag 9; D: Tag 14

einer Art entsprechen; es ist aber auch möglich, dass eine Bande von mehreren sich überlagernden, unterschiedlichen DNA-Sequenzen gebildet wird. Ab Tag 17 traten keine signifikanten Veränderungen mehr auf, es konnten mit den eubakteriellen Sonden keine neuen Schmelztypen bestimmt werden. Insgesamt wurden mit den eubakteriellen Sonden 24 Schmelztypen identifiziert.

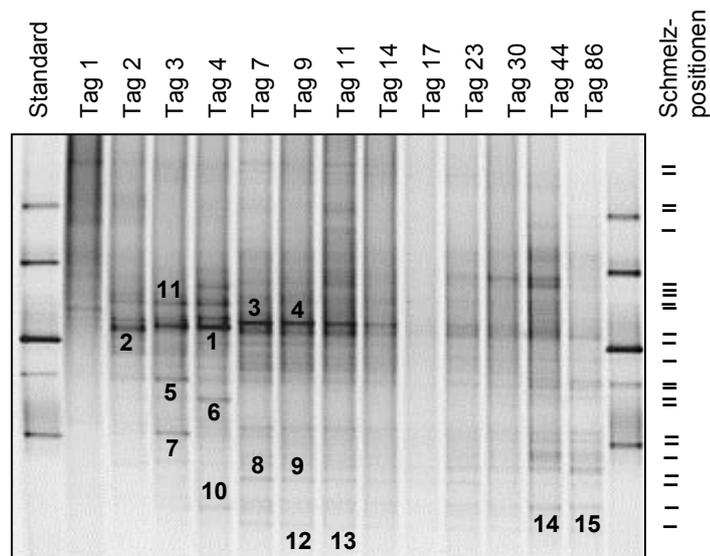


Abb. 7-3: Kompostierexperiment I: DGGE von PCR-Produkten, amplifiziert mit eubakteriellen Starter-Oligonukleotiden; die Ziffern symbolisieren die Schmelztypen

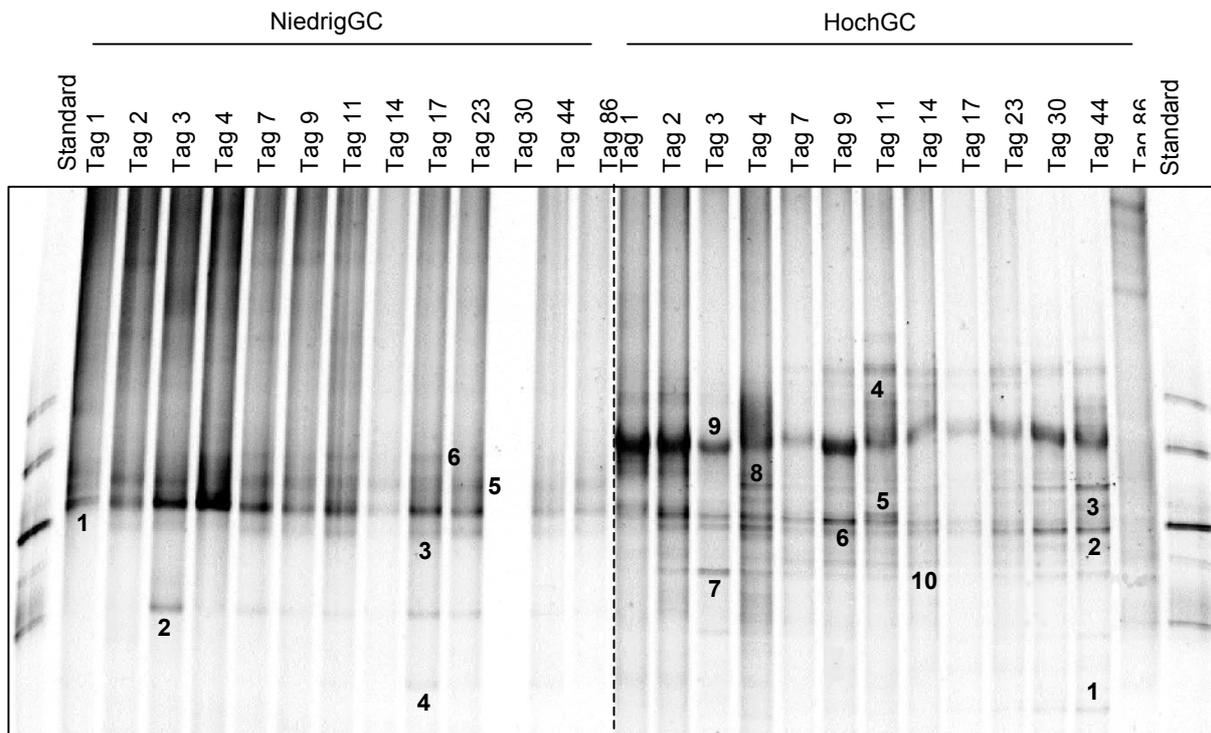


Abb. 7-4: Kompostierexperiment I: DGGE der PCR-Produkte von NiedrigGC- und HochGC-Gram-positiven Bakterien; die Ziffern symbolisieren die Schmelztypen

Im Unterschied hierzu zeigen die Untersuchungen mit DNA-Sonden für HochGC- und NiedrigGC-Gram-positive Bakterien ein anderes Muster. Für HochGC-Gram-positive Bakterien wurden insgesamt 10 Schmelztypen identifiziert. Dabei bildeten sich zwei Typen (Schmelztyp 2 und 3) erst ab dem 14. Tag (Typ 2) bzw. 23. Tag (Typ 3) aus (vgl. Abb. 7-4). Zu den HochGC-Gram-positiven Bakterien zählen z. B. coryneforme Bakterien und Actinomyceten. Da mycelartige Bakterien im mikroskopischen Bild erst in der zweiten Hälfte auftraten, könnte es sich bei den Banden 2 und 3 um Arten dieser Gruppen handeln.

Mit sechs Schmelztypen wurde die geringste Anzahl für NiedrigGC-Gram-positive Bakterien nachgewiesen, zu denen auch die Gattung der Sporen bildenden Bacilli gehört. Es lässt sich kein Muster hinsichtlich des Auftretens und Verschwindens NiedrigGC-Gram-positiver Bakterien erkennen. Für die molekularbiologischen Untersuchungen lässt sich, insbesondere aus der Analyse mit eubakteriellen Sonden, schließen, dass die Veränderung der Zusammensetzung der mikrobiellen Lebensgemeinschaft in der Phase rascher Temperaturzunahme und -abnahme am schnellsten erfolgt. Veränderungen in der Reifephase waren im durchgeführten Experiment für HochGC-Gram-positive Bakterien festzustellen.

Möglicherweise können diese Organismen auch mit der Produktion von L-Leucylaminopeptidasen in Verbindung gebracht werden. Deren höchste Enzymaktivität fand sich ebenfalls in der Reifephase. Der zeitliche Verlauf der Enzymaktivität lief der Temperaturentwicklung entgegen: Ein Anstieg der Peptidaseaktivität ist erst zu beobachten während des Temperaturrückgangs nach 7 Tagen. Nach ca. 10 – 20 Tagen wurde ein weitgehend konstanter Wert erreicht (siehe Abb. 7-1). Dies könnte bedeuten, dass der Abbau von Proteinen hauptsächlich während der späteren Phase der Kompostierung erfolgt und in der ersten Phase im Wesentlichen andere, leichter abbaubare Substrate genutzt werden. Es ist aber auch möglich, dass die angewandte Messmethode die tatsächliche Situation nicht exakt widerspiegelt: da die Enzymmessungen bei Raumtemperatur erfolgten, könnte die Enzymaktivität gerade in der thermophilen Phase der Kompostierung deutlich unterschätzt

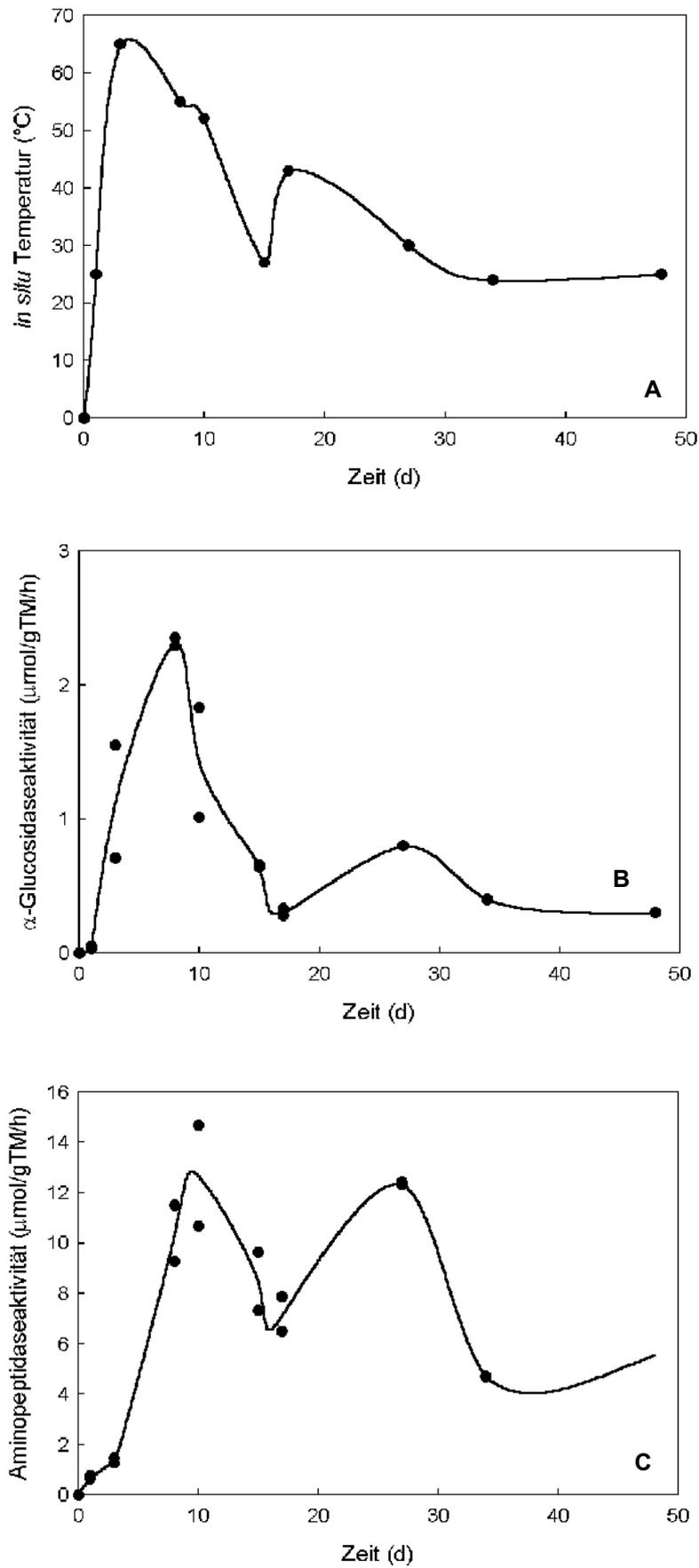


Abb. 7-5: Kompostierexperiment II: A: Mittlere Temperatur während des Kompostierversuchs; B: α -Glucosidaseaktivität; C: Leucin-Aminopeptidaseaktivität

werden. Daher wurde im zweiten Kompostierexperiment die Enzymaktivität bei in-situ Temperaturen bestimmt.

7.3.2 Kompostierungsexperiment II

Der Schwerpunkt des zweiten Kompostierungsexperimentes war der (mikrobielle) Substratabbau durch verschiedene extrazelluläre Enzyme. Neben Peptidasen wurden auch Enzyme zum Abbau α - und β -glycosidischer Polysaccharide (Stärke, Cellulose) untersucht.

Die Enzymaktivitäten zeigten alle einen „zweigipfeligen“ Verlauf, der die Auswirkung des Umsetzungsvorgangs auf den mikrobiellen Substratabbau wiedergibt. Allerdings war die Reaktion auf den Umsetzungsvorgang unterschiedlich stark ausgeprägt: während β -Glucosidasen und Amino-peptidasen nach dem Umsetzen wiederum Maximalwerte im Bereich der maximalen Aktivitäten vor dem Umsetzungsvorgang erreichten, war der Anstieg der α -Glucosidaseaktivität nach dem Umsetzen gering (vgl. zeitlichen Verlauf der Peptidase- und α -Glucosidaseaktivität in Abb. 7-5). Gemeinsam ist allen Enzymaktivitäten, dass ihr Maximum zu Beginn der Kompostierung im Vergleich zum Temperaturmaximum zeitlich verzögert eintrat (vgl. hierzu auch den verzögerten Anstieg der bakteriellen Zellzahl in Kompostierexperiment I). Während α - und β -Glucosidasen mit 2,3 bzw. 11,1 $\mu\text{mol}/(\text{g TM})/\text{h}$ bereits an Tag 8 maximale Aktivität aufwiesen, erreichte die Amino-peptidaseaktivität ihr Maximum von 12,7 $\mu\text{mol}/(\text{g TM})/\text{h}$ zwei Tage später.

Der unterschiedliche Verlauf der Enzymaktivitäten bedeutet offensichtlich, dass α -glycosidische Verbindungen überwiegend bereits in der ersten Phase der Kompostierung abgebaut werden, β -glycosidische Verbindungen und Proteine eher in der Reifephase. Im Unterschied zu Versuch I zeigte die Peptidaseaktivität einen deutlichen Anstieg zu Beginn der Kompostierung mit einem Maximum nach ca. 10 Tagen. Dies spricht für die oben geäußerte Vermutung (vgl. Kompostierungsexperiment I), dass die Messung der Enzymaktivität bei Raumtemperatur die tatsächliche in-situ Aktivität unterschätzt; d.h., dass möglicherweise auch in Versuch I ebenfalls ein rascher An-

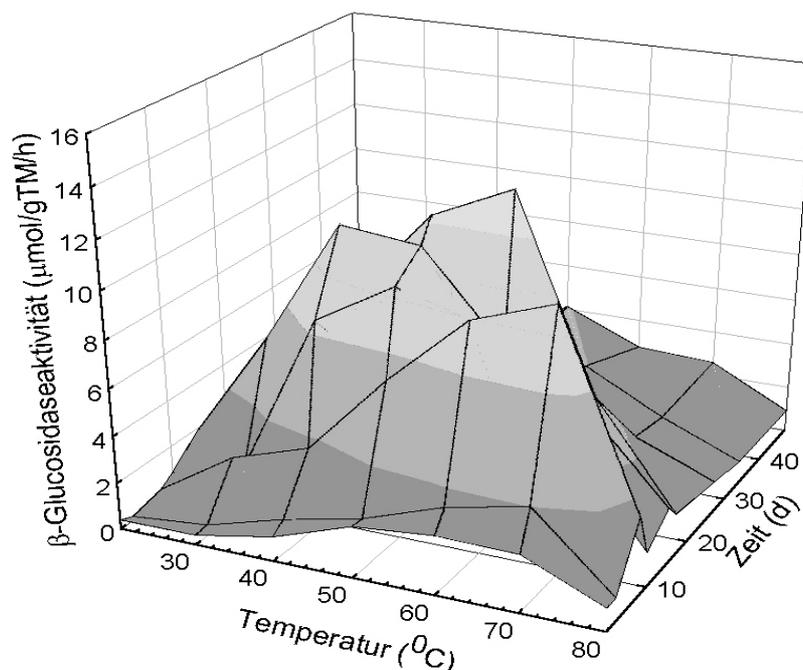


Abb. 7-6: Kompostierexperiment II: Dreidimensionale Darstellung der β -Glucosidaseaktivität in Abhängigkeit von Zeit und Temperatur während der Kompostierung

stieg der Peptidaseaktivität mit einem Maximum in der frühen Phase der Kompostierung festgestellt worden wäre, wenn die Messung bei in-situ Temperaturen erfolgt wäre. Allerdings zeigt der Anstieg der Peptidaseaktivität im Anschluss an den Umsetzungsvorgang in Experiment II auch, dass trotz der niedrigeren Temperaturen in der Reifephase die Intensität des Proteinabbaus hoch ist und im Vergleich zu β -Glucosidasen eine deutlich größere Rolle spielt. Ähnliches gilt auch für β -Glucosidasen; auch hier wurden nach dem Umsetzungsvorgang Werte erreicht, die diejenigen in der ersten Phase erreichten bzw. übertrafen. Aus dem Verlauf der Enzymaktivitäten lässt sich schließen, dass α -glycosidische Verbindungen schneller abgebaut werden als β -glycosidische Polysaccharide und Proteine, deren Bedeutung nach dem Abkühlen in der Reifephase zunimmt.

Das Temperaturoptimum der β -Glucosidasen betrug zu Beginn der Kompostierung ca. 60 °C und stieg parallel mit der Temperatur auf ca. 70 °C an (vgl. Abb. 7-6). Zusammen mit dem Temperaturrückgang bis auf ca. 30 °C an Tag 14 fiel das Optimum auf ca. 40 °C und stieg nach dem Umsetzungsvorgang wiederum auf 60 °C an. Dieser Verlauf macht deutlich, dass die mikrobielle Lebensgemeinschaft auf die Temperaturveränderungen sehr rasch mit einer Anpassung der produzierten extrazellulären Enzymaktivität reagiert.

7.4 Zusammenfassung

Der Einsatz kultivierungsunabhängiger, molekularbiologischer Methoden zur Charakterisierung mikrobieller Lebensgemeinschaften zeigt für den Beginn des Kompostierprozesses die stärksten Veränderungen der Biozönose auf. In der Reifephase traten HochGC-Gram-positive Organismen auf, während NiedrigGC-Gram-positive Bakterien für keine bestimmte Phase der Kompostierung charakteristisch waren. Die Veränderungen der bakteriellen Lebensgemeinschaft gingen mit einer Veränderung des mikroskopischen Bildes einher, in dem stäbchenförmige Bakterien mit Fortschreiten der Kompostierung von mycelartigen Organismen abgelöst wurden.

Die bakterielle Zellzahl betrug ca. $1 - 2 \cdot 10^{12}$ Zellen/(g FS). Die Entwicklung der Zellzahl folgte dem Temperaturverlauf um wenige Tage verzögert. Ein relativ rascher Rückgang nach wenigen Tagen weist darauf hin, dass sich zusammen mit dem Abkühlen des Komposts ein Nahrungsnetz ausbildete, in dem Bakterien als Nahrungsgrundlage vermutlich für eukaryotische Organismen dienten. Offensichtlich haben neben physikalisch-chemischen Umweltbedingungen wie Temperatur oder Substratzusammensetzung auch biologische Faktoren wie Fraßfeinde eine Bedeutung für die Struktur der Biozönose.

Die Untersuchungen zum Substratabbau lassen darauf schließen, dass verschiedene organische Polymere zu unterschiedlichen Phasen der Kompostierung abgebaut werden. Während α -glycosidische Polysaccharide (z.B. Stärke) vermutlich vornehmlich während der ersten Phase der Kompostierung abgebaut werden, sind β -glycosidische Verbindungen (z.B. Cellulose) und Proteine während der Reifephase von größerer Bedeutung. Die Aktivitäten der β -Glucosidasen zeigten eine deutliche Abhängigkeit von den Rottetemperaturen. Offensichtlich sind die Temperaturoptima der während der Kompostierung produzierten Enzyme an die Umgebungstemperatur angepasst.

7.5 Literatur

- [1] Carpenter-Boggs, L.; Kennedy, A.C. und Reganold, J.P.:
Use of phospholipids fatty acids and carbon source utilization patterns to track microbial community succession in developing compost.
Appl. Environ. Microbiol. 64 (1998), S. 4062 – 4064
- [2] Peters, S.; Koschinsky, S.; Schwieger, F. und Tebbe, C.C.:
Succession of microbial communities during hot composting as detected by PCR-single-strand-conformation polymorphism-based genetic profiles of small-subunit rRNA genes.
Appl. Environ. Microbiol. 66 (2000), S. 930 – 936
- [3] Kowalchuk, G.A.; Naoumenko, Z.S.; Derikx, P.J.L.; Felske, A.; Stephen, J.R. und Arkhipchenko, I.A.:
Molecular analysis of ammonia-oxidizing bacteria of the β -subdivision of the class proteobacteria in compost and composted materials.
Appl. Environ. Microbiol. 65 (1999), S. 396 – 403
- [4] Chrost, R.J.:
Characterization and significance of β -glucosidase activity in lake water.
Limnol. Oceanogr. 34 (1989), S. 660 – 672
- [5] Coolen, M.J.L. und Overmann, J.:
Functional exoenzymes as indicators of metabolically active bacteria in 124,000-year-old sapropel layers of the Eastern Mediterranean Sea.
Appl. Environ. Microbiol. 66 (2000), S. 2589 – 2598
- [6] Coolen, M.L.; Cypionka, H.; Sass, A.M.; Sass, H. und Overmann, J.:
Ongoing modification of Mediterranean pleistocene sapropels mediated by prokaryotes.
Science 296 (2002), S. 2407 – 2410
- [7] Porter, K.G. und Feig, Y.S.:
Use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora.
Limnol. Oceanogr. 25 (1980), S. 943 – 948
- [8] Amann, R.L.; Ludwig, W und Schleifer, K.H.:
Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation.
Microbiol. Rev. 59 (1995), S. 143 – 169
- [9] Lüdemann, H. und Conrad, R.:
Molecular retrieval of large 16S rRNA gene fragments from an Italian rice paddy soil affiliated with class actinobacteria.
System Appl. Microbiol. 23 (2000), S. 528 – 584
- [10] Meier, H.:
Nachweis von Fäkalstreptokokken mit rRNA-gerichteten Oligonukleotidsonden zur Anwendung in der hygienischen Trinkwasserkontrolle.
Dissertation an der Fakultät für Chemie, Biologie und Geowissenschaften der Technischen Universität München, 1997
- [11] Muyzer, G.; Hottenträger, S.; Teske, A. und Waver, C.:
Denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified 16S rDNA – a new molecular approach to analyse the genetic diversity of mixed microbial communities.
In: Akkermans, A.D.L, van Elsas, J.D. und de Bruijn, F.J. (Hrsg.): *Molecular microbial ecology manual*, Kluwer, Dordrecht, The Netherlands, 1995, 3.4.4.1 – 3.4.4.22

- [12] Muyzer, G.; de Waal, E.C. und Uitterlinden, A.G.:
Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA.
Appl. Environ. Microbiol. 59 (1993), S. 695 – 700
- [13] Koch, I.:
Kulturabhängige und molekularbiologische Analyse von Bakteriengemeinschaften im Boden und Kompost.
Diplomarbeit, Ludwig-Maximilians-Universität München, 2003

8 Empfehlungen der bayerischen Gebietskörperschaften zur Sammlung von Bioabfällen – ein Vergleich

8.1 Einleitung

In Bayern wurden im Jahr 2001 etwa 25 % des Gesamtabfallaufkommens von ca. 507 kg je Einwohner als Bioabfall oder Grüngut kompostiert [1]. Die Kompostierung besitzt somit eine zentrale Bedeutung für die stoffliche Abfallverwertung im Rahmen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG [2]). Eine nachhaltige Kompostverwertung erfordert eine hohe Produktqualität und setzt gesicherte Absatzwege voraus.

Die Kompostqualität wird von der Zusammensetzung und Qualität der Ausgangsmaterialien (Bioabfälle, Grüngut) bestimmt. Zur Kompostierung geeignete Abfallfraktionen zeichnen sich durch gute biologische Abbaubarkeit, niedrige Schadstoffgehalte und geringe hygienische Belastung aus. Stoffe mit einem geringen organischen Anteil oder hohem Schadstoffgehalt sind daher grundsätzlich nicht geeignet. Hygienisch bedenkliche Stoffe werden in der Regel durch die bei der Kompostierung entstehende Prozesswärme hygienisiert [3]; dabei besteht das Risiko, dass pathogene Organismen in kühleren Randbereichen der Mieten bzw. bei unzureichender Prozessführung nicht abgetötet werden.

Maßgeblich für die verwertbaren Abfallfraktionen ist die Bioabfallverordnung (BioAbfV [4]) aus dem Jahr 1998. Im Anhang 1 der BioAbfV werden die grundsätzlich zur Verwertung auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Flächen geeigneten Bioabfälle aufgeführt und damit der Rahmen für Empfehlungen zur Sammlung von Bioabfällen vorgegeben.

Von zentraler Bedeutung für eine möglichst sortenreine Erfassung schadstoffarmer Rohmaterialien und einen geringen Störstoffanteil ist die Sammelpraxis in den Gebietskörperschaften. Dies erfordert, die Bevölkerung über Möglichkeiten zur Vermeidung, Verwertung und Schadstoffminimierung von Abfällen zu informieren. Die Abfallberatungen legen auf Grundlage der BioAbfV fest, welche Abfälle über die Biotonne erfasst werden sollen. Diese Sammelhinweise werden als Abfall-ABC, Abfallfibel, Abfallratgeber usw. den Bürgern zur Verfügung gestellt und durch mündliche Beratung ergänzt. Eine bayernweit einheitliche Trennliste existiert bislang nicht.

Im Jahr 2001 zogen nach Mitteilung des Bayerischen Landesamtes für Statistik 478 Tsd. Personen innerhalb Bayerns über die Kreisgrenzen hinweg um. Dieser Personenkreis wird mit unterschiedlichen Abfallkonzepten und Sammelhinweisen konfrontiert. Eine Vereinheitlichung der Sammellisten würde dieser Gruppe die Entsorgung im Haushalt erleichtern. Die Verunsicherung über die Entsorgung organischer Abfallfraktionen würde zudem vermindert und dadurch die Akzeptanz der Bioabfallsammlung verbessert werden.

Vor diesem Hintergrund wurden die Sammelhinweise von 58 bayerischen Gebietskörperschaften verglichen, in denen gegenwärtig eine Biotonne zur Sammlung häuslicher Bioabfälle eingesetzt wird. Dem Vergleich der Empfehlungen liegen 31 Abfallfraktionen zugrunde, die in den Sammellisten der Gebietskörperschaften aufgeführt sind und sechs Kategorien zugeordnet werden können:

1. Pflanzliches Material:

Baum-/Strauchschnitt, Blumen/Schnittblumen, Gemüse, Gras/Rasenschnitt, Kaffee(filter)/Tee-(beutel), Laub, Nüsse/Nussschalen, Obst/Früchte, Rinde, Topf-/Zierpflanzen, Unkraut, Weihnachtsbäume, Zitrusfrüchte

2. Tierisches Material:

Eier(schalen), Federn, Haare, Haustier-/Kleintierstreu, Knochen/Fischgräten

3. Küchenabfälle und Speisereste:

Küchenabfälle, Speisefette/-öle, Speise-/Essensreste (Fleisch, Fisch), verdorbene Lebensmittel

4. Abfälle auf Holzbasis/Aschen:

Asche, Asche (Kohle), Asche (Holz), Holzwolle/Sägemehl, Korken

5. Papierhaltige Abfälle:

Eierschachteln, Papier (z.B. Tüten, Küchenpapier), Papierservietten, Papierservietten (weiß), Papierservietten (farbig), Papiertaschentücher

6. Sonstige Abfälle:

Staubsaugerbeutelinhalt, Windeln.

Dieser Abschnitt gibt einen Überblick über die Sammelhinweise der Gebietskörperschaften und vergleicht diese Empfehlungen auf der Grundlage der BioAbfV sowie unter Schadstoff- und Hygienegesichtspunkten; daraus werden Abfallfraktionen abgeleitet, für die aus fachlicher Sicht eine Vereinheitlichung der Empfehlungen angebracht erscheint.

8.2 Pflanzliches Material

Die Kategorie „pflanzliche Materialien“ umfasst die größte Anzahl der in den Sammelhinweisen erwähnten Abfallfraktionen (13 von 31, vgl. Abb. 8-1).

Diese gelten in der Regel sowohl vom Gesichtspunkt der Schadstoffbelastung als auch aus hygienischen Gründen als unbedenklich. Allerdings können Schadstoffe wie Dioxine/Furane oder Pflanzenschutzmittel über pflanzliche Abfälle in den Kompostpfad eingetragen werden. Insbesondere Kaffee oder Zitrusfrüchten wird ein gewisses Schadstoffpotenzial zugeschrieben [5]. Die beim Kaffeeanbau verwendeten Pflanzenschutzmittel sind z.T. kupferhaltig und können zu erhöhten Kupferkonzentrationen im Kaffeesatz führen. In der Regel dürften jedoch die über Kaffee eingetragenen Kupfermengen bei haushaltsüblichem Kaffeeverbrauch einer Kompostierung nicht entgegenstehen. Untersuchungen und Abschätzungen der Belastung von Bioabfallkomposten mit Pflanzenschutzmitteln (z.B. Biphenyl, o-Phenylphenol, Thiabendazol) aus Zitrusfrüchten weisen auf einen

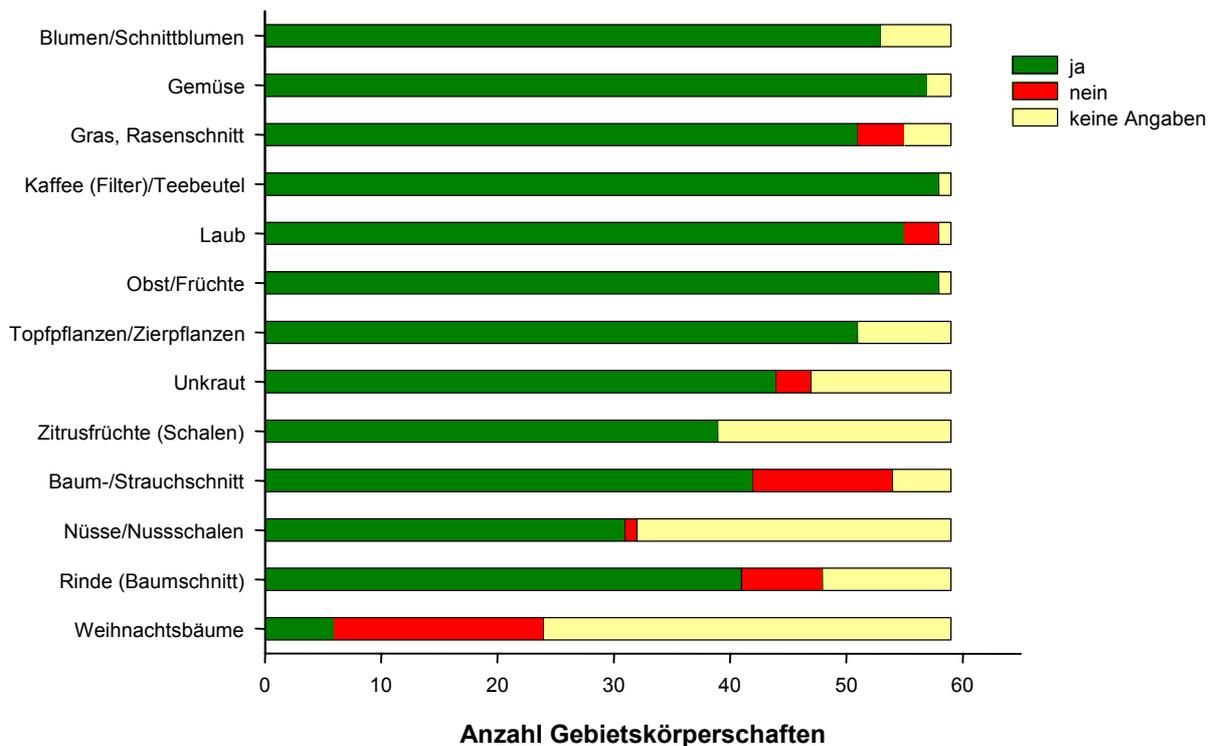


Abb. 8-1: Sammelhinweise für die Entsorgung pflanzlicher Materialien über die Biotonne in 58 bayerischen Gebietskörperschaften

Weitgehenden Abbau während der Kompostierung hin [5, 6] und sprechen daher nicht gegen die bisherige Empfehlung, diese Abfälle zu kompostieren.

In einigen Sammelhinweisen wird die Zugabe holzhaltigen Pflanzenmaterials (Baum-/Strauchschnitt, Rinde) in die Biotonne nicht empfohlen. Diese Unterschiede zwischen den verschiedenen Gebietskörperschaften sind mitunter darin begründet, dass neben der Biotonne oft ein eigenes Sammelsystem für Gartenabfälle existiert. Letztere werden in Grüngutkompostieranlagen ohne Zumischung von Bioabfall kompostiert. Einzige Fraktion innerhalb dieser Kategorie, die in den Sammelhinweisen mehrheitlich abgelehnt wird, sind Weihnachtsbäume. Neben den genannten Gründen (getrennte Sammelsysteme für Grüngut) ist maßgeblich, dass durch anhaftende Stoffe wie Lametta ein potenzieller Schadstoffeintrag, insbesondere von Blei, erfolgen kann [7, 8].

Zusammenfassend kann für Bioabfälle aus pflanzlichem Material festgestellt werden, dass diese in den Sammelhinweisen weitgehend einheitlich zur Kompostierung empfohlen werden.

8.3 Tierisches Material

Wesentlich uneinheitlicher sind die Empfehlungen für Abfälle tierischer Herkunft (vgl. Abb. 8-2). Eierschalen werden überwiegend als Substrate für Komposte empfohlen. Allerdings handelt es sich hierbei streng genommen nicht um organisches Material, das während des Kompostierprozesses abgebaut wird. Diese Fraktion darf zwar nach BioAbfV als Bioabfall behandelt werden, wenn dem die Bestimmungen des Tierkörperbeseitigungs- bzw. Tierseuchengesetzes (TierKBG, TierSG) [9, 10] nicht entgegenstehen. In der Praxis werden Eierschalen aber z.T. als nachteilig bewertet, da sie sich wegen ihres hohen mineralischen Anteils im Kompost anreichern und auf das Erscheinungsbild des Produktes nachteilig auswirken können.

Federn und Haare unterliegen dagegen einem – wenngleich vergleichsweise langsamen – mikrobiellen Abbau. Hauptbestandteile von Federn und Haaren sind Keratin und andere Strukturproteine, die als schwer abbaubar gelten [11]. Ferner dürfen nach BioAbfV diese Fraktionen nur dann als Bioabfall verwertet werden, wenn dem weder TierKBG noch TierSG entgegenstehen. Sehr unterschiedlich sind die Empfehlungen zur Entsorgung von Haustier- oder Kleintierstreu: in 23 Gebietskörperschaften wird die Zugabe zum Bioabfall befürwortet, in 24 Fällen abgelehnt. Da Kleintierstreu einen hohen mineralischen Anteil enthalten kann, ist – ähnlich wie für Eierschalen – deren Zugabe zu Komposten kritisch zu bewerten. Insbesondere sind diese Abfälle hygienisch bedenklich, da über Tierausscheidungen pathogene Keime in den Kompostpfad gelangen.

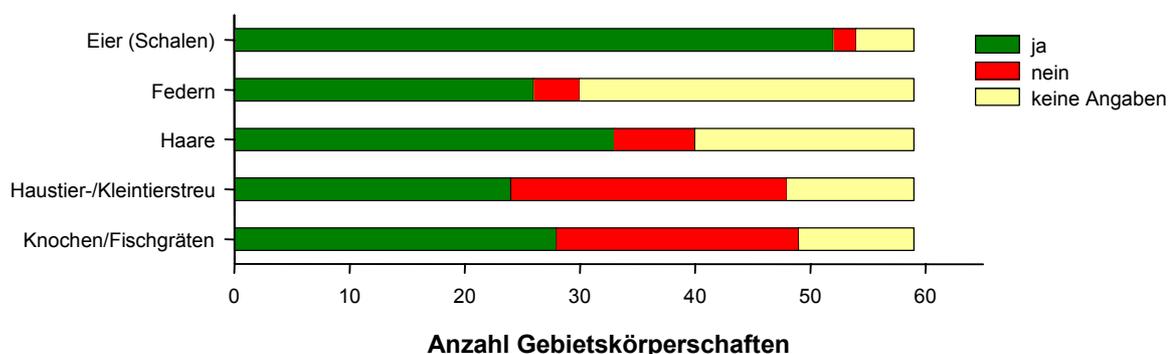


Abb. 8-2: Sammelhinweise für die Entsorgung tierischer Materialien über die Biotonne in 58 bayerischen Gebietskörperschaften

Ebenfalls widersprüchlich sind die Empfehlungen für Knochen und Fischgräten. Von Seiten der Anlagenbetreiber werden Knochen als negativ beurteilt: zum einen erfolgt bei der Kompostierung kein Abbau des Materials; zum anderen geht von Knochen bei manueller Aussortierung vor der Rotte eine hygienische Belastung des Sortierpersonals aus; darüber hinaus ist eine Verbreitung pathogener Keime durch Schadnager möglich [12].

Zusammenfassend ist für Abfälle aus tierischem Material festzustellen, dass diese aus hygienischer Sicht nicht unbedenklich sind. Aufgrund o.g. hygienischer Bedenken spricht sich auch der Bayerische Abfallwirtschaftsplan 2001 [13] gegen eine Entsorgung über die Biotonne aus. Diese Haltung sollte auch Grundlage für die Sammelhinweise der Gebietskörperschaften sein.

8.4 Küchenabfälle und Speisereste

Auch für Küchenabfälle und Speisereste sind die Empfehlungen unterschiedlich (vgl. Abb. 8-3): in ca. 70 % der Sammelhinweise wird zur Entsorgung von Essens-/Speiseresten über die Biotonne geraten, in ca. 20 % nicht.

Speisefette und -öle werden fast ausnahmslos als ungeeignete Bioabfallfraktion eingestuft. Ausschlaggebend für die Ablehnung von Speisefetten bzw. -ölen sind im Wesentlichen zwei Gründe: zum einen handelt es sich teilweise um tierisches Material (TierKBG, TierSG); zum anderen führen Öle und Fette in der Biotonne zu einer unerwünschten Verschmutzung und sind in größeren Mengen wohl auch im Kompostierbetrieb hinderlich. In etwa 30 % der Trennlisten wird diese Fraktion nicht erwähnt. In Anbetracht der Tatsache, dass Speisefette/-öle in diesen Fällen zum Teil unerwünscht als Speiseabfall entsorgt werden, ist eine einheitliche Erwähnung in den Sammelhinweisen angebracht.

8.5 Stoffe auf Holzbasis/Aschen

Vor dem Hintergrund der kontroversen Debatte über den Schadstoffgehalt von Düngemitteln [14] sollten verstärkt Anstrengungen unternommen werden, den Anteil potenziell schadstoffbelasteter Fraktionen zu verringern. Aschen werden generell nicht als Bioabfälle empfohlen (vgl. Abb. 8-4); in einigen, wenigen Fällen wird allerdings für Holzaschen die Empfehlung ausgesprochen, diese als Bioabfall zu entsorgen. Dieser Empfehlung ist aus zwei Gründen nicht zu entsprechen: zum einen können unbelastete Holzaschen nicht ohne aufwändige Untersuchungen von belasteten Holz- bzw.

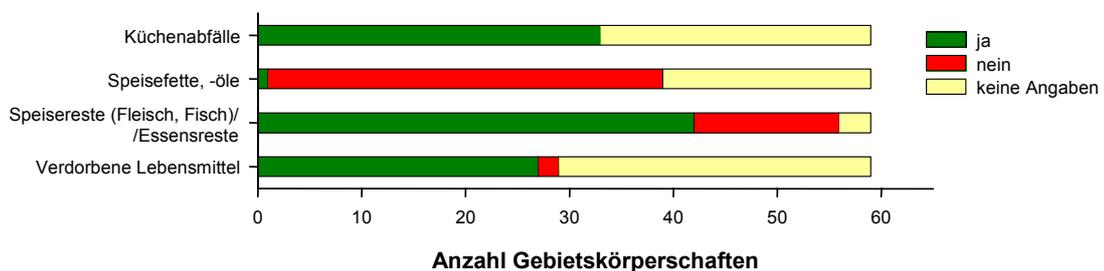


Abb. 8-3: Sammelhinweise für die Entsorgung von Küchenabfällen und Speiseresten über die Biotonne in 58 bayerischen Gebietskörperschaften

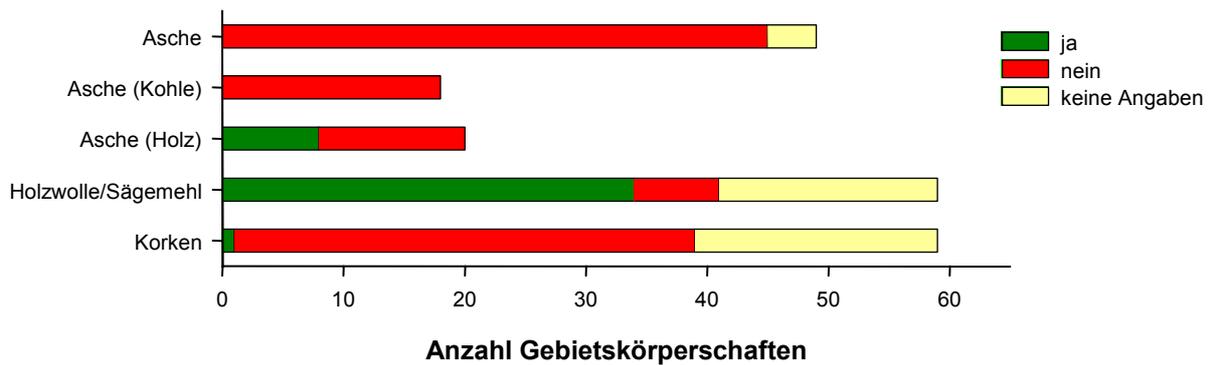


Abb. 8-4: Sammelhinweise für die Entsorgung von Stoffen auf Holzbasis/Aschen über die Biotonne in 58 bayerischen Gebietskörperschaften

Kohleaschen unterschieden werden, so dass über Aschen Schadstoffe in Komposte eingetragen werden können (vgl. Mitkompostierung von Holzaschen [15]). Zum anderen sind Aschen wegen des geringen organischen Anteils biologisch nicht weiter abbaubar und damit nicht als Bioabfälle i.S.d. BioAbfV anzusehen. Die Entsorgung von Asche als Bestandteil des Bioabfalls ist nach BioAbfV nicht zulässig. Die in einigen Ratgebern empfohlene Entsorgung über die Bioabfalltonne sollte revidiert werden.

Holzwollen und Sägemehl besitzen einen ausreichenden organischen Anteil und können nach BioAbfV kompostiert werden, wenn sie aus unbehandeltem Holz stammen.

Ebenfalls uneinheitliche Empfehlungen werden für papierhaltige Abfallfraktionen ausgesprochen (vgl. Abb. 8-5). Papier darf nach BioAbfV in kleinen Mengen dem Bioabfall zugegeben werden (bis 10 Mass.-%) und dient der Verringerung des Wassergehalts. Die BioAbfV weist dabei allerdings ausdrücklich darauf hin, dass kein Hochglanzpapier verwendet werden darf, das möglicherweise schadstoffbelastet sein kann [16]. Dies sollte auch in den Sammellisten, in denen Papier als Bestandteil des Bioabfalls empfohlen wird, ausdrücklich betont werden.

Die Empfehlung, Papiertaschentücher über die Biotonne zu entsorgen (ca. 50 % der Sammellisten), ist aus hygienischen Gründen kritisch zu bewerten. Gebrauchte Papiertaschentücher im Bioabfall stellen eine hygienische Belastung dar und sollten über den Restmüll entsorgt werden.

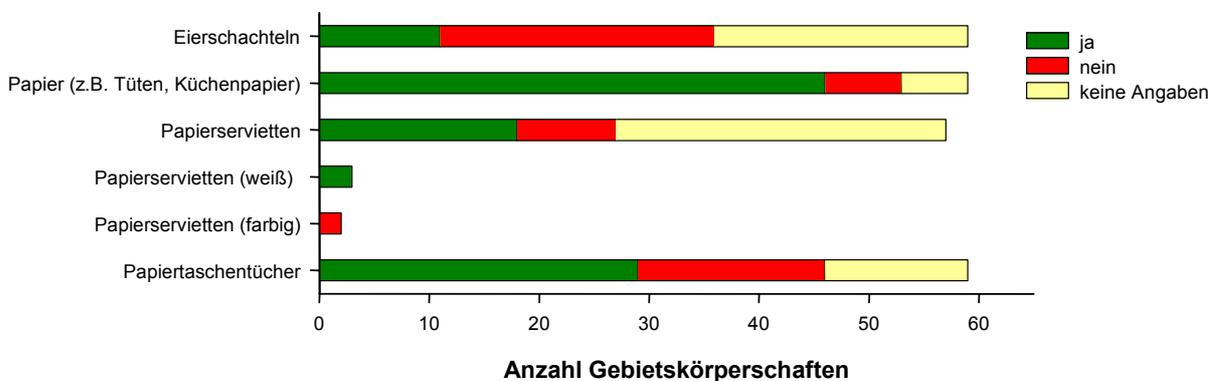


Abb. 8-5: Sammelhinweise für die Entsorgung papierhaltiger Abfälle über die Biotonne in 58 bayerischen Gebietskörperschaften

8.6 Sonstige Abfälle

Windeln sind aus hygienischer Sicht ebenfalls kritisch zu bewerten. Diese werden aber übereinstimmend in fast 90% der Sammel Listen abgelehnt (keine Angaben: ca. 10 %, vgl. Abb. 8-6). Zusätzlich zur hygienischen Belastung beinhalten Einwegwindeln biologisch nicht abbaubare Materialien (z.B. Natriumacrylat [17]), die nach BioAbfV nicht als Bestandteil von Bioabfällen zugelassen sind. Ferner ist durch Verwendung zinkhaltiger Babycremes ein Zinkeintrag über gebrauchte Windeln in den Bioabfall möglich [18].

Ebenso einheitlich ist die Ablehnung für Staubsaugerbeutelinhalt. Diese Empfehlung sollte auch zukünftig beibehalten werden, da diese Fraktion ein beträchtliches Schadstoffpotenzial besitzt [19].

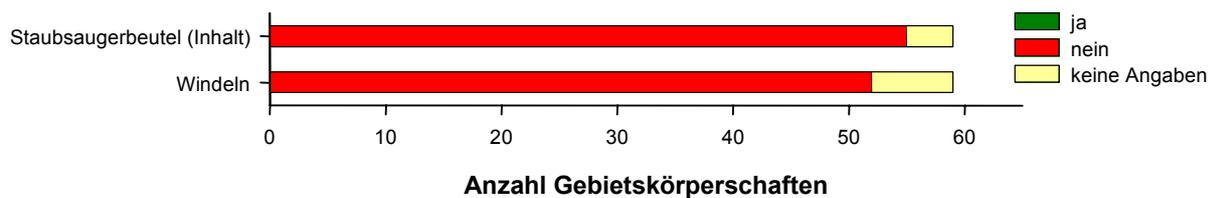


Abb. 8-6: Sammelhinweise für die Entsorgung sonstiger Abfälle über die Biotonne in 58 bayerischen Gebietskörperschaften

8.7 Zusammenfassung

Die Festlegung, welche Bioabfälle als Ausgangsmaterial für die Kompostierung verwendet werden, erfolgt durch die jeweilige Gebietskörperschaft. Da bislang keine bayernweit einheitliche Sammel Liste existiert, sind für einzelne Fraktionen unterschiedliche Empfehlungen in den verschiedenen Gebietskörperschaften zu erwarten.

Der Vergleich von Sammelhinweisen für die Entsorgung von Bioabfällen aus 58 Gebietskörperschaften zeigt, dass dies weniger für pflanzliche Materialien zutrifft, die weitgehend einheitlich als Zugabe zum Bioabfall empfohlen werden. Unterschiede werden v.a. für hygienisch bedenkliche Abfälle deutlich, d.h. Materialien tierischer Herkunft und Speiseabfälle, aber auch Papier und Materialien auf Holzbasis/Aschen. Für diese Fraktionen erscheint eine Vereinheitlichung der Empfehlungen angebracht. Grundlage für eine derartige Vereinheitlichung stellt die Vorgabe des bayerischen Abfallwirtschaftsplans dar, hygienisch belastete – v.a. tierische – Abfälle von der Bioabfallsammlung fernzuhalten. Ferner zeigt der Vergleich, dass die Vorgabe, nur schadstoffarmes Material der Kompostierung zuzuführen, die Sammelhinweise aller Gebietskörperschaften bestimmt. Die Sammel Listen sind hinsichtlich Aspekten der Schadstoffbelastung bis auf wenige Ausnahmen (Empfehlung von Holzaschen) nicht zu bemängeln und bilden eine gute Grundlage zur Erzeugung qualitativ hochwertiger Komposte.

8.8 Literatur

- [1] Anonym:
Abfallwirtschaft – Hausmüll in Bayern – Bilanzen 2001.
Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg 2002
- [2] Anonym:
Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG).
BGBl. I (1994), S. 2705 – 2724
- [3] Böhm, R.:
Hygienic Aspects of Composting Biowastes – Legal Situation and Actual Experiences in Germany.
In: Proceedings of the 2002 International Symposium: composting and compost utilization, The JG Press, Emmaus 2002
- [4] Anonym:
Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung – BioAbfV) vom 21.09.1998.
BGBl. I (1998) 65, S. 2955 – 2981
- [5] Wilke, M.:
Untersuchung zu Eintrag und Abbau ausgewählter Schadstoffe in Bioabfallkomposten.
Dissertation an der Fakultät für Chemie und Pharmazie der Eberhard-Karls-Universität Tübingen, 1997
- [6] Marb, C.; Scheithauer, M. und Köhler, R.:
Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen. Teil A: Untersuchung von Bio- und Grünabfallkomposten auf ihren Gehalt an Schwermetallen und organischen Schadstoffen.
Zwischenbericht zum 30.04.2001 des StMLU-Projektvorhabens Nr. L4, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg 2001
- [7] Anonym:
Fachinformation "Umwelt und Gesundheit": Umwelt- und Gesundheitsaspekte von Weihnachts- und Silvesterartikeln.
<http://www.umweltministerium.bayern.de/service/umwberat/weihnach.htm>
- [8] Anonym:
Augen auf beim Weihnachtskauf – Immer noch im Handel – eine unnötige Belastung für Umwelt und Gesundheit: Bleilametta.
Presse-Information, 48/00, Umweltbundesamt Berlin, 2000
- [9] Anonym:
Gesetz über die Beseitigung von Tierkörpern, Tierkörperteilen und tierischen Erzeugnissen (Tierkörperbeseitigungsgesetz – TierKBG) vom 11. April 2001.
BGBl. I (2001), S. 523, zuletzt geändert am 25. Juni 2001, BGBl. I (2001), S. 1215
- [10] Anonym:
Tierseuchengesetz (TierSG) vom 20. Dezember 1995.
BGBl. I (1995), S. 2038, zuletzt geändert am 19. Februar 2001, BGBl. I (2001), S. 226
- [11] Falbe, J. und Regitz, M.:
Römpp Chemie Lexikon. Band 4.
Thieme Verlag, Stuttgart, New York, 1990, S. 2195 – 2196

- [12] Philipp, W.; Breitenfeldt, P.; Fack, T.; Martens, W. und Böhm, R.:
Human-/Veterinärhygiene der Bioabfallkompostierung – Substrat- und lufthygienische Untersuchungen.
In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt, Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.): Bioabfallverwertung, Ergebnisse des Förderschwerpunktes. Hygiene der Bioabfallkompostierung.
Zeller Verlag, Osnabrück 1998, S. 259 – 260
- [13] Anonym:
Verordnung über den Abfallwirtschaftsplan Bayern (AbfPV) vom 18. Dezember 2001.
Bayerisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 26 vom 31.12.2001, S. 1010 – 1029
- [14] Anonym:
BMU/BMVEL - Wissenschaftliche Anhörung: Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm, Gülle und anderen Düngern unter Berücksichtigung des Umwelt- und Verbraucherschutzes. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (Hrsg.).
Darmstadt 2001
- [15] Marb, C.; Maurus, M.; Menne, U.; Schindler, M. und Striegel, M.:
Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen.
Zweiter Zwischenbericht zum 30.04.1999 des StMLU-Projektmittelvorhabens Nr. L4, Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, Augsburg 1999
- [16] Baumann, W. und Herberg-Liedtke, B.:
Papierchemikalien: Daten und Fakten zum Umweltschutz.
Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York 1994
- [17] Mukerjee, M.:
Wissenschaft im Alltag: Einwegwindeln – Superabsorber halten Babys trocken.
Spektrum der Wissenschaft I, 2002, S. 116 – 117
- [18] Obermeier, T.; Jager, J.; Franke, M.; Jager, E. und Rüden, H.:
Gemeinsame Kompostierung von Windeln und Bioabfällen mit dem Rottebox- und dem Rot-tetrommel-Verfahren. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.): Bioabfallkompostierung – flächendeckende Einführung.
M.C.I. Baeza Verlag, Witzenhausen, 1991, S. 547 – 602
- [19] Marb, C.:
Stoffliche Zusammensetzung des Restmülls: Konzentrationen und Frachten.
In: Bayer. Landesamt für Umweltschutz (Veranst.): Restmüllanalysen – eine Grundlage eines nachhaltigen Stoffstrommanagements in der Abfallwirtschaft (Augsburg, 5. Dezember 2002).
Augsburg 2002

Danksagung

Der vorliegende Abschlussbericht enthält die Ergebnisse des vom Bayerischen Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen geförderten dreijährigen Forschungsvorhabens „Kompostierung von Bioabfällen mit anderen organischen Abfällen“. Wir danken den Verantwortlichen im bayerischen Umweltministerium für die finanzielle Unterstützung, ohne die die Durchführung des Projekts nicht möglich gewesen wäre.

Im Rahmen des Vorhabens wurden 15 Bioabfall- und 12 Grüngutkomposte aus bayerischen Kompostieranlagen untersucht. Den Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern der Kompostieranlagen vor Ort, die die Durchführung der Probenahmen ermöglicht haben, gilt unser besonderer Dank.

Zu Dank verpflichtet sind wir außerdem den Kolleginnen und Kollegen unserer Zentrallaboratorien für die Untersuchung der Kompostproben auf anorganische sowie auf organische Parameter. Daneben danken wir allen Kolleginnen und Kollegen des Josef-Vogl-Technikums, die ebenfalls zum Gelingen des Projekts beigetragen haben.